

На правах рукописи



СМАГИН АНДРЕЙ ИВАНОВИЧ

**ЭКОЛОГИЯ ВОДОЕМОВ ЗОНЫ ТЕХНОГЕННОЙ
РАДИАЦИОННОЙ АНОМАЛИИ НА ЮЖНОМ УРАЛЕ**

03. 00. 16 - Экология

АВТОРЕФЕРАТ
диссертации на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Пермь – 2008

Работа выполнена на Опытной научно – исследовательской станции,
Центральной заводской лаборатории «ФГУП ПО «МАЯК»
Федерального агентства Росатом и в
Отделе континентальной радиозэкологии
Института экологии растений и животных УрО РАН

Научный консультант: доктор биологических наук,
заслуженный эколог РФ
Трапезников Александр Викторович

Официальные оппоненты: доктор биологических наук
Пряхин Евгений Александрович

доктор биологических наук, профессор
Донник Ирина Михайловна

доктор биологических наук, профессор
Зиновьев Евгений Александрович

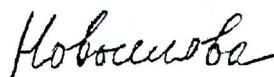
Ведущая организация: Институт экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН

Защита состоится 18 сентября 2008 г. в 13 часов 30 минут на заседании
Диссертационного совета Д 212. 189. 02 при Пермском государственном
университете по адресу: 614990 г. Пермь, ГСП, ул. Букирева, 15,
факс (342) 2371611; e-mail: novoselova@psu.ru

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Пермского государственного
университета

Автореферат разослан «___» _____ 2008 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета,
доктор биологических наук, доцент



Новоселова Л.В.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы. Развитие цивилизации предполагает увеличение потребления энергетических ресурсов. Проблема энерговооруженности общества непосредственно связана с проблемой глобального загрязнения окружающей среды. В начале прошлого столетия В.И. Вернадский отмечал, что воздействие человеческого общества становится в биосфере единственным, в своем роде, агентом, могущество которого растет с ходом времени со все увеличивающейся скоростью и изменяет структуру самих основ биосферы (Вернадский, 1940). Современная энергетика, основанная на сжигании органического топлива, запасы которого ограничены, не имеет будущего и создает очень много проблем (Месяц, Прохоров, 2004). Вклад в общий энергетический баланс альтернативных источников энергии не будет превышать нескольких процентов даже в далеком будущем. Перспективы термоядерной энергетики туманны, поэтому основой большой энергетики в ближайшее время является ядерная энергетика, при условии, что она избавится от недостатков, присущих ей в настоящем виде (Аврурин, 2002). Одной из основных опасностей, с которой столкнулось человечество при использовании энергии деления ядра, является проблема загрязнения биосферы радионуклидами (Алексахин, 1982; Соколов, Ильенко, 1978; Алексахин и др, 1993; Крупные радиационные аварии...2001; Рябов, 2004; Трапезников 2005; и др.). В то же время многочисленными исследованиями доказано, что производство энергии на атомных электростанциях, работающих в штатном режиме, наносит гораздо меньший ущерб окружающей среде по сравнению с тепловыми станциями (Ядерная энергия....., 1981; Крышев и др., 2001).

Производство энергии и продуктов ядерного синтеза на предприятиях атомной промышленности отличается высоким потреблением водных ресурсов. Водоемы, используемые в технологическом цикле, служат не только источником воды для нужд производства, но и местом сброса радиоактивных и других жидких отходов. Максимальные уровни радиоактивного загрязнения промышленных водоемов в нашей стране и, вероятно, во всем мире, имеют технологические водоемы Производственного объединения «МАЯК» (Комбинат 817) - первого в нашей стране промышленного комплекса по переработке оружейного плутония, начавшего работать в июне 1948 г. на севере Челябинской области. Радиоактивное загрязнение значительных территорий в районе расположения предприятия обусловлено несколькими радиационными инцидентами, произошедшими в первые десятилетия работы производства. Сбросы жидких радиоактивных отходов (ЖРО), проводившиеся с 1948 по 1952 г. в р. Теча, привели к загрязнению русла реки и пойменных ландшафтов. Всего в открытую гидрографическую сеть поступило $\sim 8,8 \cdot 10^{16}$ Бк (2,78 МКи) радионуклидов. В 1957 г. химический взрыв емкости - хранилища радиоактивных отходов привел к выбросу в атмосферу около $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк (20 МКи) радионуклидов. Около 90% радиоактивных веществ выпало в районе промышленной площадки ПО «МАЯК», а приблизительно $7,4 \cdot 10^{16}$ Бк (2 МКи) было вынесено за её пределы в виде Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа), протянувшегося неширокой полосой на сотни километров на северо-восток от места аварии. В 1967 г. в результате ветрового уноса подсохших радиоактивных илов с обнажившегося дна на мелководьях оз. Карачай (В-9) в окружающую среду поступило около $2,2 \cdot 10^{14}$ Бк (6 кКи) радионуклидов.

В результате радиационных инцидентов на ПО «Маяк» в районе расположения предприятия сформировалась техногенная радионуклидная геохимическая аномалия. Радиоактивному загрязнению подверглись многочисленные озера, расположенные в зоне воздействия предприятия. Максимальные уровни радиоактивного загрязнения имеют технологические водоемы - хранилища отходов.

Последствия многолетнего (40-60 лет) воздействия радиационного и других антропогенных факторов на водные экосистемы недостаточно изучены до настоящего времени.

ЦЕЛЬ РАБОТЫ:

Комплексный анализ экологического состояния водных экосистем в зоне техногенной радионуклидной аномалии на Южном Урале, определение воздействий, в наибольшей степени влияющих на состояние гидроценозов, разработка реабилитационных мероприятий и подходов к дальнейшему рациональному использованию водоемов, загрязненных радионуклидами.

Основные задачи исследования:

1. Изучить основные гидрологические показатели и особенности гидрохимического режима водоемов в зоне техногенной радионуклидной аномалии на Южном Урале;
2. Оценить кумулятивный запас радиоактивных веществ в водных экосистемах;
3. Определить уровни радиоактивного загрязнения воды, донных отложений и представителей биоты водоемов, а также уровни воздействия радиационного и нерадиационных факторов на представителей биоты;
4. Исследовать феномен многолетней устойчивости биоценозов к многофакторному антропогенному воздействию;
5. Оценить риск деградации изученных экосистем технологических водоемов, степень их опасности для человека и разработать методы дальнейшего рационального использования водных объектов и консервации хранилищ радиоактивных отходов.

Научная новизна исследования.

В результате выполненных многолетних комплексных исследований общего экологического и радиоэкологического состояния водоемов в зоне радиационного воздействия ПО "МАЯК" впервые:

- 1) собраны, систематизированы и проанализированы данные о динамике гидрохимического и радиационного режимов промышленных водоёмов за период эксплуатации (40-60 лет), а также других водоемов, расположенных в зоне воздействия;
- 2) оценены кумулятивные запасы радионуклидов в водоёмах, плотности загрязнения грунтов и их пространственное распределение;
- 3) рассчитаны и экспериментально оценены с помощью дозиметров различных конструкций поглощенные дозы на гидробионтов от внешних и внутренних источников радиоактивного облучения;
- 4) исследовано состояние гидробионтов (рыб, фитопланктона, водной растительности), испытывающих различные уровни антропогенной нагрузки, по ряду биологических, ихтиологических и генетических параметров;

- 5) изучена степень воздействия на отдельных представителей биоты радиационных и нерадиационных факторов;
- 6) получены экологическая и токсикологическая характеристики исследованных водных экосистем;
- 7) выявлены взаимосвязи динамики фитопланктона в водоем-охладителе с абиотическими факторами среды (температура, радиоактивное загрязнение, гидрохимические параметры);
- 8) показано, что после снижения тепловой нагрузки на экосистему водоема произошло изменение состава ведущих групп фитопланктона, биомасса зеленых водорослей выросла в 2-3 раза, а синезеленых снизилась в 1,5 раза ;
- 9) разработана классификация водоемов по уровням воздействия.

Практическая ценность.

Исследование многолетнего совместного воздействия техногенных факторов различной природы на гидроценозы и отдельные структуры водоемов позволяет:

- прогнозировать состояние экосистем водоемов при возникновении аварийных сбросов радионуклидов, химических растворов, хозяйственных и бытовых стоков;
- предложить необходимые меры реабилитации на водоемах, длительное время эксплуатирующихся предприятиями атомной промышленности;
- прогнозировать гиперпродуктивные периоды в развитии фитопланктона и заранее осуществлять мероприятия по их предотвращению;
- разработать экологически обоснованные нормативы сбросов радионуклидов в водную среду;
- разработать и внедрить методику ведения рыбного хозяйства при субпредельном воздействии радиационного, химического и теплового факторов;
- результаты диссертационного исследования используются при подготовке студентов в Государственных образовательных учреждениях высшего профессионального образования: Челябинском государственном педагогическом университете, Уральском государственном педагогическом университете, Озерском технологическом институте (филиале) Московского инженерно – физического института (государственного университета), Уральском государственном университете путей сообщения.

Положения, выносимые на защиту:

1. Согласно предложенной нами классификации, водоемы, расположенные в зоне радиационной аномалии на Южном Урале, по уровням техногенной нагрузки можно разделены на три группы:

а) водоем-охладитель реакторного производства ПО «МАЯК» оз. Кызыл-Таш (В-2) и гидротехническая система Теченского каскада водохранилищ (ТКВ) – хранилищ низкоактивных радиоактивных и химических отходов радио-химического производства (водоемы В-3, В-4, В-10, и В-11), левобережный обводной канал и правобережный обводной канал (ЛБК и ПБК).

б) водоемы, расположенные в головной части ВУРСа, загрязнение которых обусловлено авариями 1957 г. и 1967 г. (озера - Бердениш, Урусккуль, Кажаккуль, Алабуга);

в) условно "чистые" водоемы, расположенные в зоне воздействия предприятия, радиоактивное загрязнение которых обусловлено авариями 1957 и

1967 гг., но уровни радиационного воздействия на гидроценозы этих водоемов в сотни и тысячи раз ниже, чем в водоемах группы а) и б).

2. Главным депо, аккумулирующим радиоактивные вещества, являются донные отложения и подстилающие грунты, играющие в процессах миграции радионуклидов геохимическую барьерную роль. Скорость полураспада воды водоемов в условиях установившегося динамического равновесия (^{90}Sr и ^{137}Cs) составляет 6-10 лет и превышает таковую за счет периода физического распада в несколько раз. Процессы самоочищения воды происходят за счет перераспределения радионуклидов в системе вода – донные отложения. Значительную роль в процессах самоочищения воды гидроценозов ряда водоемов играет водная растительность.

3. Экспериментально оцененные дозовые нагрузки на рыб, обитающих в В-2 и В-10, формируются за счет инкорпорированных β - излучателей и составляют не менее 2-3 Гр/год. Оцененные и являются субпредельными для пресноводных экосистем. Совместное многолетнее воздействие радиационных и химических факторов не вызвало необратимых изменений как в популяциях рыб, обитающих в технологических водоемах, так и на уровне экосистем. Мощность дозового воздействия на рыб, обитающих в водоемах головной части оси ВУРСа (оз. Урускль и оз. Бердениш), ниже этой величины на порядок, а в контрольных водоемах на периферии головной части оси ВУРСа (оз. Алабуга и Кажаккуль) на четыре порядка, в остальных водоемах района радионуклидной аномалии на пять порядков.

4. Система хранения низкоактивных и среднеактивных жидких радиоактивных отходов (ЖРО) в водоемах - хранилищах в течение 40-50 лет является достаточно безопасной за счет барьерной геохимической роли донных отложений и подстилающих грунтов, а обваловка берегов скальным грунтом резко снижает рассеивание радионуклидов в окружающих ландшафтах. Предложенные реабилитационные мероприятия позволяют улучшить экологическое состояние водных экосистем предприятий ЯТЦ. Разработана технология ведения рыбного хозяйства во всех обследованных водоемах, включая промышленные водоемы ПО «МАЯК».

Апробация работы.

Основные положения и результаты диссертационной работы докладывались на заседаниях научно-технического совета ПО «МАЯК» и научных конференциях: ежегодно на научно-техническом совете Опытной научно - исследовательской станции ПО "МАЯК" (в 1984, 1985, 1986, 1987, 1988 гг. п. Метлино), на межведомственной конференции ЦЗЛ, ФИБ-1, ОНИС, ПО "МАЯК" (в 1990 г., г. Озерск), на научных советах Института биофизики МЗ СССР (в 1984, 1987 и 1988 гг., г. Озерск), на II Всесоюзной конференции по сельскохозяйственной радиэкологии (в 1990 г., г. Обнинск), на 2-й международной конференции по радиобиологии (в 1994 г., г. Москва), на международной конференции "Биорад" (в 2000 г., г. Сыктывкар), на межрегиональной конференции "Проблемы отдаленных эколого-генетических последствий радиационных инцидентов: Тоцкий ядерный взрыв" (в 2000 г., г. Екатеринбург), на III, IX, X международных экологических симпозиумах "Урал атомный, Урал промышленный" в 1994, 2001, 2002 гг., г. Екатеринбург), на I и II региональных конференциях "Адаптации биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды" (в 2001 и 2002 гг., г. Челябинск), на II межотраслевой научно – технической конференции

"Охрана природы и экологическая безопасность на предприятиях Минатома России" (в 2002 г., г. Саров), на II Международной конференции "Environment and Ecology of Siberia, the Far East, and the Arctic. October 7-11, 2003 г., Tomsk, Russia" (EESFEA-2003), на Юбилейной научной конференции, посвященной 50-летию создания Филиала № 1 Института биофизики МЗ СССР 2003 г., г. Озерск (2 доклада), на Четвертой Российской конференции по радиохимии "РАДИОХИМИЯ-2003" (в 2003 г., г. Озерск), на научно - техническом совете ФГУП ПО "МАЯК" в 2005 г. (доклад, утверждение темы и основных положений диссертационной работы Смагина А. И.), на межлабораторном семинаре лаборатории радиационного мониторинга ПО «МАЯК» в 2005 г. и межлабораторном семинаре отдела Континентальной радиоэкологии ИЭРиЖ РАН в феврале 2008 г., г. Заречный Свердловской обл., на III межрегиональной конференции «Проблемы географии Урала и сопредельных территорий» в мае 2008 г., г. Челябинск.

Всего по теме диссертации было сделано более 30 докладов.

Публикации Основные результаты исследования изложены в 47 работах, из них одна монография, 19 работ опубликовано в журналах, рекомендованных ВАК для защиты докторских диссертаций. Получен один патент на изобретение.

Ряд исследований был выполнен в соавторстве с сотрудниками ОНИС и ЦЗЛ ПО «МАЯК»: инж. Т.Б. Меньших Е.Г. Рыжковым, Е.В. Литовкиной, Т.П. Трещевой, научн. сотр. Н.Н. Точиновой, С.П. Пешковым, Л.А. Милакиной, зав. лаб. А.С. Бакуровым, Л.В. Никитиной и В.С. Каргаполовым, канд. тех. наук П.М. Стукаловым и М.В. Проничевым, канд. биол. наук Р.П. Понамарева, О.В. Тарасовым, В.И. Рерих; рук. СЭС МСЧ-71 И.Г. Петер, зав. лаб. Е.В. Витомской, докт. мед. наук С.Н. Деминым, канд. биол. наук А.Г. Бажиным; сотр. ФИБ-1 докт. мед. наук З.Б. Токарской; сотр. ИОГЕН канд. биол. наук А.Н. Фетисовым и докт. биол. наук А.В. Рубанович; сотр. ИЭРиЖ УрО РАН докт. биол. наук Н.М. Любашевским, канд. биол. наук Н.В. Лугаськовой и О. В. Орловым; сотр. Ильменского заповедника канд. биол. наук А.В. Лагуновым, Е. И. Вейсберг и Н.Б. Куянцевой.

Личный вклад диссертанта.

Применение комплексного ландшафтного подхода при исследовании водных экосистем позволило автору выявить ряд фундаментальных положений, во многом корректирующих существующую в радиоэкологии парадигму. Разработаны подходы к комплексной оценке экологического и радиоэкологического состояния водоемов, планы и программы проведения экспериментов и наблюдений. Автор организовывал и проводил полевые исследования и сбор информации для формирования баз данных и анализ полученных результатов. Автором разработана методика отбора донных отложений для радиоэкологических исследований и методика оценки доз радиации на гидробионтов с помощью промышленных дозиметров. Автор принимал непосредственное участие во всех исследованиях, представленных в работе, начиная с 1980 г. и по настоящее время.

Структура и объем работы.

Работа состоит из введения, обзора литературы (гл. 1), материалов и методов исследования (гл. 2), изложения результатов исследования (гл. 3 – 7), заключения, списка литературы и приложений. Работа изложена на 382 стр., включает

75 таблиц и 62 рисунка, в библиографическом списке приведено 338 источников.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Глава 1. МИГРАЦИЯ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ И БИОЛОГИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ РАДИАЦИОННОГО И ДРУГИХ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ (обзор литературы)

В разделе представлен анализ более 300 литературных источников по экологии, радиоэкологии и экотоксикологии водных геоэкологических комплексов. Показано, что впервые наиболее полно вопросы поведения радионуклидов в водоемах представлены в серии работ, выполненных под руководством Н. В. Тимофеева-Ресовского, затем в Уральском научном центре РАН (Куликов, 1971, 1978; Куликов и др., 1971, 1975, 1977, 1978, 1988; Чеботина, Трапезников и др., 1986, 1988, 1992; Чеботина, Гусева и др. 2002; Трапезников и др., 1983, 1992, 1994, 1996 а и б, 1997 а и б, 1999 а и б, 2000, 2003, 2005 а и б, 2006 и др.). Отмечено, что вопросы дозиметрии природных объектов слабо разработаны, а существующие методы расчета доз зачастую несовершенны, поэтому в исследованиях, посвященных действию радиоактивного загрязнения на гидробиоты, часто приводятся только значения удельной активности воды (Воронина и др., 1974, 1977; Ильенко и др., 1977, 1978; Мунтян, 1977, 1993; Шеханова, 1971; Персов и др., 1975; и т.д.). Считается, что рыбы являются наиболее радиочувствительным звеном водных экосистем (Methodology for assessing., 1977; Шеханова, 1986) и поэтому большое количество работ посвящено изучению воздействия радиационного фактора на рыб (Воронина, 1973; Воронина и др., 1977; Городилов, 1971; Ермохин и др., 1977; Куликов и др., 1988; Мунтян, 1977, 1993; Персов и др., 1985; Печкуренок, 1981, 1985; Печкуренок и др., 1980, 1987; Пешков и др., 1978; Питкянен и др., 1971, 1978; Шлейфер и др., 1977; Шлейфер, 1978, 1980; Фетисов и др. 1992; Смагин и др. 1990; Смагин, 1996; Смагин, 1996; Смагин и др. 2000; Смагин и др. 2001; Смагин, 2002; Смагин и др. 2002). В последнее время разработаны алгоритмы математического моделирования поведения радионуклидов в водоемах (Крышев, 1979, 1989; Крышев и др., 1990; Крышев, Сазыкина, 1996; Сазыкина, Крышев, 2001; Стукалов, Смагин, 2001 и т.д.).

Под воздействием новых форм хозяйственной деятельности в водоемах происходит интенсификация процессов эвтрофикации, термофикации, токсификации. Такой комплекс антропогенных воздействий на фоне радиоактивного загрязнения могут испытывать водоемы - охладители предприятий ЯТЦ.

Экологическое состояние пресноводных экосистем во многом зависит от химического состава воды, формирующегося в водных системах под воздействием физико-географической и геохимических особенностей ландшафта (Черняева и др., 1977). Химическая емкость водоемов определяется гидрологическими, гидрохимическими и биологическими особенностями каждого гидробиотопа. Водная экосистема способна в определенных пределах нейтрализовать воздействие, которое выражается не только в непосредственном токсическом действии на отдельные группы гидробионтов, но и в комплексном воздействии на всю систему.

В литературе отсутствуют работы по комплексной оценке состояния технологических водоемов предприятий ЯТЦ, за исключением исследований водо-

хранилища Белоярской АЭС. Но и в этих работах основное внимание уделяется вопросам распределения, накопления и миграции радионуклидов, а биологическое действие на гидробионтов практически не рассматривается.

Глава 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Геоэкологическая характеристика района исследования

2.1.1 Физико-географические особенности района

Район исследований расположен на восточном склоне Южно-Уральского хребта – на восток от горного массива Потаниных и Граниных горных хребтов. Исследуемая территория характеризуется разнообразием природных ландшафтов, включая многочисленные водоемы различных типов (рис. 2.1)..

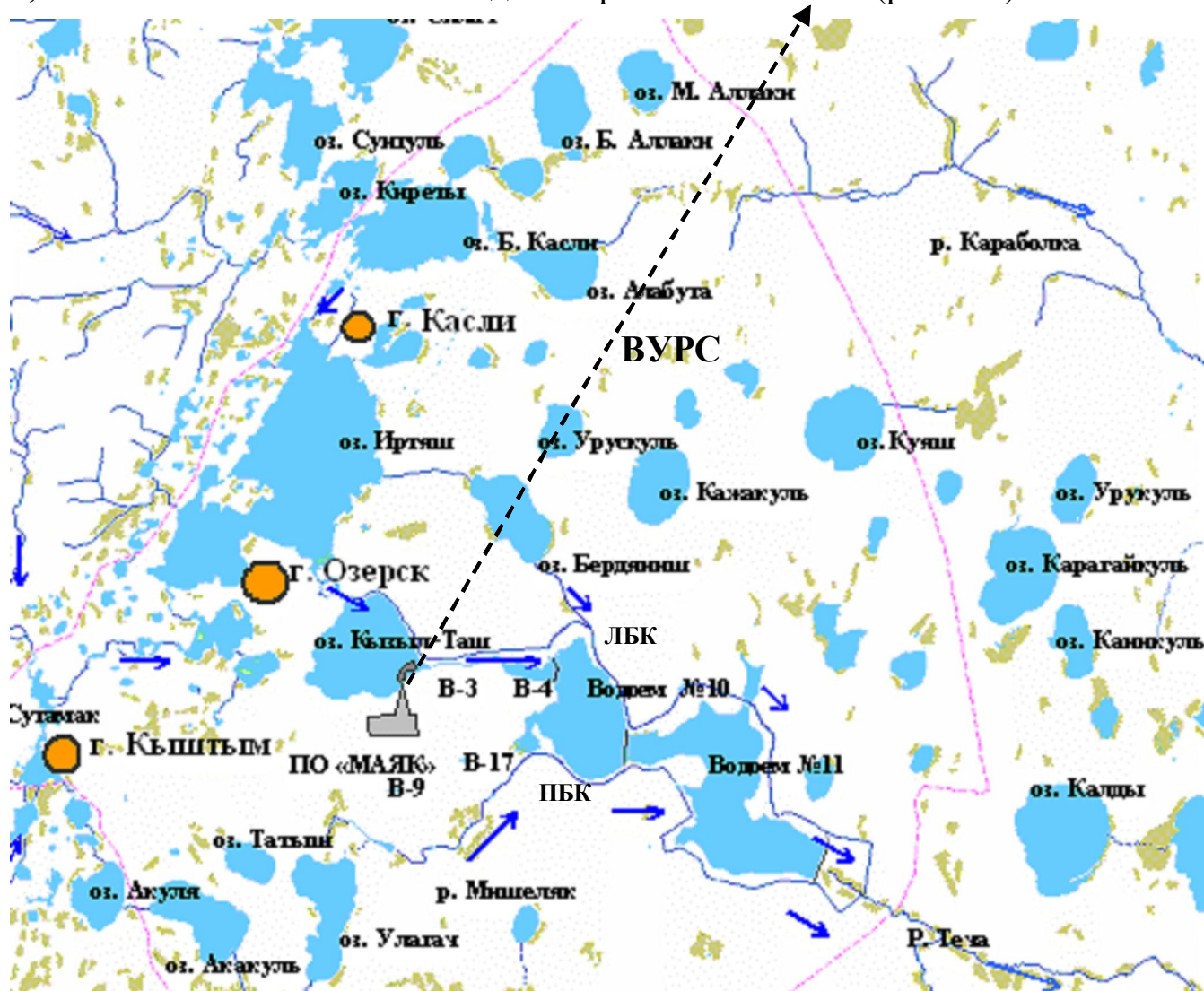


Рис. 2.1 Гидрографическая схема района исследований

2.2 Объекты исследований

Объектами исследования являются водоемы, расположенные в зоне воздействия ПО "МАЯК", принадлежащие к нескольким озерным группам и водным системам. Самой крупной является система Каслинско–Кыштымских озер.

2.2.1 Каслинско–Кыштымская озерная система

Расположена в северной части Челябинской области, в верховьях р. Теча. Каслинско-Кыштымские озера заполняют предгорные разломы Потаниных и Граниных гор на восточном склоне Южно-Уральского хребта. Общая площадь

акватории водоемов составляет 280 км² (Анализ состояния водоемов.....1990). Все озера проточные либо сточные (Андреева, 1973). Озера, расположенные севернее г. Касли, относятся к северной (Каслинской) стоковой цепочке, а южнее г. Кыштыма - южной. Замыкает систему оз. Иртяш (В-1), откуда вода поступала в оз. Кызыл-Таш (В-2) и далее в р. Теча.

2.2.2 История формирования современных гидрографических особенностей исследуемых водных объектов

В середине XVIII века во время промышленного освоения Урала сток из системы Каслинско-Кыштымских озер был зарегулирован плотинами, а протоки, соединяющие озера, углубили для прохода барж.

2.2.3 Теченский каскад водоемов (ТКВ)

ТКВ – система искусственных прудов и водохранилищ, расположенных на р. Теча за оз. Кызыл-Таш. В первые годы работы ПО «МАЯК» существующие плотины и дамбы каскада Каслинско-Кыштымских озер были модернизированы. Позднее, в 1956 -1964 г. ниже по течению р. Теча были возведены новые плотины.

С 1949 г. в р. Теча за плотинной, замыкающей оз Кызыл Таш, начали сбрасывать высокоактивные жидкие радиоактивные отходы (ЖРО). Основная часть активности (до 99%) поступила в р. Теча в период с марта 1950 г. по октябрь 1951 г. Эти сбросы привели к существенному радиационному загрязнению русла и поймы реки. В ноябре 1951 г. сброс ЖРО в р. Теча был резко сокращен (в 100 и более раз). Высокоактивные ЖРО были направлены в оз. Карачай (В-9) – небольшое верховое болото, расположенное в междуречье рек Теча и Мишеляк. В 1957 г. сброс отходов в р. Теча был прекращен (Садовников, Глаголенко и др., 2002). Прекращение сбросов не дало ожидаемых результатов, т. к. удельная активность воды в среднем течении и низовьях р. Теча не изменилась. Происходило вымывание радионуклидов из донных отложений В-3, В-4 и пойменных ландшафтов верховий реки. С целью исключения вымывания радионуклидов и хранения поступающих низкоактивных ЖРО в 1956 г. в 7 км ниже В-4 русло р. Теча было перекрыто земляной плотинной (П-10) и началось заполнение нового водохранилища - хранилища отходов В-10. Воды р. Мишеляк – правого притока р. Теча, были перехвачены и направлены в обход вновь созданного водохранилища по правобережному обводному каналу (ПБК).

Для отведения "чистой" воды из оз. Иртяш в начале 50-х г.г. был проложен канал из оз. Иртяш в оз. Бердениш, а оттуда в р. Теча. После аварии 1957 г. на ПО «МАЯК» Восточно – Уральский радиационный след пересек оз. Бердениш, и канал был выведен из эксплуатации. Для сброса "чистой" воды из оз. Иртяш в кратчайшие сроки по левому берегу оз. Кызыл-Таш и затем в обход прудов В-3, В-4 и водохранилища В-10 был проложен новый канал (ЛБК). Строительство последней плотины (П-11) водохранилища В-11 и обводных каналов (ЛБК) и (ПБК) было завершено в 1964 г. Создание ТКВ являлось первым этапом работ по радиационной реабилитации р. Теча.

2.2.4 Озера головной части ВУРСа

Озера Урускуль, Бердениш, Кажаккуль и Алабуга входят в состав Восточно-Уральского государственного заповедника (ВУГЗа). Оз. Урускуль, Бердениш расположены на оси следа в головной части ВУРСа, оз. Кажаккуль и Алабуга на

границе радиоактивного следа. Оз. Кажаккуль и Алабуга традиционно используются в качестве контрольных при проведении радиологических исследований.

2.2.5 Контрольные водоемы района промышленного узла г. Екатеринбурга.

При проведении гематологических исследований рыб, обитающих в В-10, контролем служили рыбы из водоемов района г. Екатеринбурга, расположенных на расстоянии 100 км на север от промплощадки ПО «МАЯК» и не испытывающие воздействия предприятия. Ряд водоемов этой группы испытывают загрязнение промышленными стоками крупных промышленных предприятий и городскими ливневыми водами, содержащими тяжелыми металлы, нефтепродукты и органические вещества различной природы. Вторая группа водоемов не подвержена прямому техногенному загрязнению и служит источником питьевой воды.

2.3 Методы проведения исследований

2.3.1 Методы отбора образцов

Исследовали образцы основных компонентов экосистем водоемов: воду, донные отложения, фитопланктон, прибрежную растительность, ихтиофауну.

Пробы воды отбирали батометром, а донные отложения – модернизированным трубчатым стратометром по типу стратометра Ф. Д. Мордухай-Болтовского (Методика изучения....., 1975) в собственной модификации. После извлечения стратометра насадка с отобранной колонкой донных отложений отделялась для замораживания, зимой на месте отбора, летом с использованием жидкого азота. Затем насадку нагревали, извлекали колонку и делили на слои по 1-5 см. Определяли объемную массу естественно - влажных образцов, объемный вес и после соответствующей подготовки удельную активность.

Пробы воды в оз. Кызыл-Таш отбирали из водозаборных устройств, оголовки которых находились на дне водоема на глубине 3-4 м в юго-восточной части озера в 200-300 м от берега. В остальных водоемах воду отбирали на станциях отбора батометром из фотического слоя, в основном, ежемесячно, но не реже двух раз в год.

Рыбу отлавливали в экспериментальных и контрольных водоемах стандартным набором ставных сетей (Методика изучения....., 1975), в основном, летом, ежегодно с 1981 по 2004 гг. не менее чем по 100 экземпляров каждого вида рыб.

2.3.2 Химический, радиохимический и радиофизический анализ

Гидрохимические параметры оценивали, используя стандартные методики (Алекин О.А., 1970; Алекин О.А. и др., 1973).

При проведении измерений использовали ГОСТ 8.207-76, ОСТ 95.592.78 – ОСТ 95.601.78.

Определение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs проводили стандартизованными методами, принятыми на ПО «МАЯК».

Определение суммарной β -активности проводили методом толстого слоя в диапазоне активностей от 2 до 10 Бк/кг (0,05-0,27 нКи/кг). Погрешность – 50%. ^{89}Sr и ^{90}Sr выделяли оксалатно-нитратным методом. Для регистрации β -излучения применяли низкофоновый β -радиометр МФ-60, разработанный на Опытной станции и позволяющий определить удельную активность ^{89}Sr и ^{90}Sr на уровне 1 Бк/кг (0,03 нКи/кг). Погрешность – не более 50%.

Определение радионуклидов по γ -излучению проводили, используя анализатор импульсов типа "Nokia" и полупроводниковый детектор ДГДК-63А. Диапазон определяемых активностей от 2 до 10 Бк/кг (0,05-0,027нКи/кг). Погрешность – не более 35%.

При подготовке проб воды к анализам образцы подкисляли азотной кислотой и затем упаривали в 100 и более раз. Образцы рыбы и донных отложений озоляли при температуре до 360⁰ С. Радиометрические измерения образцов проводили не менее двух раз по аттестованным методикам и на аттестованном оборудовании.

Объем проанализированного материала составил более 11 тыс. образцов и около 29 тыс. элементопределений.

Показатели приведены для образцов естественной влажности, а коэффициенты концентрирования (Кк) радионуклидов – по отношению к воде.

2.3.3 Определение дозовых нагрузок от радиоизлучателей

Для экспериментальной оценки дозовых нагрузок использовали измерительный комплекс ТЛД на основе порошков литий – фтор (Пристер и др., 1979, 1980). Впервые для определения доз на гидробионтов использовали комплекты промышленных дозиметров ИКС-А и ИФКУ. Комплект ИФКУ позволяет измерять поглощенные дозы γ -излучения в диапазоне энергий фотонов от 0,1 до 3 МэВ и дозы β -излучения с граничной энергией выше 1 МэВ в диапазоне измерения от 0,05 до 2 сГр. Автономные детекторы ИКС-А имеют диапазон измерения от 0,5 до 1000 сГр, а ТЛД от 0,1 до 1000 сГр.

Поглощенные дозы внешнего облучения гидробионтов определяли, экспонируя гирлянды дозиметров в толще воды. Для оценки доз от инкорпорированных радионуклидов дозиметры закладывали в тело рыб и экспонировали в холодильнике 30-60 сут. Общее количество определений составило не менее 2500.

Мощность экспозиционной дозы измеряли прибором СРП 68-02, а плотность потока β -частиц прибором РУП-1 и КРБГ.

2.3. 4 Санитарное нормирование загрязнения воды и рыбы

Уровни загрязнения воды и рыбы оценивали, используя санитарные нормы и правила (Нормы радиац....., 1996; 2000; СанПиН..., 97; 2002) по которым допустимые уровни (ДУ) содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в пищевых продуктах обеспечивают непревышение предела дозы (ПД) 1 мЗв и предела годового поступления (ПП) при условии, что суточное поступление ⁹⁰Sr с пищей не превышает 100 Бк/сут, а ¹³⁷Cs - 210 Бк/сут.

Пищевой продукт годен к употреблению, если:

$$\left(\frac{A}{H}\right)^{90}\text{Sr} + \left(\frac{A}{H}\right)^{137}\text{Cs} \leq 1 \quad (1)$$

где А - удельная активность радионуклида в данном пищевом продукте;

Н – норматив из таблицы СанПиН [СанПиН -96, 1997].

В соответствии с этим документом допустимый уровень (Н) содержания в рыбе ⁹⁰Sr составляет 100 Бк/кг, а ¹³⁷Cs -130 Бк/кг.

2.3.5 Основные объекты гидробиологических, ихтиологических и генетических исследований

Фитопланктон в исследуемых водоемах представлен тремя основными группами: синезеленые водоросли – *Cyanophyta*, зеленые – *Chlorophyta* и диато-

мовые – *Bacillariophyta*. В водоеме-охладителе доминируют синезеленые водоросли рода *Microcystis*. В водоемах обитает большинство видов рыб, типичных для Зауралья. Основными объектами являлись: плотва сибирская, чебак – *Rutilus rutilus lacustris* Pallas, окунь речной – *Perca fluviatilis* L., щука – *Esox lucius* L. и лещ – *Abramis brama* L. (Веселов, 1977), вселенный в Зауральские озера в середине 30 гг. XX века, узкопалый рак – *Astacus leptodactylus*, был вселен в Зауральские озера в середине XIX века из водоемов Европейской территории России (Кучин, 1910).

2.3.6 Морфометрический анализ рыб

Проводили внешний осмотр рыбы и ее органов, линейные измерения тела и отдельных его частей. Измеряли массу тела и органов (Моисеев и др., 1981; Правдин, 1986). Для определения флуктуирующей асимметрии (Захаров и др., 1985) в популяциях плотвы были просчитаны все парные признаки на обеих сторонах тела. Уровни асимметрии в различных популяциях сравнивали по критерию Фишера (Плохинский, 1970, 1980). Возраст рыб определяли по чешуе (Чугунова, 1959).

2.3.7 Электрофоретический анализ

Исследования проводили на трех популяциях плотвы из В-2, В-10 и оз. Кажаккуль в вертикальных камерах на 27 образцах в блоках полиакриламидного геля. Применяли Трис-ЭДТА-обратную систему (Shaw, 1965). Пробы белых мышц отбирали у живых или охлажденных во льду (не более 1,5 ч) особей, гомогенизировали в растворе сахарозы 30% с добавлением бромфенолового синего. Окрашивание ферментов проводили по общепринятым методикам (Крочкин и др. 1977). Во всех популяциях было исследовано пять белковых систем: 6-фосфоглюконатдегидрогеназа (6-PGD, 1.1.1.44), лактатдегидрогеназа (LDH, 1.1.1.23), малатдегидрогеназа (MDH, 1.1.1.37), ацетилэстераза (ES, 3.1.1.6) и аспаратаминотрансфераза (ААТ, 2.6.1.1.).

2.3.8 Инкубация икры рыб и анализ предличинок

Инкубацию личинок щуки проводили в рыбоводном цехе Опытной станции ПО «МАЯК». Производителей отлавливали на нерестилищах, икру и молоки сцеживали, оплодотворяли сухим способом и доставляли в рыборазводный цех для инкубации в "чистой" воде. В оз. Алабуга и В-10 было отловлено не менее, чем по 100 производителей и заложено на инкубацию ~ 1,5 млн. и ~ 3 млн. икринок, соответственно. Через несколько часов после выклева проводили выборку предличинок по 1000 шт. для каждого варианта. Материал фиксировали, затем, используя микроскоп МВИ-1, определяли наличие фенотипических уродств (видимых мутаций) и длину тела.

2.3.9 Исследование состояния популяций рыб методом микроядерного тестирования крови

Отбор крови проводили путем отсечения основания хвостового стебля. Мазки крови наносили на предметные стекла и фиксировали раствором метанола с последующим окрашиванием азур-эозином (Шатуновский, 1972).

Учет микроядер проводился в эритроцитах периферической крови под микроскопом при увеличении $\times 1000$ с масляной иммерсией. У каждой особи анализировались не менее 5000 эритроцитов. Статистическая значимость различий между выборками по частоте встречаемости эритроцитов с микроядрами

оценивали по t-критерию Стьюдента с преобразованием фи-Фишера (Sokal, Rohlf, 1981). Количество микроядер в эритроцитах подсчитывали в промилле (Ильинских, Новицкий и др., 1991).

2.3.10 Статистическая обработка

Статистическую обработку результатов проводили стандартными методами (Плохинский, 1970, 1980; Урбах, 1964; Sokal, 1984).

Анализ динамики трех классов фитопланктона, 34 гидрохимических показателей, пяти метеорологических и трех радиационных факторов проводили, используя программу СТАН и методы анализа временных рядов (Дженкинс и др., 1971, 1972; Мазуров и др., 1972; Пакет прикладных.... 1983; Pixon, 1984).

Для проведения статистического анализа был создан банк данных месячных значений за период наблюдений 40 лет с 1962 по 2003 гг., включающий около 20 тысяч значений различных показателей. Для формирования банка данных было собрано около 80 тысяч значений анализов и наблюдений, в среднем, по 2–6 на одну точку.

Глава 3. ЭКОСИСТЕМА ВОДОЕМА - ОХЛАДИТЕЛЯ ОЗ. КЫЗЫЛ-ТАШ (В-2)

3.1 Геоморфологические, гидрологические и термические особенности

В-2 расположен в двух км на юго-восток от г. Озерска. При отметке уровня 225,5 площадь зеркала водоема составляет 18,6 км², объем воды 84,4 млн м³, преобладающая глубина 4 м. На южном и юго-восточном берегах находятся объекты промплощадки ПО "МАЯК". В береговой зоне и на большей части площади водосбора естественный ландшафт нарушен при проведении различных строительных работ (рис. 3.1).

Вода из В-1 поступала в В-2 по широкой мелководной протоке Карагай-Кюэль. В 50-е гг. протока была перегорожена сплошной земляной дамбой, и образовался Буферный водоем. Дамба была оборудована водodelителем, через который вода из В-1 поступает в В-2 либо в левобережный обводной канал

Для обеспечения циркуляции перегретых вод вдоль юго-восточного берега В-2 была отсыпана струеразделительная дамба сбросного канала длиной около 3 км. В 1950-е -1980-е гг. температура воды на выходе из канала со-



Рис. 3.1 Карта-схема оз. Кызыл-Таш (В-2)

ставляла 50-70° С. Испарение с поверхности озера выросло в два раза, и В-2 не замерзал даже в самые суровые зимы (Ильин, 1956; Смагин, 1996).

Водный баланс водоема - охладителя складывался из поступления воды из В-1 в объеме от 20 до 50 млн м³/год и местного стока от 5 до 13 млн. м³/год.

Расход воды происходил за счет испарения от 8 до 22 млн. м³/год и потерь на технологические нужды от 8 до 13 млн. м³/год (Ильин, 1956). Попуски воды

из В-2 в р. Теча проводили до 1953 г., затем периодически, в исключительных случаях, по специальному разрешению.

В 1957 г. попуски воды из В-2 в р. Теча были прекращены. (Ильин, 1956; Характеристика водоема 2, 1985; Состояние водоема 2, 1992). К 1990 г. после вывода из эксплуатации пяти прямоточных уран-графитовых реакторов (ПУГР) резко сократилось поступление тепла в В-2, и в настоящее время водоем зимой полностью покрывается льдом.

3.2 Гидрохимический режим

До 1950 года вода В-2 соответствовала карбонатно-кальциевому типу и была близка по составу воде оз. Иртяш.

Режим эксплуатации привел к изменению гидрохимического типа водоема с карбонатно-кальциевого на сульфатно-кальциевый, а затем и на хлоридно-сульфатный. Изменение гидрохимического типа В-2 было вызвано сбросами хозяйственных бытовых и фекальных вод предприятия. Дополнительное поступление стоков г. Озерска привело к увеличению концентрации минерального фосфора с 0,06 мг/л в 1957 г. до 1,1 мг/л. в 1961 г. После прекращения сбросов происходило быстрое снижение значения показателя. В водоем поступала химически обессоленная оборотная вода, подкисленная серной кислотой с целью снижения карбонатной жесткости, на эти нужды в 1970-1980 гг. расходовалось до 150 т/год концентрированной серной кислоты. Гидрохимический режим оз. Кызыл-Таш постоянно менялся под воздействием технологических сбросов производства (рис. 3.2).

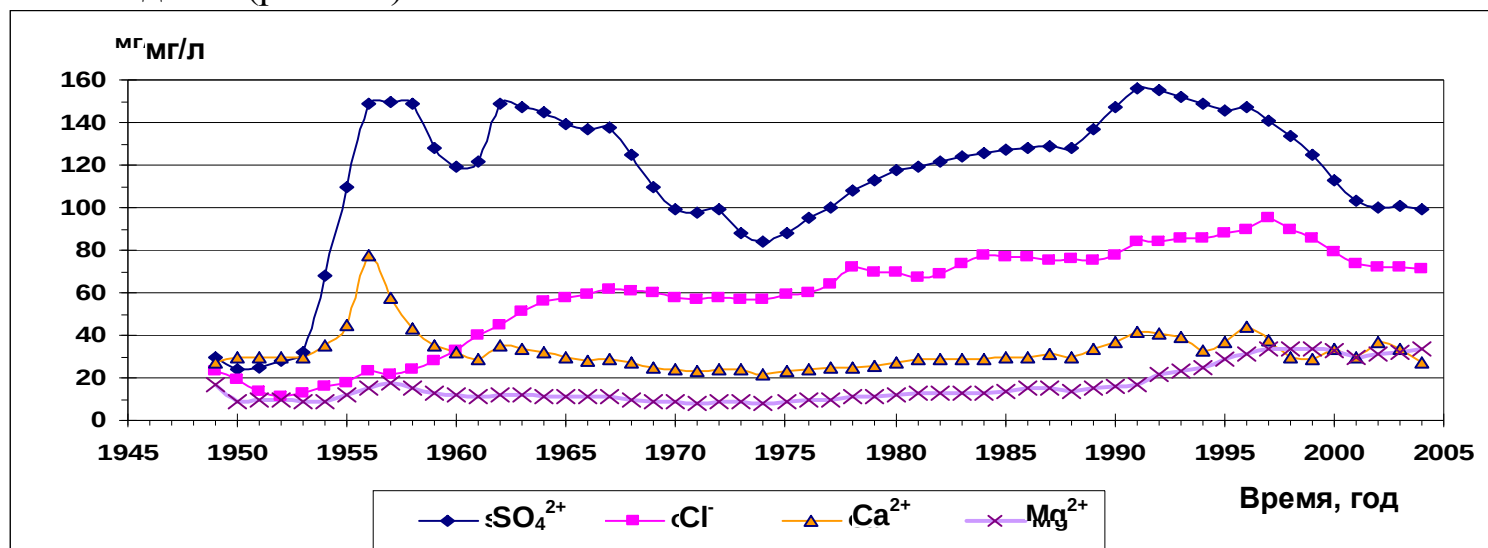


Рис. 3.2 Многолетняя динамика гидрохимического состава оз. Кызыл-Таш.

Стабилизацию состава воды осуществляли за счет следующих мероприятий: а) продувка водоема-охладителя водой оз. Иртяш; б) прекращение либо уменьшение объема сброса загрязняющих веществ; в) удаление хлор и сульфат ионов на обессоливающих установках.

Анализ 28 гидрохимических показателей оз. Кызыл-Таш в период с 1962 по 1967 гг. позволил выявить тенденцию постепенного увеличения температуры и концентраций Fe^{3+} , Cu^{2+} , Cr^{2+} . Исследование показателей, связанных с динамикой фитопланктона однофакторным дисперсионным анализом, показало, что сила влияния цветения воды на сезонные сдвиги гидрохимического состава превышает 50% (от суммы всех воздействий) для pH, Mg^{2+} , взвешенных веществ, SiO_3 , PO_4^{3-} , перманганатной окисляемости, Fe^{3+} .

В 1980–1990-е гг. в В-2 поступало не менее 70 т/год азота и 25 т/год фосфора. Концентрация смеси ТБФ+ГХБД в илах составила около 1 мг/кг. Хорошее перемешивание водных масс (круглый год) и работа мощных водоподготовительных установок предприятия компенсировали техногенную нагрузку. По мере закрытия в 1987-1991 гг. пяти ПУГР происходило снижение объемов тепловых сбросов и объемов работы водоподготовительных мощностей, при этом сохранилось отрицательное воздействие сбросов сточных вод. В дальнейшем, в 1990-е годы происходила адаптация экосистемы к новым условиям. Исследования, проведенные весной 2000 г., показали, что водоем не утратил способности к самоочищению. В водоеме сохраняется хорошее перемешивание водных масс, обусловленное конструкцией струенаправляющей дамбы (см. Рис.3.1) Продолжающаяся эксплуатация В-2 в качестве водоема-охладителя положительно влияет на экологическую ситуацию в водоеме, обеспечивая круговую циркуляцию воды по всему водоему. Круговое движение воды, обогащенной кислородом, из района сброса в зимний период исключает формирование застойных зон и заморных явлений.

3.3 Радиационный режим

3.3.1 Вода и донные отложения

С начала эксплуатации с охлаждающими водами в В-2 начали поступать продукты нейтронной активации (^{13}N , ^{14}C , ^{24}Na , ^{27}Mg , ^{31}Si , ^{32}P и др.) и долгоживущие ^{90}Sr и ^{137}Cs . В 1950 г. на долю ^{24}Na приходилось 45%, а на долю ^{32}P – 36% от суммарной радиоактивности нуклидов, поступающих в водоем. В радиоактивном загрязнении водоема-охладителя ведущую роль играли короткоживущие радионуклиды. Суммарная β -активность воды через 10 суток выдержки снижалась в 100 раз.

Большая часть радионуклидов была сконцентрирована в верхнем десятисантиметровом слое донных отложений. Удельная активность придонных взвесей в этот период достигала 7400 кБк/кг сухой массы седиментов при средней удельной активности воды 1,5 кБк/л (Ильин, 1956).

Запас радионуклидов в основных компонентах экосистемы к 1956 г. приводится в таблице 3.1.

Таблица 3.1 – Запас радионуклидов в основных компонентах экосистемы к 1956 г (Ильин, 1956).

Компоненты экосистемы	ТБк	кКи	%
Донные отложения сбросного канала	74	2,0	23
Донные отложения акватории	130	3,5	39
В водной среде	89	2,4	27
В биомассе гидробионтов	37	1,0	11
Всего	333	9,0	100

Постоянное и неравномерное поступление в В-2 радиоактивных отходов приводило к изменению удельной β -активности воды. Резкое снижение удельной активности β - излучающих радионуклидов в воде В-2 зимой 1953-1954 гг. было вызвано разовой промывкой водоема водой, поступившей из В-1 в объеме 12 млн м³, при этом в р. Теча было вынесено с промывными водами около 74 ТБк (2 кКи) радионуклидов.

В дальнейшем промывки В-2 водой из В-1 не проводились. Максимальные значения удельной активности β - излучающих радионуклидов в воде В-2 на-

блюдались в 1965 г., затем происходило постепенное снижение значения показателя (рис. 3.3).

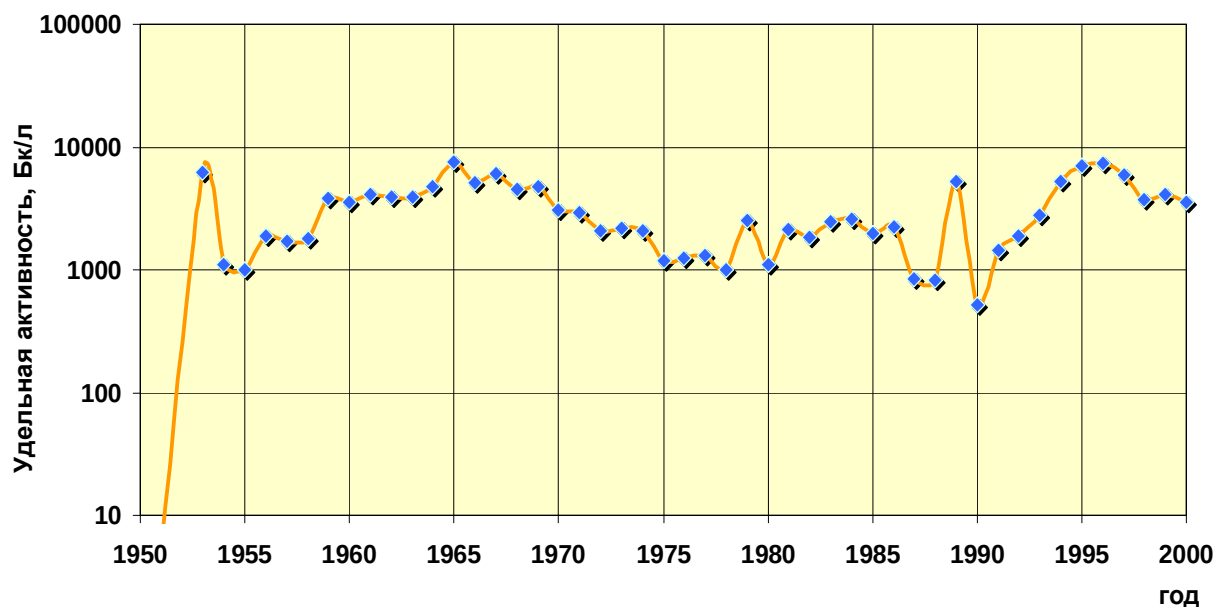


Рис. 3.3 Динамика удельной активности β - излучающих радионуклидов в воде В-2.

По нашим оценкам в 80 – е гг. короткоживущие радионуклиды продолжали играть значительную роль в формировании радиационной обстановки, но их изотопный состав изменился (Табл. 3.2).

Таблица 3.2 – Удельная активность радионуклидов в В-2 в 1980-1986 г.

Радионуклид	Вода, Бк/л	Донные взвеси, кБк/кг	Кк
^{90}Sr	200 ± 75	50 ± 10	250
^{46}Sc	$0,5 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,3$	2000
^{51}Cr	250 ± 75	90 ± 10	120
^{54}Mn	$1,0 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0,4$	1000
^{60}Co	$5,0 \pm 2,0$	$20 \pm 5,0$	1000
^{65}Zn	$2,0 \pm 0,6$	$3,0 \pm 1,0$	1500
^{95}Nb	$0,6 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,3$	1800
^{95}Zr	$0,4 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,2$	1300
^{106}Ru	200 ± 60	-	
^{125}Sb	$1,0 \pm 0,2$	-	
^{137}Cs	150 ± 35	250 ± 75	1700
^{144}Ce	—*	$4,0 \pm 1,0$	—
^{40}K	$7,0 \pm 2,0$	$2,0 \pm 0,7$	350

Примечание: — (прочерк) концентрация ниже чувствительности метода определения

В воде и подвижных седиментах В-2 наблюдается высокая удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs , высоки и Кк - 250 и 1700, соответственно. Значения Кк у большинства радионуклидов в подвижных илах составляют от нескольких десятков до тысяч (см. табл. 3.2). Исключением являются ^{106}Ru и ^{125}Sb , удельная активность которых в воде В-2 составляла 200 ± 60 и $1,0 \pm 0,2$ Бк/л, соответственно, а в подвижных илах эти радионуклиды обнаружены не были.

Исследования, проведенные в 1984 -1986 гг., показали, что подвижные донные илы распределяются неравномерно. В северо-восточной части акватории их толщина составляет $\sim 0,7$ м, а в юго-восточной (район водозабора) подвижные илы, практически, отсутствуют. Средняя толщина слоя подвижных илов $\sim$ от 0,3 до 0,4 м, а запас – 70 тыс т. В этом компоненте экосистемы суммарная β -активность составляла ~ 4 кКи. Столько же радиоактивных веществ находилось в воде В-2.

Сорбционные свойства донных отложений оказывают определяющее влияние на процессы очистки воды от радиоактивного загрязнения.

В середине 80-х гг. радиоактивность донных отложений по ^{137}Cs составила

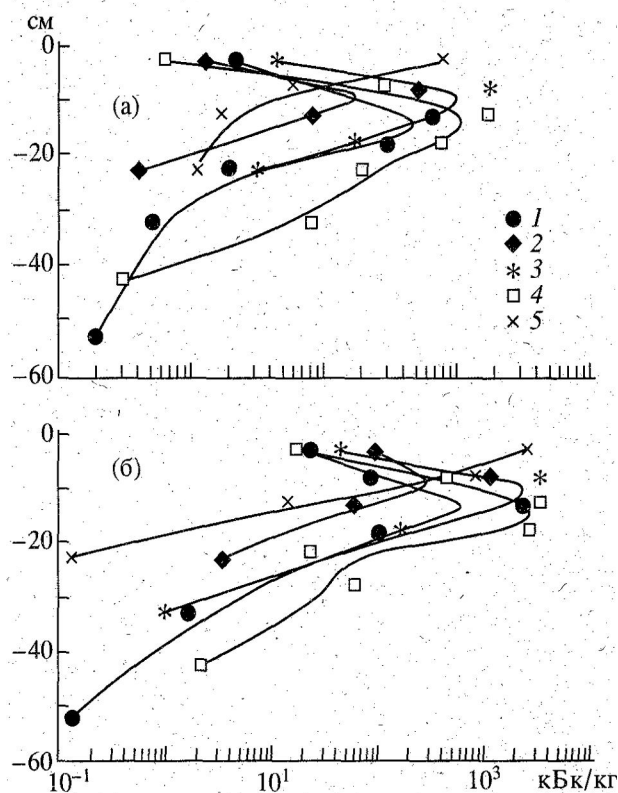


Рис. 3.4. Распределение ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в толще донных отложений. 1-5 точки отбора кернов грунта.

$\sim 60\%$, $^{90}\text{Sr} \sim 12\%$, а ^{51}Cr (период полураспада 28 сут.) $\sim 20\%$ от общего запаса. В биоконпонентах водоема-охладителя содержалось $\sim 0,4\%$ суммарного запаса радионуклидов, в начальный период эксплуатации (1950 – 1956 гг.) $\sim 11\%$ суммарной β -активности.

По нашим оценкам суммарный запас радионуклидов в В-2 в середине 80-х гг. составлял ~ 4000 ТБк или (~ 100 кКи) (табл. 3.3).

В процессе водоподготовки при очистке воды на сульфогле Н-катионитовых фильтров происходит снижение удельной радиоактивности воды в 2-3 раза. За год из В-2 удалялось ~ 480 ТБк (13 кКи) при суммарном поступлении радиоактивных веществ с технологическими сбросами не более 1 - 2 ТБк/год (30-50 Ки/год).

В настоящее время водоем, рассматриваемый как хранилище радиоактивных отходов, находится в режиме самоочищения за счет сокращения сброса радионуклидов. Результаты измерений запаса радионуклидов в донных отложениях В-2 в период 1954-2002 гг. приведены в таблице 3.4.

Необходимо отметить, что радиоактивная метка, соответствующая резкому увеличению радиоактивности воды водоема в 1953 г. (см. рис. 3.3), на профиле распределения радионуклидов по глубине донных отложений практически не регистрировалась (рис. 3.4). Вероятно, этот эффект вызван промывкой водоема зимой 1953-1954 гг. и последующей десорбцией радионуклидов из донных отложений в воду. Максимальные уровни удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в уплотненных илах наблюдались в 80-х гг. на глубине ~ 15 см, в нижних слоях колонки удельная активность уплотненных илов резко снижается (рис 3.4). Исходя из того, что максимальное количество радиоактивных сбросов приходится на середину 60 – х гг., скорость образования уплотненных илов в водоеме - охладителе составляет около 0,5 см/год.

Таблица 3.3 – Запас радионуклидов в основных компонентах В-2 (середина 80-х гг), ТБк (кКи)

Компоненты экосистемы	Активность		Доля общей активности в %
	ТБк	кКи	
Подвижные донные отложения	148	4,0	3,66
Уплотненные илы	3700	100	91,4
В водной среде	167	4,5	4,1
В прибрежной растительности	3,7	0,1	0,09
В планктоне и бентосе	11,1	0,3	0,27
В рыбе	1,85	0,05	0,05
Всего в биокомпонентах	17,0	0,46	0,42
Всего	4030	109,4	100

Таблица 3.4 – Запас радионуклидов в донных отложениях ПБк (кКи) и плотности загрязнения дна В-2 в разные годы мБк/м² (кКи/км²).

Время Наблюдений, год	Запас радионуклидов, ПБк (кКи)			Плотность загрязнения, мБк/м ² (кКи/км ²)	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
1954	0,2 (5,5)*			11 (0,3)	
1966	0,3 (8)	3,26 (88)	11	15,9 (0,43)	175 (4,73)
1987	0,44 (12)	2,22 (60)	5	24,1 (0,65)	19,5 (3,23)
1995	~ 2,96 (80)*			159 (4,3)	
2002	0,18 (5)	0,33 (9)	~2	9,5 (0,26)	18,3 (0,5)

Примечание: * - отмечены значения суммарной β – активности.

3.3.2 Радиоактивность гидробионтов

Радионуклиды, поступившие в оз. Кызыл-Таш, быстро включились в биологические цепочки. Уровень удельной β – активности рыбы в 1955 г. составлял 410 ± 410 , растений 1330 ± 1100 , а планктона 5500 ± 2250 кБк/кг сухой массы.

В 1982-1984 гг. максимальные уровни удельной активности в организмах планктона (доминирует микроцистис *Microcystis*) наблюдались по ⁵¹Cr, ⁶⁰Co и ⁶⁵Zn, макрофитов – ¹³⁷Cs, раках – ¹³⁷Cs, ¹⁰⁶Ru и ⁶⁵Zn, рыб – ⁶⁵Zn, ¹⁰⁶Ru и ¹³⁷Cs. По способности концентрироваться организмами гидробионтов на первом месте стоят ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn ($K_k - n \cdot 10^4$). Концентрирование гидробионтами микроэлементов (⁵⁴Mn, ⁶⁵Zn) объясняется значительной ролью этих элементов в белковом обмене живых организмов (Владимиров, 1969). ¹⁰⁶Ru обнаружен во всех обследованных представителях гидробионтов (планктоне, высшей водной растительности, рыбе). ¹⁴⁴Ce, ⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb и ⁴⁶Sc были обнаружены только в планктонных организмах. Вероятно, по способности концентрировать ¹⁴⁴Ce мелкие планктонные организмы стоят на втором месте после седиментов, формирующихся в том числе из погибших представителей планктона. То же можно сказать и о ⁴⁶Sc, концентрация которого в фитопланктоне в три раза выше, чем в грунте (табл. 3.5).

Распределение радионуклидов в органах и тканях леща приводится в табл.3.6.

Таблица 3.5 – Удельная активность радионуклидов в биоте водоема (1982-1984 гг.), кБк/кг (сырой массы).

Радио- нуклиды	Планк- Тон	Кк	Расти- тельность	Кк	Рак	Кк	Лещ	Кк
⁹⁰ Sr	140 ± 40	700	40 ± 12	200	130 ± 40	650	30 ± 10	150
⁵¹ Cr	13 ± 4	50	–	–	2 ± 0,5	10	–	–
⁵⁴ Mn	0,7 ± 0,2	700	2 ± 0,5	2000	0,6 ± 0,2	600	0,1 ± 0,03	100
⁶⁰ Co	5 ± 2	1000	–	–	4 ± 1	800	0,5 ± 0,1	100
⁶⁵ Zn	5 ± 2	2500	5 ± 2	2500	40 ± 12	20000	20 ± 5	10000
¹⁰⁶ Ru	3 ± 1	15	3 ± 1	15	15 ± 4	80	9 ± 3	45
¹³⁷ Cs	2 ± 0,6	15	8 ± 2	50	17 ± 4	100	7 ± 2	50
⁴⁰ K	0,3 ± 0,1	40	2 ± 0,3	220	0,2 ± 0,05	30	0,2 ± 0,06	30
* – здесь и в табл. 3.6 удельная активность проб ниже чувствительности метода определения радионуклида.								

Таблица 3.6 – Удельная активность радионуклидов в органах и тканях леща, обитающего в водоеме (1982-1984 гг.), $\frac{\text{кБк/кг(сырой массы)}}{\text{Кк}}$.

Радио - нуклид	Кишечник с содержимым	Костная ткань	Мышеч- ная ткань	Чешуя	Жаберные ле- пестки
⁹⁰ Sr	$\frac{0,4 \pm 0,1}{2}$	$\frac{126 \pm 42}{630}$	$\frac{2 \pm 0,5}{8}$	$\frac{180 \pm 54}{720}$	–*
⁵¹ Cr	$\frac{2,0 \pm 0,7}{10}$	–	$\frac{0,3 \pm 0,1}{1}$	$\frac{1 \pm 0,3}{3}$	$\frac{2 \pm 0,6}{8}$
⁵⁴ Mn	$\frac{0,2 \pm 0,06}{200}$	$\frac{0,5 \pm 0,2}{500}$	–	$\frac{3 \pm 1}{3\,000}$	$\frac{0,02 \pm 0,01}{20}$
⁶⁰ Co	$\frac{2,0 \pm 0,6}{400}$	$\frac{0,2 \pm 0,06}{40}$	$\frac{0,1 \pm 0,03}{2}$	$\frac{0,5 \pm 0,2}{100}$	$\frac{1 \pm 0,3}{200}$
⁶⁵ Zn	$\frac{5,0 \pm 5,0}{7\,500}$	$\frac{15 \pm 5}{7500}$	$\frac{5 \pm 2}{3500}$	$\frac{20 \pm 6}{10\,000}$	$\frac{15 \pm 5}{7500}$
¹⁰⁶ Ru	$\frac{1,0 \pm 0,3}{5}$	$\frac{2 \pm 0,6}{10}$	$\frac{9 \pm 3}{45}$	$\frac{2 \pm 0,5}{8}$	–**
^{137, 134} Cs	$\frac{5,0 \pm 2,0}{33}$	$\frac{8 \pm 3}{50}$	$\frac{20 \pm 6}{140}$	$\frac{5 \pm 2}{33}$	$\frac{10 \pm 3}{70}$

Установлено, что максимальные значения Кк имеет ⁶⁵Zn, который накапливается в чешуе, жаберных лепестках и костях. Долгоживущий ⁹⁰Sr, а также ⁶⁰Co и короткоживущие ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn накапливаются в костной ткани, а в мышечной ¹³⁷Cs и ⁶⁵Zn.

3.3.3 Дозовые нагрузки

Дозы на организм рыб, обитающих в В-2, приводятся в табл. 3.7.

Таблица 3.7 – Дозы, поглощенные за год органами и тканями рыб, Гр.

Вид из- луче- ния	От внешних источников	От инкорпорированных радионуклидов		
		позвоночник и почки	мышцы	Внутренние органы
γ	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,03	0,02 ± 0,006	0,03 ± 0,01
β	0,03 ± 0,01	4,0 ± 2,0	1,3 ± 0,5	2,0 ± 0,8

Было установлено, что интегральная доза воздействия на организм рыб формируется, в основном, за счет инкорпорированных β -излучателей.

В фундаментальной работе И. А. Шехановой (Шеханова, 1986) ключевым выводом является оценка экологически толерантной дозовой нагрузки на критические органы рыб 0,04 Гр/год (0,01 рад/сут). Приведенные данные противоречат полученным нами и сотрудниками Института общей генетики под руководством В. А. Шевченко (Фетисов и др. 1992; Смагин и др. 1990; Смагин, 1996;). Согласно нашим исследованиям толерантная дозовая нагрузка на критические органы рыб составляет не менее 2 Гр/год ($\sim 0,5$ рад/сут), при этом удельная активность радионуклида в воде водоема, как правило, составляет 3,7 кБк ($n \cdot 10^{-7}$ Ки). (Шевченко и др. 1986, 1993; Смагин, 1996; Смагин и др. 2000; Смагин и др. 2001; Смагин и др. 2005 а, 2005 б). Вероятно, различие результатов является следствием недооценки дополнительного воздействия факторов нерадиационной природы, например, химического либо температурного.

Многолетние исследования, проведенные на Белоярском водохранилище (Куликов, Чеботина, 1988), показали, что удельная активность радионуклидов, инкорпорированных рыбой, меняется вместе с изменениями удельной активности воды. В середине 60-х гг. уровень удельной активности β -излучающих радионуклидов в воде В-2 был выше отмечаемого в 1982-1985 гг. в четыре раза (см. рис. 3.3), следовательно, доза радиации, поглощенная отдельными органами рыб, в середине 1960-х годов могла превышать 10 Гр/год. Это выше минимальной экологически толерантной пороговой дозы для гонад и почек рыб 0,04 Гр/год (предложена И. А. Шехановой, 1983) в двести пятьдесят раз.

3.4 Биологические особенности и последствия антропогенного воздействия

По свидетельству А.П. Сабанеева* (Сабанеев, 1993), в XIX веке оз. Кызыл - Таш отличалось среди Зауральских озер обилием рыбы.

Анализ экологического состояния экосистемы В-2 показал, что в жизни водоема можно четко выделить три основных периода:

- 1) период формирования техногенной экосистемы 1948–1960 гг.;
- 2) период максимальной техногенной нагрузки 1960–1990 гг.;
- 3) период после резкого снижения тепловой нагрузки и стабилизации экосистемы после 1990 г.

*Леонид Павлович Сабанеев - выпускник естественного отделения Московского Университета, один из наиболее известных естествоиспытателей России конца 19 века, редактор первых научно – популярных журналов «Природа», затем «Журнала охота» и журнала «Природа и охота».

Леонид Павлович - автор десятков классических научных и научно-популярных статей и очерков, в том числе о фауне Зауралья - «О фауне позвоночных среднего Урала», «Очерки Каслинского Урала», «Каталог птиц, зверей и гадов Среднего Урала», «Зауральские озера. Жизнь рыб и рыболовство на озерах». Наиболее известна книга выдающегося русского естествоиспытателя «Рыбы России», изданная впервые в 1875 г. и многократно переиздававшаяся.

3.4.1 Фитопланктон в период формирования техногенной экосистемы

Исследования, проведенные экспедицией МГУ под руководством Н.С. Строганова в 1957-1961 гг. (Строганов, Собокина и др., 1962), показали, что фитопланктон играет ведущую роль в жизни водоема. Наряду с изменением гидрохимического состава воды в начале пятидесятых годов произошло изменение количественного и качественного состава фитопланктона в оз. Кызыл-Таш. Было изучено 47 родов водорослей, каждый из которых насчитывал 2-3 вида. Наибольшим разнообразием видового состава отличались диатомовые водоросли (12 видов), зеленые (до 16 видов) и синезеленые (8 видов).

Численность зеленых водорослей в апреле 1953 г. достигала 140 млн. кл/л. Зеленые водоросли играли ведущую роль в экосистеме В-2 до 1957 г. В августе 1958 г. впервые доминирующими становятся синезеленые водоросли *Microcystis*, численность клеток которых составляла 300 млн. кл/л.

По численности синезеленые водоросли рода *Microcystis* доминируют в экосистеме оз. Кызыл-Таш, начиная с 1958 г. и по настоящее время, но биомасса синезеленых водорослей невелика и в 2-3 раза уступает диатомовым, масса клеток которых в 10 – 15 раз выше, чем у синезеленых.

3.4.2 Фитопланктон в период максимальной техногенной нагрузки

Статистическая обработка динамики трех классов водорослей и 34 гидрохимических факторов за 26-летний период (1960-1980-е гг.) позволила выявить устойчивые связи в изменении абиотических и биотических факторов и описать сезонную сукцессию.

Статистический анализ динамики основных классов фитопланктона, выполненный для 1960-80-ых годов (Токарская, Смагин, 1995 а, б), показывает, что в межгодовой динамике развития водорослей можно отметить довольно правильную цикличность, для синезеленых и диатомовых 6-7 лет, а зеленых 2-3 года. Оценка когерентности и фазового сдвига не позволила связать эти многолетние циклы ни с одним из абиотических факторов. Вероятно, эта цикличность связана с ритмами солнечной активности.

Исследование особенностей динамики фитопланктона и абиотических факторов методами бивариантного спектрального анализа показало, что наиболее высокая общая когерентность концентрации диатомовых водорослей наблюдалась с фосфат- и силикат-ионами, прозрачностью, минеральным остатком, диоксидом углерода, ионами железа: у синезеленых – с рН, окисляемостью, температурой, минеральным остатком, углекислотой, ионами марганца; у зеленых – с ионами марганца, нитрат- и силикат-ионами, кислородом, щелочностью. Связи с изменением удельной радиоактивности воды выявлено не было.

Ранжирование на основе 12-месячной когерентности отдельных классов планктона показало, что наибольшую связь развитие диатомовых имеет с силикат-ионами, марганцем, калием, натрием и температурой. Развитие синезеленых водорослей коррелирует с температурой воды, марганцем, кислородом, углекислотой и солнечной радиацией, а зеленых - с температурой, солнечной радиацией, углекислотой, марганцем.

Исходя из биомассы фитопланктона, захватываемого в водозаборные устройства с глубины 4-6 м, суммарная продуктивность оз. Кызыл-Таш по оценкам на 1982-1986 гг. составляла около 5 тыс. т/год.

В водоеме обнаружены морфометрические изменения отдельных видов водорослей, в частности, увеличился объем и масса клеток водорослей рода *Microcystis*.

3.4.3 Фитопланктон водоема после снижения тепловой нагрузки

В начале 1990-х годов соотношение между зелеными, синезелеными и диатомовыми водорослями сохранялось аналогичным периоду 1960-1980-х годов. Анализ среднемесячных значений более, чем 30 параметров водной среды в период с 1990 по 1998 год позволил установить, что большинство гидрохимических и физических параметров воды и зависящая от них биопродуктивность продолжали иметь четко выраженные внутригодовые и многолетние осцилляции и тренды.

Линейный регрессионный анализ методом пошагового отбора переменных позволил выделить из более, чем тридцати параметров водной среды В-2 от шести до одиннадцати факторов, в наибольшей степени связанных с продуктивностью синезеленых, зеленых и диатомовых водорослей, обитающих в водоеме, а также концентрацией общего планктона. Статистическая значимость моделей, кроме модели для диатомовых водорослей, достаточно высока (65%) (табл. 3.8).

Таблица 3.8 – Модели множественной регрессии концентрации и удельной массы фитопланктона в результате пошагового отбора переменных.

Вид фитопланктона	Уравнение множественной линейной регрессии*	Кк _{ор} , %
Общий планктон	$P = 2,03Ca + 71,00Na + 0,55OB + 2,36T - 1,10SO_4 - 12,46N_2 - 0,43COM$	75,14
Общая биомасса	$M = 3,67pH + 27,18P + 0,27Ca + 0,50Cl - 8,58CO_3 - 0,31 SO_4 - 1,06SiO_{2мин} - 0,03Pr - 0,06COM$	67,73
Диатомовые	$D = 1,87pH + 0,40Ca + 0,61Mg + 26,28P + 0,83O_2 - 0,15 SO_4 - 7,96Na - 0,02Pr$	35,37
Удельн. масса диатомовых.	$MD = 1,62pH + 30,60P - 6,08CO_3 - 1,12 SiO_{2мин} - 0,42OP - 0,03Pr$	38,39
Синезеленые	$SZ = 4,37Mg + 79,44Na + 0,56OB + 1,73T - 1,26SO_4 - 9,16N_2 - 14,28N_3$	74,36
Удельн. масса синезеленых.	$MSZ = 0,28Mg + 4,09Na + 0,04OB + 0,10T - 0,06 SO_4 - 0,78 N_2$	73,85
Зеленые	$Z = 3,00pH + 0,23Ca + 0,67Cl + 0,44T - 6,32 CO_3 - 1,07CO_2 - 0,23 SO_4 - 0,02Pr$	73,74
Удельн. масса синезеленых	$MZ = 0,81pH + 0,14Ca + 0,15Mg + 0,23Cl + 0,11T - 0,42CO_2 - 0,07 SO_4 - 0,19O_2 - 4,34P - 0,08Pr - 0,01COM$	81,70
* ОБ – окисляемость бихроматная; N₂ – концентрация азота нитратного, мг/л; COM – сухой остаток минеральный, мг/л; Пр – прозрачность; N₃ – концентрация азота нитритного; ОП – окисляемость перманганатная; SiO_{2мин} – концентрация кремниевой кислоты минеральной. Остальные обозначения (Ca, Mg, Cl и др.) соответствуют общепринятым обозначениям для концентраций соответствующих ионов. Кк_{ор}, % - коэффициент достоверности.		

Выделенные с помощью регрессионного анализа факторы, в наибольшей степени влияющие на биопродуктивность, были подвергнуты спектральному анализу. В результате установлены большие ($0,6 < \Gamma_{ху} < 1,0$) значения когерент-

ности для всех исследованных показателей, кроме азота нитритного. Это дает основание утверждать, что существует высокая связь между биопродуктивностью и гидрохимическими параметрами воды водоема, приведенными в табл. 3.8.

Фазовый анализ позволил установить наличие временных сдвигов для максимальных значений исследуемых показателей от 0,5 месяца между такими параметрами, как (температура)/(зеленые водоросли), (концентрация CO_3)/(синезеленые водоросли) и др., что соответствует практической синфазности процессов. Временные сдвиги до 5-6 месяцев были выявлены для таких параметров, как (концентрации магния)/(синезеленые водоросли), (азот нитратный)/(синезеленые водоросли) и др. В последнем случае исследуемые процессы протекают в противофазе.

Преобладание сезонных колебаний по сравнению с многолетними трендами в изменениях концентраций фитопланктона свидетельствует о том, что водоем находится в устойчивом состоянии.

В конце 1990-х годов биомасса зеленых водорослей в В-2 возросла в 3-7 раз, а синезеленых снизилась в 1,5 - 2 раза. Эти процессы свидетельствуют об улучшении экологического состояния гидроценоза.

Зоопланктон, биомасса которого на два порядка ниже, чем у фитопланктона, в жизни водоема играет менее значимую роль. Высшая водная растительность занимает 2-3% площади зеркала водоема и представлена тростником, камышом и рогозом.

3.4.4 Состояние популяций рыб водоема-охладителя

В В-2 обитает большинство видов рыб, типичных для Зауралья, доминируют: сибирская плотва, окунь, лещ, щука, линь, карась. В 1980-1990 гг. встречался узкопалый рак

Исследования, проведенные в 1982–1990 гг., показали хорошее состояние половых продуктов у самок и самцов окуня, масса отдельных особей превышала два кг. У 50% самок леща в возрасте 4-6 лет отсутствовала икра, брюшная полость ювенильных самок была заполнена жировыми отложениями, а гонады имели вид тонких тяжей. Все обследованные самцы леща имели брачный наряд и текущие половые продукты. Других изменений внутренних органов рыб у исследуемых видов не обнаружено.

Одним из важнейших параметров благополучия популяции является показатель темпа роста рыб (Чугунова, 1959). Сравнительный анализ длины тела лещей, обитающих в оз. Иртяш и Ильмень, не выявил различий, скорости прироста массы были также близки. Лещи, обитающие в дельте р. Волги, имеют большую длину, прирост массы тела идет более интенсивно. Максимальные значения прироста длины тела выявлены у лещей, обитающих в оз. Иртяш и Кызыл-Таш, а скорости прироста длины тела в оз. Ильмень и низовьях р. Волги немного ниже. Установлено, что лещи из В-2 достоверно имеют большую длину тела и темпы роста ($p = 0,95$), а также большую массу и темпы прироста массы ($p = 0,99$) по сравнению с особями из оз. Иртяш. Упитанность лещей из В-2 также достоверно выше ($p=0,99$), чем у особей из оз. Иртяш. Упитанность плотвы из оз. Кызыл-Таш достоверно выше, чем из оз. Иртяш.

Плотва из оз. Кызыл-Таш имеет достоверно большее ($p = 0,99$) разнообразие мерных морфометрических признаков по четырем индексам из 18 исследуемых по сравнению с плотвой, обитающей в оз. Кажакуль.

Анализ счетных морфометрических признаков плотвы показал, что флуктуирующая асимметрия в популяции из оз. Кажаккуль отсутствует, а из оз. Кызыл-Таш отмечается только по одному признаку – количество чешуй под боковой линией. Некоторое увеличение уровня разнообразия внешних признаков может быть вызвано воздействием термического фактора.

Электрофоретический анализ пяти белковых систем плотвы: 6-фосфоглюконатдегидрогеназа (6-PGD, 1.1.1.44), лактатдегидрогеназа (LDH, 1.1.1.23), малатдегидрогеназа (MDH, 1.1.1.37), ацетилэстераза (ES, 3.1.1.6), аспаратаминотрансфераза (ААТ, 2.6.1.1.) позволил установить, что по уровню гетерогенности и показателям внутривидового разнообразия различия между популяциями из оз. Кызыл-Таш и оз. Кажаккуль отсутствуют. Длительное обитание популяции плотвы в условиях жесткого антропогенного пресса не вызвало сдвигов популяции по данным локусам, что свидетельствует об отсутствии увеличения генетического груза (Фетисов, Пешков, Смагин, 1992).

В водоеме-охладителе обнаружены индикаторы чистоты природных вод – раки (*Astacus leptodactylus*) и беззубки (*Anodonta cygnea* L.).

Глава 4. ЭКОСИСТЕМА ВОДОХРАНИЛИЩА В-10

4.1 Геоморфологические и гидрологические особенности

При отметке уровня 219,9 площадь зеркала водоема составляет 18 км², объем воды 73,5 млн. м³, а преобладающая глубина 5 м.

В тело плотины П-10 встроены водопропускные сооружения. По берегам водоема проходят обводные каналы ЛБК и ПБК, вдоль каналов проложены грунтовые дороги. Поверхность дна В-10 ровная с постепенным понижением на юго-восток к П-10. Коренные породы дна В-10 представлены порфиритами, которые перекрыты суглинками, супесями. Большая часть площади дна заторфована, а оставшаяся представлена метаморфизированными гидроморфными почвами поймы. За 50 лет в водоеме накопилось ~ 10-20 см озерных илов. Пополнение водоема происходит за счет перетока воды из В-4 (12-64 млн. м³), осадков на поверхность зеркала (26-65 млн. м³), стока с поверхности водосбора (3-10 млн. м³), грунтового притока (3-10 млн. м³), а отток складывается из объема испарения (33-83 млн. м³), оттока в В-11 (17-63 млн. м³), грунтового оттока (0,1-30 млн. м³) (Рис 4.1).

4.2 Гидрохимический режим

Постоянные изменения гидрохимического состава воды в В-10 вызваны сбросом в В-3 и В-4 растворов кислот, щелочей и фекальных стоков (табл. 4.1). За счет поступления стоков из В-4 значение показателя рН в В-10 снизилось в начале 80-х гг. до 4,5. В точке с максимальной кислотностью (в районе сброса воды из В-4) зимой 1987-1990 гг. в придонных слоях водохранилища В-10 значения рН поднимались выше, чем 6,5, а подо льдом оставались близкими к 4,0.

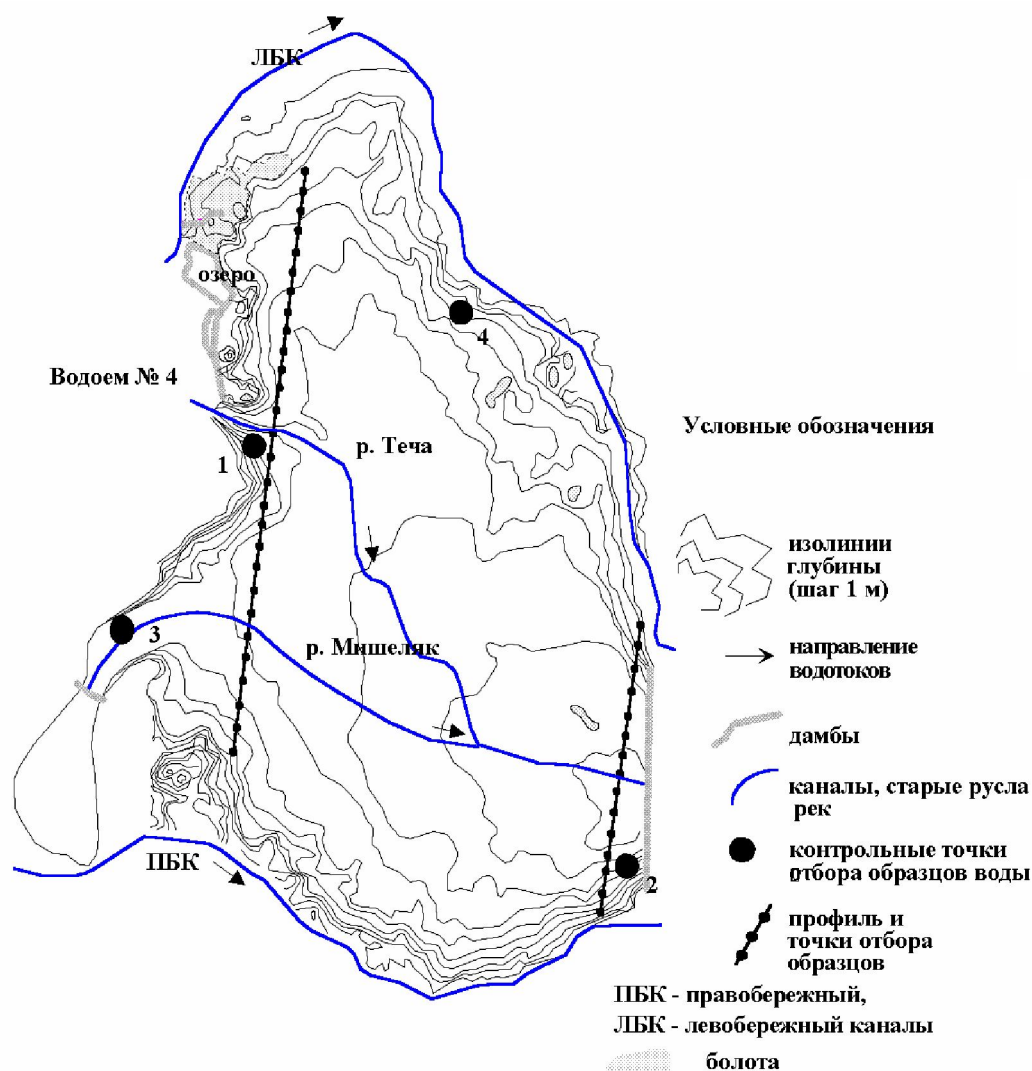


Рис. 4.1. Схема водохранилища В-10.

Таблица 4.1 – Основные гидрохимические показатели В-10 в 1973 - 2003 гг.

Показатель	Год					
	1973	1983	1991	1992	1993	2003
рН	7,5	4,5	5,8	7,2	7,5	8,2
Щелочность, ммоль/дм ³	1,30	0,04	0,10	0,30	0,80	3,4
Cl ⁻ , мг/дм ³	52	111	123	123	109	85
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	950	1140	1564	1530	1473	628
Ca ²⁺ , мг/дм ³	200	280	278	268	227	114
Fe _{общ} , мг/дм ³	0,62	0,33	0,50	0,20	0,20	0,01
NO ₃ , мг/дм ³	0,18	0,38	3,50	2,90	3,00	0,24
Перман.окисл-ть, гО ₂ /дм ³	8,6	3,8	5,8	7,3	7,5	7,9
Пот. при прокал., мг/дм ³	270	60	не опр.	не опр.	не опр.	172
Сухой остаток, мг/дм ³	1500	2500	2513	2506	2244	1120

Это свидетельствует о том, что природная кислотная емкость экосистемы водохранилища не была исчерпана даже в районе сброса отходов. После прекращения в 1990 г. сбросов кислых растворов произошло быстрое восстановление эко-

системы. Так, уже к 1992 г. среднегодовое значение рН в водохранилище В-10 составляло 7,2 (табл.4.1).

4.3 Радиационный режим

4.3.1 Распределение радионуклидов в воде и донных отложениях

Удельная радиоактивность воды в В-10 постоянно изменялась. Минимальные значения уровней удельной β -излучающих радионуклидов в воде В-10 наблюдались в 1965г. и 2002 г. и составляли от 8 до 9 кБк/л, а максимальные в 1986 г. от 29 до 30 кБк/л. (рис. 4.2)

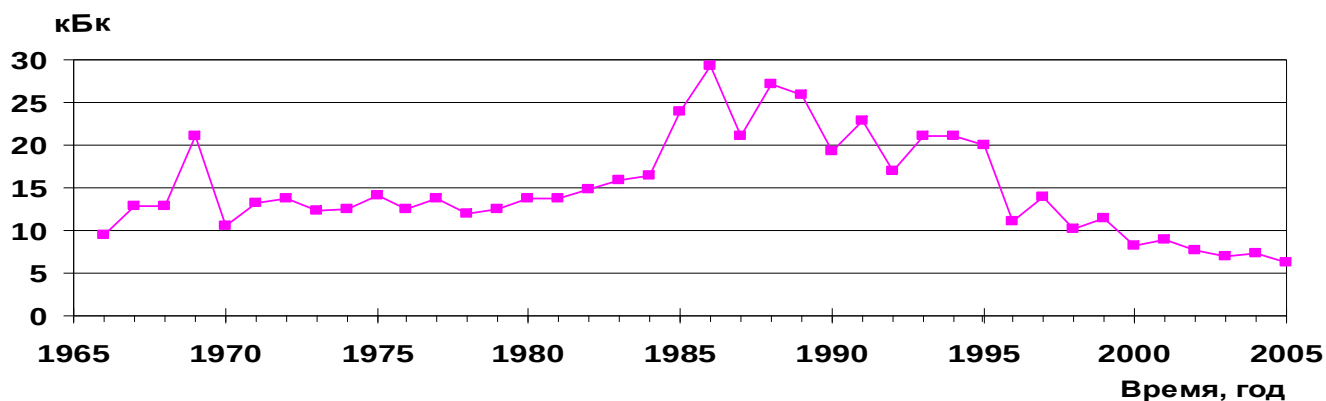


Рис. 4.2. Динамика удельной β -активности в В-10.

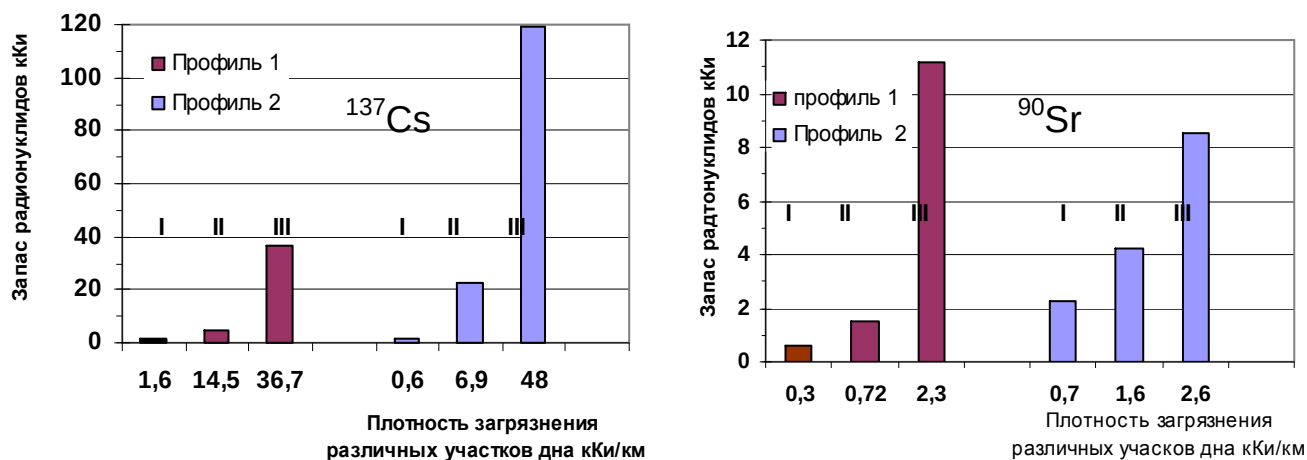
Среднемноголетнее значение уровней удельной β -активности воды составило ~ 16 кБк/л.

Уровни удельной активности радионуклидов в воде и озерных илах приводятся в табл. 4.2.

Таблица 4.2 – Удельные активности воды и подвижных донных отложений (детрит) В-10 в 1993г., к Бк/кг.

Радионуклид	Вода	Детрит	Кк
^{90}Sr	15 $\pm$ 5	300 $\pm$ 100	20
$^{137+134}\text{Cs}$	0,3 $\pm$ 0,1	1480 $\pm$ 500	5000
^{144}Ce	0,2 $\pm$ 0,07	37 $\pm$ 12	200
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	0,2 $\pm$ 0,07	37 $\pm$ 12	200
^{60}Co	0,07 $\pm$ 0,03	37 $\pm$ 12	500
^{106}Ru	0,2 $\pm$ 0,07	7,4 $\pm$ 2,2	400

Обследование распределения радионуклидов в грунтах В-10 по двум профилям (см. рис. 4.1), проведенное в 1991 – 1993 гг., показало, что максимальные плотности радиоактивного загрязнения обнаружены в районе затопленных русел рек Теча и Мишеляк и на прирусловых участках. Максимальные плотности были приурочены к наибольшим глубинам каждого профиля. Наибольшая глубина проникновения радионуклидов в грунты В-10 составляла 50 -60 см и более 90% активности было сосредоточено в верхнем 25 см слое. Поэтому расчеты проводили для слоя грунта 25 см. Обследованные точки ранжировали по 3 интервалам (I - вновь затопленные участки, II - прирусловые участки и III - русло) и определяли процент каждого ранга на занимаемой площади дна. Учитывая среднюю плотность загрязнения в каждом ранге, определяли запас радиоактивных веществ (рис. 4.3).



Запасы ^{90}Sr в грунтах как в восточной, так и в западной части водоема приблизительно равны. Запас же ^{137}Cs в восточной части водоема в 3 раза выше, чем в западной.

4.3.2 Радиоактивное загрязнение биоты

В организмах рыб, обитающих в В-10, высока удельная активность основных дозообразующих радионуклидов (табл. 4.3).

Таблица 4.3 – Уровни удельной активности и Кк долгоживущих радионуклидов в В-10, кБк/кг сырой массы тушки рыб в разные годы.

Вид	^{90}Sr	Кк	^{137}Cs	Кк*
Щука 80 -е гг.	80 ± 50	4	1300 ± 700	400
Окунь 90 -е гг.	160 ± 80	32	420 ± 200	1900
Щука 90 - е гг.	526 ± 300	100	152 ± 80	670
Плотва 2002 г.	200 ± 60	53	100 ± 30	2800
Окунь 2002 г.	150 ± 100	38	200 ± 20	5600
Окунь 2005 г.	417 ± 250	79	127 ± 35	4243

Различия удельной активности радионуклидов в организме рыб связаны с изменением удельной активности воды (см. рис. 4.2), а изменения Кк, в первую очередь, с изменениями в гидрохимическом составе вод. Низкие коэффициенты концентрирования ^{90}Sr (ниже обычных, в 5 – 10 раз) обусловлены высоким содержанием Са в воде В-10 (см. табл. 4.1).

4.3.3 Определение дозовых нагрузок на организмы биоты

Гидробионты, обитающие в водохранилище В-10, испытывают постоянное воздействие ионизирующего излучения (табл. 4.4).

Таблица 4.4 – Мощности поглощенных доз на рыб, обитающих в В-10 и контрольных водоемах в зоне воздействия ПО «МАЯК (Гр/год).

Рыба	Время проведения Исследований	Мощность поглощенной дозы	Авторы
Плотва	Конец 1960-х –начало 1970-х гг.	3,0	Пешков, Шеханова, Романов и др. 1973
Щука	Конец 1960-х –начало 1970-х гг.	1,2 (без дозы от внешнего облучения)	Питкянен, 1978
Щука	1987 – 1988 гг.	3,0	Смагин, 1996
Все виды	Контрольные водоемы	0,00001-0,00085	Крышев и др. 2002

Кроме внешнего облучения, источниками которого являются грунт, вода, водная растительность, гидробионты подвергаются добавочному облучению за счет инкорпорированных радионуклидов органами и тканями (табл. 4.5).

Таблица 4.5. Мощности доз, поглощенных органами и тканями щуки, обитающей в В-10 (использовали дозиметры ИКС, ИФКУ, (Гр/год)

Вид излучения	От внешних источников	От инкорпор. Радионуклидов
γ - излучатели	$0,03 \pm 0,01$	$0,4 \pm 0,1$
β - излучатели	$0,02 \pm 0,01$	$2,4 \pm 0,7$

Мощность поглощенной дозы на гидробионты от γ – излучателей в придонных слоях водохранилища В-10 составляет величину 0,1-0,3 Гр/год, которая близка к дозе от инкорпорированных радионуклидов. Максимальный вклад в формирование мощности поглощенных доз вносят инкорпорированные β -излучающие радионуклиды.

4.3.4 Запас и распределение радионуклидов в компонентах экосистемы

Запас радионуклидов в донных отложениях пресноводных водоемов, как правило, составляет 90 – 99% от кумулятивного запаса во всех компонентах гидроценоза. В В-10 запас ^{90}Sr в донных отложениях составлял 67% (табл. 4.6).

Таблица 4.6 – Распределение долгоживущих радионуклидов в основных компонентах В-10 в 1992-1993 гг. ПБк (кКи)

Кумулятивный запас	^{90}Sr	%	^{137}Cs	%
Донные отложения	1,5 (30)	67	9,0 (180)	99,8
Вода	0,75 (15)	33	0,02 (0,4)	0,2
Биота	0,0075 (0,015)	0,01	0,001 (0,02)	0,01
Итого	2,25 (45)	100	9,02 (180,4)	100,0

Такой эффект может быть обусловлен химическими особенностями водной среды В-10, и, в первую очередь, pH. Значения этого показателя в начале 90-х гг. в В-10 равнялись ~ 6.

4.3.5. Биологические особенности и состояние популяций рыб

Заселение В-10 гидробионтами началось с первых лет после строительства плотины. Ихтиофауна В-10 представлена следующими видами: плотва, елец (*Leuciscus leuciscus baicallensis Dybowski*), окунь, щука, язь (*Leuciscus idus L.*), линь (*Tinca Tinca L.*), карась (*Carassius carassius L.*). Такой видовой состав рыб обычен для большинства пресноводных озер Зауралья. В водоеме обитают виды – индикаторы чистоты природных вод беззубки.

Внешние осмотры и вскрытия рыб, обитающих в В-10, в период 1983 по 2005 гг., позволили заключить, что значимые морфологические отклонения у рыб из В-10 отсутствуют. Исключение составили крупные щуки (вес 3—10 кг), обитающие в районе сброса воды из В-4, у 30% которых наблюдалось изменение цвета печени. Здесь же в 2002 г. был обнаружен один экземпляр плотвы, у которой отсутствовал серебристый слой чешуйного покрова. Других изменений при обследовании нескольких тысяч рыб не выявлено.

В 1986–1987 гг. проводили работы по инкубации икры шук, обитающих в В-10 и оз. Алабуга, в рыбозаводном цехе заводским способом (табл. 4.7).

Таблица 4.7 – Распределение нормальных и аномальных предличинок в популяциях щук из водоема В-10 и оз. Алабуга.

Учитываемые признаки	% от общего количества		
	В-10 n=1000	оз. Алабуга n=1000	U*
Нормальные	72,2±1,4	71,4±1,4	0,4
Искривление хорды	19,5±1,3	27,5±1,4	4,23
Отсутствие желточного мешка	3,4±0,6	0,8±0,28	4,29
Искривление хорды + отсутствие желточного мешка	0,4±0,19	0,3±0,17	0,38
Искривление хорды + отсутствие желточного мешка +отсутствие плавниковой каймы	1,5±0,38	0	5,49
Отсутствие желточного мешка +отсутствие плавниковой каймы	2,1±0,45	0	6,5
Отсутствие желточного мешка +отсутствие пигментации тела	0,2±0,14	0	2,0
Искривление хорды + отсутствие желточного мешка +отсутствие плавниковой каймы + отсутствие глаз	0,3±17	0	2,42
Искривление хорды +отсутствие желточного мешка + отсутствие глаз	0,1±0,099	0	1,41
Отсутствие желточного мешка + отсутствие глаз	0,1±0,099	0	1,41
Отсутствие глаз	0,1±0,099	0	1,41
Неординарные уродства	0,1±0,099	0	1,41
U– статистика (модификация F), различия значимы при $U > U_{0,05} = 2,58$			

Исследование выклюнувшихся предличинок показало, что выход нормальных особей в обеих популяциях приблизительно равен, но в потомстве щук из В-10 наблюдалось увеличение разнообразия выхода фенотипических уродств. Если в потомстве щук из оз. Алабуга были обнаружены предличинки с аномалиями искривление хорды и отсутствие желточного мешка, то в потомстве щук из В-10 встречались все девять типов анализируемых аномалий развития либо единично, либо в комплексе (Смагин, 1996).

Известно, что изменение температуры среды во время инкубации может привести к возникновению аномалии развития искривление хорды (Справочник по озерному..., 1983). Учитывая, что оз. Алабуга находится на гораздо большем расстоянии от рыбоводного цеха, чем В-10, а контроль за температурой среды при перевозке икры затруднен, возможно, что большой выход предличинок с искривленной хордой вызван изменением температуры при перевозке икры. Для дальнейшего анализа мы исключили этот показатель (табл. 4.8).

Таблица 4.8 – Частоты уродств различного типа в потомстве щуки.

Типы уродств	В-10 (число аномалий)	Частота, $n \cdot 10^{-2}$	оз. Алабуга (число аномалий)	Частота, $n \cdot 10^{-2}$
Отсутствие желточного мешка	81,0	8,1	11,0	1,1
Отсутствие плавниковой каймы	39,0	3,9	0,0	0,0
Отсутствие пигментации тела	2,0	0,2	0,0	0,0
Отсутствие глаз	2,0	0,6	0,0	0,0
Все типы уродств	130,0	13,0	11,0	1,1

Из приведенных результатов следует, что частота встречаемости уродств у предличинки щуки из В-10 выше на порядок величины, чем в контроле.

В работе Г.Б. Питкянен не учтены типы видимых аномалий развития, но, исключив тип уродства искривление хорды у потомства щуки из оз. Алабуга, мы получаем близкие значения выхода видимых изменений у предличинки в наших экспериментах (см. табл. 4.8) и экспериментах Г.Б. Питкянен (1,2% и 1,1%).

Предличинки, имеющие аномалии развития, погибают в первые месяцы жизни, то есть эти мутации отсекаются отбором. Воздействие факторов среды может быть отсечено отбором и в дальнейшем при переходе на самостоятельное питание – критический период в развитии рыб (Владимиров, 1975).

Было отобрано пять групп по 25 нормальных особей для определения длины тела. Анализ показал, что среднепопуляционная длина тела предличинки от производителей из В-10 $X_{ср.}$ составляет 9,5мм при $S^2 = 0,2$, а в контроле (оз. Алабуга) $X_{ср.}$ - 9,2мм при $S^2 = 0,12$. Используя F -критерий, мы убедились, что различия недостоверны при $\alpha = 0,05$ (Смагин, 1996). По данным ряда авторов средняя длина тела предличинки щуки после выклева составляет 6,7-7,6мм (Коблицкая, 1981). По другим источникам (Справочник по озерному..., 1983) длина предличинки колеблется в пределах от 7 до 13-15 мм. Максимальная длина тела, вероятно, наблюдается у особей в возрасте нескольких суток.

Возможно, что увеличение длины предличинки, полученных от производителей из контрольного водоема, связано с высокой продуктивностью экосистемы, следовательно, и с хорошим состоянием организма производителей, о чем свидетельствуют повышенные темпы роста щуки в оз. Алабуга, превышающие средние значения в водоемах Южного Урала, Рыбинском водохранилище и оз. Галичском (Питкянен, 1978). В В-10 также наблюдается высокий прирост массы щуки. Увеличение длины предличинки можно объяснить эффектом радиостимуляции.

В конце 80 – х гг. нами проводились исследования морфометрических особенностей плотвы, обитающей в В-10. Было установлено, что по величине дисперсии из 18 изученных признаков по трем плотва имеет достоверно большее разнообразие, а по одному меньшее, по сравнению с плотвой из оз. Кажакуль. Исследование пяти парных морфометрических признаков показало, что направленная асимметрия в популяциях плотвы из В-10 и оз. Кажакуль отсутствует.

Электрофоретический анализ пяти белковых систем плотвы позволил установить, что по уровню гетерогенности и показателям внутривидового разнообразия исследуемые популяции плотвы из В-10 и оз. Кажакуль близки. Расчет генетического расстояния по Нею (Айла, 1984) позволил установить, что исследованные популяции достоверно не различаются ни по одному из исследованных локусов (Фетисов, Пешков, Смагин, 1992).

Кровотворная система относится к наиболее радиочувствительным системам организма (Захаров, Крысанов, 1996, Гилева, Любашевский, 2001 и др.). Работы по микроядерному тестированию крови рыб из В-10 проводили осенью 2002 г. Исследовали плотву, окуня и щуку. Контролем служили рыбы, обитающие в водоемах района г. Екатеринбурга и, в частности, в ряде питьевых и рекреационных водоемов. Было установлено, что частота встречаемости микроядер в крови окуня из В-10 составляет $0,3 \pm 0,009\%$, это выше, чем в контроле (в реке Чусовой $0,1 \pm 0,002\%$, Макаровском водохранилище $0,1\% \pm 0,001\%$, а в крови окуня из Глубоченского пруда абберантные клетки отсутствуют). У окуней из

Волчихинского водохранилища значения показателя составляло $0,3\% \pm 0,001\%$, оз. Шарташ $0,6\% \pm 0,001\%$, Нижне-Исетского пруда $0,4\% \pm 0,001\%$, что, вероятно, вызвано воздействием антропогенных факторов нерадиационной природы. У окуня из В-10 было выявлено повышенное количество лимфоцитов и молодых клеток эритроидного ряда на фоне эритроцитов, находящихся на разной стадии разрушения. Высокое содержание лимфоцитов свидетельствует об интенсификации иммунных процессов в организме. Активация эритропоэза вызвана процессами компенсации клеточного состава крови в результате гемолиза. У всех особей окуня из В-10 отмечена зараженность крови паразитами *Trypanosoma percae* Brumpt, встречающихся у этого вида из бассейнов рек Волги, Дона, Днепра (Определитель паразитов.....1962).

Частота встречаемости микроядер в крови плотвы из В-10 составила $1,4\% \pm 0,006\%$, из Макаровского водохранилища - $0,5\% \pm 0,007\%$, оз. Шарташ $0,4 \pm 0,008\%$, оз. Шитовского - $0,3 \pm 0,008\%$, Нижне-Исетского пруда - $0,3 \pm 0,007\%$, Волчихинского водохранилища - $0,3 \pm 0,004\%$, Глубоченского пруда - $0,05 \pm 0,002\%$. Число микроядер в клетках крови плотвы из Глубоченского пруда отражает уровень спонтанных хромосомных aberrаций для этого вида. Повышение частоты встречаемости микроядер в эритроцитах плотвы из водоемов зоны г. Екатеринбурга обусловлено загрязнением воды тяжелыми металлами и бытовыми стоками (см. гл. 2). Высокий уровень частоты встречаемости aberrантных эритроцитов у плотвы из В-10 свидетельствует о мутагенности и генотоксичности среды обитания. Кровь плотвы из В-10 отличалась высокой насыщенностью незрелых форм эритроцитов (до 70% от общего количества), характеризующихся низкой функциональной способностью. Отмечены многочисленные аномалии в структуре зрелых эритроцитов - отсутствии ядер и ацентрическое расположение ядер в клетке. У единичных особей отмечены паразиты крови, но в меньшем количестве, чем у окуня.

Щука отличается от плотвы и окуня крайне низкой степенью цитогенетической стабильности и обладает повышенным уровнем спонтанных генетических нарушений (Лугаськова, 2002). Частота встречаемости микроядер у щук из В-10 составила $6,0 \pm 0,02\%$, из оз. Шитовского $1,3\% \pm 0,01\%$, Нижне-Исетского пруда $1,4\% \pm 0,03\%$. Щуки из В-10 представлены взрослыми особями (9+ и 7+ лет), а в контроле более молодыми (3+ - 6+). В контроле у молодых особей генетически aberrантные клетки отсутствовали, а у особей старшего возраста отмечено максимальное количество. Обнаружена повышенная зараженность щук видоспецифичным паразитом крови *Trypanosoma remaki* (Laveran et Mesnil). Отмечены процессы гемолиза эритроцитов и нарушения в их структуре, что существенно отражается на функциональной активности крови рыб.

Было установлено, что наиболее устойчивым видом к воздействию среды является окунь, у которого количество aberrантных клеток в эритроцитах периферической крови составляло $0,3 \pm 0,009\%$. Большие отклонения были обнаружены в крови пловы $1,4 \pm 0,006\%$ и щук $6,0 \pm 0,02\%$ (Смагин, Лугаськова, и др. 2004).

Исследование 5 белковых систем плотвы показало отсутствие значимых различий по исследуемым локусам в сравнении с контролем.

В результате изучения уровней изменчивости размеров и формы тела речного окуня, обитающего в В-10 и В-11 и контрольных водоемах с различной минерализацией (оз. Иртяш, Кажаккуль, Уелги) в 2002-2005 гг., было установлено,

что величина размаха изменчивости формы тела окуня, связанная с минерализацией водоемов, практически в два раза превышает величину изменчивости, сопряженную с обитанием окуней в условиях хронического облучения (Васильев, Баранов, Чибирик, Смагин, 2007).

В водохранилище В-10 обитают индикаторы чистоты природных вод беззубки (*Anodonta cygnea* L.).

Глава 5. ЭКОСИСТЕМА ЛЕВОБЕРЕЖНОГО ОБВОДНОГО КАНАЛА ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ВОДОЕМОВ НА РЕКЕ ТЕЧА.

5.1 Геоморфологические и гидрологические особенности

ЛБК был построен в 1956-1961 гг. Протяженность канала составляет 33 км, водосборная площадь 79 км², средний уклон 0,004, ширина по дну на скальных участках 3,0-4,5 м, фактическая пропускная способность 8,0 м³/с.

Сбрасываемые по каналу воды проходят транзитом через три небольших проточных водоема: Лог 1 - площадь (S) - 0,22 км², объем воды (V) - 0,85 млн.м³; Лог 2 - S - 2,5 км², V - 9,8 млн.м³ и Лог 3 - S - 0,24 км², V - 0,6 млн.м³. Режим уровней водного зеркала в логах зависит от объемов, сбрасываемых в ЛБК (Рерих, Каргаполов, 2002; Стукалов, Смагин и др., 2004).

5.2 Гидрохимический режим

Состав вод на всем протяжении ЛБК достаточно стабилен и мало изменяется во времени. Максимальные различия показателей в среднем за 1998 г. не превышали 1,5 раз. Вода Логов отличается от воды ЛБК повышенной до 2,5 раз концентрацией хлорид-иона и меньшей до 3,0 раз концентрацией магния. Эти изменения вызваны поступлением в Лога вод поверхностного и грунтового стока.

5.3 Радиационный режим

5.3.1. Распределение радионуклидов в воде и донных отложениях

Удельная радиоактивность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде начала канала не отличалась от таковой в оз. Иртяш. В относительно маловодном 1998 г. удельная активность ⁹⁰Sr в воде ЛБК резко возрастала после пересечения Восточно – Уральского радиоактивного следа, а за Логом 1 и Логом 2 снижалась за счет процессов осаждения и разбавления. В относительно многоводном 2000 г. удельная активность ⁹⁰Sr в воде канала на различных участках изменялась незначительно.

Удельная активность ¹³⁷Cs в воде ЛБК в 1998 г. и 2000 г. на первых 24 км оставалась стабильной, а за Логом 2 увеличивалась, что можно объяснить, как поступлением вод в канал из В-11, так и вод поверхностного и подземного стока из цезиевого пятна, образовавшегося в результате ветрового разноса донных отложений оз. Карачай в 1967 г.

При движении воды по каналу от Лога 1 к Логу 3 прослеживается тенденция снижения удельной активности ⁹⁰Sr.

Что касается ¹³⁷Cs, то в воде Лога 3, наоборот, наблюдается увеличение удельной активности радионуклида.

В маловодном 1998 г. удельная активность ⁹⁰Sr в донных отложениях канала составляла от 0,1 до 1 кБк/кг, а в относительно многоводном 2000 г. уровни удельной активности были ниже. Что касается ¹³⁷Cs, то уровни удельной активности этого радионуклида слабо различаются в 1998 и 2000 гг.

В донных отложениях Лога 1 депонировано около 95 ГБк (2,6 Ки), Лога 2 - 551 ГБк (15 Ки); Лога 3 - 69 ГБк (2 Ки) ^{90}Sr . Запас ^{137}Cs в донных отложениях Лога 1 составлял 24 ГБк (0,64 Ки), Лога 2 160 ГБк (4,4 Ки) и Лога 3 19 ГБк (0,5 Ки).

Увеличение объема сбросов вод по ЛБК сопровождается пропорциональным увеличением выноса ^{137}Cs . Вынос ^{90}Sr не зависит прямолинейно от общего объема сбросов вод.

5.3. 2 Радиоактивное загрязнение биоты

Уровни удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной и прибрежной растительности канала изменяются в широких пределах от 0,1 до 1 кБк/кг, причем значения удельных активностей ^{90}Sr выше, чем ^{137}Cs .

В Логах 1, 2, 3 обитает популяция серебряного карася - *Carassius auratus gibelio* (Bloch). Вес отдельных особей достигает 1,5 – 2 кг. Встречается золотой карась - *Carassius carassius* (Linne) и вселенный ротан - *Percottus glehni* (Dy-howski). Максимальная удельная активность ^{90}Sr в мышечной ткани рыб не превышает 30 Бк/кг, а костной ткани от 1000 до 2000 Бк/кг.

Глава 6. РАДИОЭКОЛОГИЯ ЭКОСИСТЕМ ВОДОЕМОВ В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПО «МАЯК»

6.1 Радиоэкология экосистемы водоемов головной части ВУРСа (озера Урусккуль, Бердениш, Кажаккуль, Алабуга)

6.1.1 Географические, геоморфологические и гидрологические Особенности водоемов

Озерные котловины имеют форму блюдца и небольшую глубину (табл. 6.1). Для гидрологического режима характерны сезонные и многолетние колебания уровня воды. Дно водоемов заилено.

Таблица 6.1 - Морфометрические характеристики водоемов, расположенных на территории Восточно-Уральского государственного заповедника.

Озеро/параметр	Урусккуль	Бердениш	Кажаккуль	Алабуга
Площадь, км ²	4,4	12,1	8,5	8,6
Объем воды, млн.м ³	8,6	18,0	39	34
Преобладающая глубина, м	2	1,9	4,0	4,0
Максимальная глубина, м	3,5	2,0	6,5	5,4
Наибольшая длина, км	2,7	5,5	3,9	4,6
Наибольшая ширина, км	1,9	2,6	2,1	3,0
Водосборная площадь, км ²	10	17	33,2	33,8
Проточность	Бессточ.	Пер. сточ.	Бессточ.	Пер.сточ.

6.1.2 Гидрохимический режим

Вода озер Урусккуль, Бердениш, Кажаккуль, Алабуга относится к группе гидрокарбонатно-натриевой содового типа (Черняева, Черняев и др., 1977; Алевкин, 1970). В течение периода наблюдений (1940-2004 гг.) гидрохимические показатели этой группы озер оставались достаточно стабильными.

6.2 Поступление радионуклидов в водоемы ВУРСа

В поведении радионуклидов можно выделить четыре основных периода:

В первый период, длительность которого составляла около суток, начался с 28 сентября 1957 г.. Происходило скачкообразное ($n \cdot 10^5$ раз) увеличение радиоактивности воды водоемов. Затем в течение нескольких месяцев продолжалось поступление радионуклидов в результате ветрового переноса и поверхностного стока с прибрежных участков. Наблюдается резкое снижение удельной активности воды за счет сорбция радионуклидов илами и биотой (второй период). Затем, в течение первых 3-5 лет после аварии происходило дальнейшее снижение удельной активности воды за счет распада короткоживущих радионуклидов и продолжающегося накопления радионуклидов донными осадками и биотой. Наблюдается закрепление радионуклидов в почве, но продолжается поступление радионуклидов с водами поверхностного стока (третий период) В последующий четвертый период и до настоящего времени загрязнение гидроценозов обусловлено долгоживущими ^{90}Sr и ^{137}Cs . Между компонентами водоемов достигнуто динамическое равновесие. Снижается скорость самоочищения воды от радионуклидов и поступления радиоактивных веществ с поверхностным стоком.

6.2.1 Начальный этап радиоактивного загрязнения водоемов

В первый момент после выпадения смеси радионуклидов на поверхность водоемов удельная активность воды озер определялась их суммарным поступлением (табл. 6.2).

Таблица 6.2 - Запас радионуклидов в водоемах (осень 1957 г.).

Озеро	Активность, кКи				
	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	^{137}Cs	Σ активность
Бердениш	10,8	131	6,2	0,099	158
Урусуль	3,6	43,5	5,4	0,033	62,5
Кажакуль	0,02	0,242	0,03	0,00018	0,292
Алабуга	0,012	0,145	0,018	0,0001	0,175

За первые две недели удельная β -радиоактивности воды в оз. Урусуль и Бердениш снизился в 5-10 раз. Кратность превышения удельной суммарной активности β - излучающих радионуклидов в воде с осени 1957 г. к лету 1958 г. снизилась в оз. Бердениш от 14000 раз до 370 раз, а в оз. Урусуль от 28000 раз до 1000 раз. Эти изменения были обусловлены радиоактивным распадом короткоживущих радионуклидов, закреплением радионуклидов вещества на местности и достижением динамического равновесия в распределении радионуклидов между водой и верхним обменным слоем донных отложений.

6.2.2. Распределение радионуклидов в основных компонентах экосистем в первые годы после аварии

Основным депо радионуклидов являются донные отложения. (табл. 6.3).

Таблица 6.3 – Запасы β -активных радионуклидов в основных компонентах водоемов в 1962, 1995, и 2005 г., $\frac{\text{ГБк}}{\text{Ки}}$.

Озеро	Вода			Донные отложения			Биомасса		
	1962	1995	2005	1962	1995	2005	1962	1995	2005
Урусуль	<u>6880</u> 186	<u>559</u> 15,0	<u>387</u> 10,5	<u>52520</u> 1418	26141 706	<u>20613</u> 557	<u>0,77</u> 0,021	<u>0,35</u> 0,01	<u>0,27</u> 0,007
Алабуга	<u>74,8</u> 2,02	<u>13,6</u> 0,37	<u>6,8</u> 0,18	<u>120</u> 3,24	<u>74</u> 2,0	<u>61,9</u> 1,7	<u>0,53</u> 0,014	<u>0,24</u> 0,006	<u>0,19</u> 0,005

6.2.3. Накопление радионуклидов в биоте водоемов

Кратность накопления радионуклидов компонентами водных экосистем приводится в табл. 6.4.

Таблица 6.4 - Кратность накопления радионуклидов начале 60-х гг.

Водоем	Донные отложения	Водоросли	Прибрежная растительность	Рыбы, мышцы	Рыбы, Кость
Урускуль	1900	1500	230		2900
Кажакуль	250	1500	4500	16	110

6.2.4 Роль поверхностного стока в поступлении радионуклидов в водоемы

В начале 1960 –х гг. величина поверхностного стока с площади водосбора ^{90}Sr в озера головной части ВУРСа составляла $\sim 0,2\%$ /год, а для ^{137}Cs была на несколько порядков ниже. Тэф удельной активности ^{90}Sr в воде стоков составлял 4-5 лет.

6.2.5. Динамика поведения радионуклидов в водоемах головной части ВУРСа

В оз. Бердениш удельная активность ^{90}Sr в 1958 г. была выше уровня вмешательства (УВ = 5,0 Бк/кг) в 1856 раз. За период с 1958 по 2002 гг. удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Бердениш снизилась более, чем в 1200 раз, а в контрольном оз. Иртяш только в 10 раз.. Соотношение ($^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$) в воде оз. Бердениш в 1961 г. составило 89, а в 2002 г. - 59. Это свидетельствует о том, что скорость самоочищения воды водоема от ^{137}Cs была несколько ниже, чем от ^{90}Sr .

В оз. Урускуль, удельная активность ^{90}Sr в скелете рыб снизилась за период с 1963 по 2002 гг. почти в 500 раз, а в воде в 10 раз (рис. 6.1), что, вероятно, обусловлено особенностью избирательного накопления радионуклида в костной ткани.

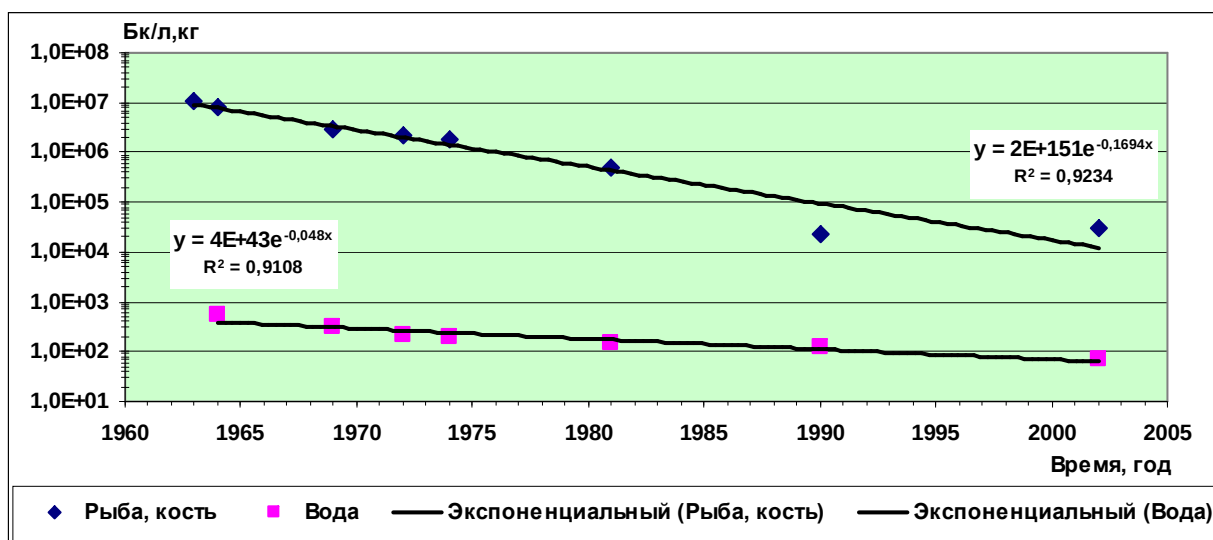


Рис. 6.1 Динамика удельной активности ^{90}Sr в скелете рыбы оз. Урускуль

Период полураспада ($T_{1/2}$) ^{90}Sr равняется 28,1 г, а ^{137}Cs - 30,2 г. Учитывая, что прошло $\sim 1,5$ периода полураспада для обоих радионуклидов, в донных отложениях водоемов должно содержаться около 24 % от первоначального запаса долгоживущих радионуклидов, а в воде от 0,5 до 1 %.

В последние десятилетия удельные активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и рыбе оз. Урускуль, Бердениш, Кажакуль и Алабуга продолжают снижаться, но в оз. Бер-

дениш и Урускуль остаются выше, чем регламентированные санитарными нормами.

6.3 Моделирование поведения радионуклидов в водоемах головной части ВУРСа

Для моделирования поведения ^{90}Sr в водоемах была использована «Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС. РД 52.26 174-88». В основу прогноза радиоактивного загрязнения водоемов положена "двухкамерная модель", позволяющая создать расчетную схему для определения удельной активности радионуклидов в воде и донных отложениях. Разработанная методика может использоваться для моделирования поведения ^{90}Sr с достаточной для практики точностью.

6.4 Уровни радиоактивного загрязнения водоемов и рыбы в зоне влияния ПО «МАЯК»

В настоящее время уровень удельной активности ^{90}Sr в воде водоемов зоны воздействия ПО «МАЯК» варьирует в пределах от 0,08 до 0,81 Бк/л, а ^{137}Cs от 0,02 до 0,6 Бк/л. (табл. 6.5).

Таблица 6.5 Относительные уровни радиоактивности рыбы ^{90}Sr , ^{137}Cs и Кк.

Водоемы	Отношение удельной активности рыбы к ДУ (Сан ПиН-96)		$(\frac{A}{H})^{90}\text{Sr} + (\frac{A}{H})^{137}\text{Cs}^*$	Кк	
	^{90}Sr	^{137}Cs		^{90}Sr	^{137}Cs
1. Иткуль	0,12	0,04	0,16	148	230
2. Аракуль	0,09	0,02	0,11	138	90
3. Силач	0,09	0,02	0,11	100	115
4. Сунгуль	0,09	0,05	0,14	100	300
5. Киреты	0,09	0,03	0,12	100	160
6. Б. Касли	0,1	0,02	0,12	82	94
7. Алабуга	0,84	0,1	0,94	267	260
8. Иртяш	0,12	0,1	0,22	76	425
9. Б. Наного	0,04	0,04	0,08	17	75
10. М. Наного	0,02	0,01	0,03	8,3	14
11. Акакуль	0,01	0,02	0,03	4,6	99
12. Улагач	0,31	0,2	0,51	94	375
13. Кажаккуль	0,43	0,16	0,59	160	205
14. Куяш	0,77	0,24	1,1	95	54
15. Б. Куяш	0,03	0,1	0,13	169	351
16. Карагайкуль	0,22	0,25	0,47	120	163
17. Калды	0,37	0,46	0,83	337	600
18. Тептерги	1,0	0,11	1,1	248	238
19. Уелги	0,05	0,5	0,2	56	98
Аргазинское водохр.	0,008	0,004	0,012	169	28
Троицкое водохр.	0,00004	0,0002	0,00024	44	-

Примечание: Аргазинское и Троицкое водохранилища являются контрольными.

В донных отложениях удельная активность ^{90}Sr варьирует в пределах от 10 до 200 Бк/кг, а ^{137}Cs от 10 до 400 Бк/кг. Широкий диапазон значений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в тушках рыб обусловлен не только различной плотностью выпадений радиоактивных веществ на исследуемой территории, но и геоэкологическими особенностями ландшафтов, во многом влияющими на формирование химического состава воды.

Глава 7. СТЕПЕНЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ВОДОЕМОВ ДЛЯ ЧЕЛОВЕКА, НЕОБХОДИМОСТЬ ПРОВЕДЕНИЯ РЕАБИЛИТАЦИОННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ И ВОЗМОЖНОСТИ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

7.1 Степень экологической опасности водоемов для человека и проведение реабилитационных мероприятий

Как отмечалось, от 70 до 98 % радиоактивных веществ, поступающих в водные системы, депонируется донными отложениями. Вода водоемов содержит относительно небольшое количество радионуклидов и выполняет роль экрана. Благодаря этому γ - фон над поверхностью воды водохранилища В-10 не превышает 20 мкР/час, а водоема-охладителя 15 мкР/час. Водный экран препятствует выносу радионуклидов из донных отложений. Опасным в радиологическом плане является урез воды, где уровни γ - фона достигают 2-4 мР/час. Формируется γ - фон на урезе за счет выноса донных осадков в зоне прибоя. Ширина береговой полосы с повышенным уровнем γ - фона для пологих берегов составляет 10-15 м, а на расстоянии от 30 до 50 м от уреза уровень снижается до глобального (рис.7.1 и 7.2). В районах плотин, отсыпанных крупными блоками скального грунта, ширина полосы, на которой наблюдалось превышение γ - фона, составляла от 0,5 до 2 м.

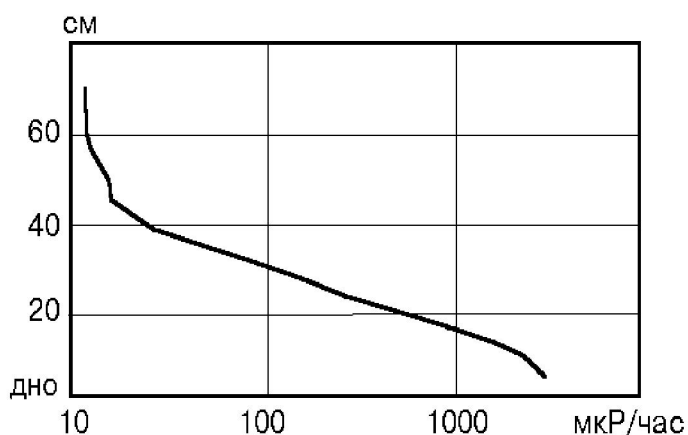


Рис. 7.1 Изменение γ - фона над поверхностью дна В-10 (глубина 2,5м).

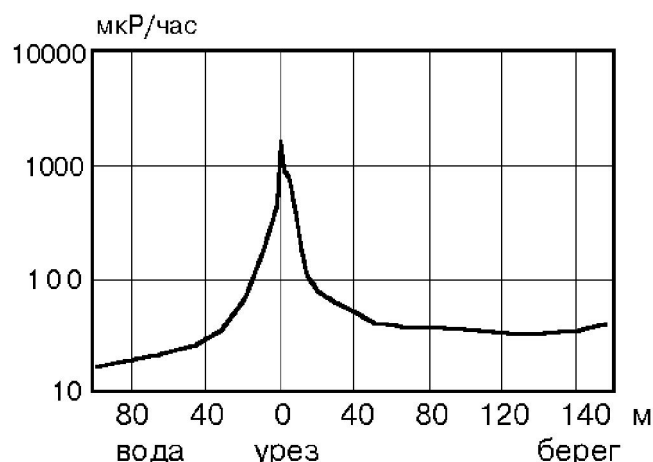


Рис. 7.2 Уровни γ - фона на урезе и прилегающих участках В-10.

Водоемы — хранилища отходов охраняются силами милиции и не представляют угрозы для здоровья человека за исключением несанкционированного проникновения и длительного нахождения на урезе, отлова и употребления рыбы, загрязненной радионуклидами.

Нами был обнаружен и исследован феномен зоогенного выноса радионуклидов из донных отложений по цепочке: детрит - личинки водных насекомых - насекомые — летучие мыши (*Chiroptera*) — помет животных. Развиваясь на дне промышленных водоемов, личинки насекомых накапливают радионуклиды. После вылета насекомыми питаются летучие мыши. Очаги повышенного радиаци-

онного фона были обнаружены в местах летних выводковых колоний летучих мышей, которые располагались между внешней обшивкой стен и на чердаках в деревянных постройках в десятках километров от источника радиоактивного заражения. Высокие уровни радиоактивного загрязнения имели каловые массы (гуано) летучих мышей и тушки отловленных зверьков. Предложено периодически проводить дезактивацию зданий (сбор и захоронение гуано), реконструировать здания (построить плоские кровли, ликвидировать чердачные пространства либо изолировать, перекрыв доступ животным), использовать ультразвуковые отпугивающие устройства. Количество радионуклидов, выносимых из водоемов-хранилищ по биологическим цепям, невелико, но эти процессы требуют проведения постоянных наблюдений.

Для рекультивации водоемов-хранилищ отходов можно предложить следующие мероприятия:

1) Обваловка берегов водоемов крупноглыбовым скальным грунтом приведет к экранированию загрязненной береговой линии и уменьшит вынос донных отложений в прибрежную зону водоемов. Предварительно необходимо снять верхний 30 см слой прибрежного грунта с захоронением в глубокой части водоема.

2) Для оз. Кызыл-Таш положительный эффект могут дать попуски воды из озера Иртяш с одновременным сбросом воды из оз. Кызыл-Таш в ЛБК с разбавлением последней "чистой" водой не менее, чем в 100 раз.

3) Значительный положительный эффект даст экранирование донных отложений водоемов слоем глины. Для чего необходимо в зимний период равномерно распределить слой глины 3-5 см по льду водоемов.

4) Для рекультивации водоема-охладителя можно использовать чистые отложения сапропеля, мощность которых в оз. Кызыл-Таш достигает 7 м (мощность верхнего слоя, загрязненного радионуклидами, достигает 40 см). Положительные результаты даст прием драгирования донных отложений. Также можно извлекать "чистые" донные сапропели земснарядом с последующим рассеиванием в воде.

5) Для сокращения площади водохранилища с целью локализации загрязняющих веществ необходимо снижение уровня с последующим удалением обнажившегося загрязненного 30-40 см слоя обратно в водоем. Эти мероприятия необходимо проводить в осенний период перед ледоставом, что исключит возможность разноса загрязненных донных отложений после высыхания обнажившихся мелководий.

6) Процессы гиперцветения планктона в водоеме-охладителе можно уменьшить, заселив в водоем растительноядных рыб планктонофагов (толстолобика - *Hypophthalmichthys Bleeker*).

7) Для борьбы с развитием личинок насекомых в промышленных водоемах хороший эффект даст массовое вселение рыб - бентофагов (каarp, лещ и др.).

Все перечисленные мероприятия могут быть проведены после детальной научной и экономической проработки.

7.2 Приемы и методы ведения рыбного хозяйства в технологических водоемах ПО «МАЯК»

Экологические условия обитания рыб в водохранилище являются недостаточно благоприятными и данный водоем нецелесообразно рекомендовать для использования в рыбоводных целях, хотя рыб, обитающих в водоеме, можно ис-

пользовать в качестве производителей для получения полноценного рыбопосадочного материала и в, частности, икру щуки для последующей инкубации. Этот вывод подкреплен неоднократными экспериментальными и практическими работами по выращиванию товарной рыбы из икры от производителей, обитающих в водохранилище В-10.

Водоем-охладитель отличается рядом благоприятных условий для существования популяций рыб - это повышенный температурный режим и, следовательно, высокая первичная продуктивность, оптимальные средние глубины – около 4 м. Эти особенности позволяют организовать на водоеме высокоэффективное рыбоводное хозяйство.

Наряду с содержанием маточных стад рыб для получения потомства в искусственных условиях в В-2 можно подрачивать полученных предличинок рыб до определенной массы. Накопленные радионуклиды полностью выводятся из организма рыб при дорастивании до товарной массы в воде, не содержащей повышенных удельных активностей радионуклидов.

В соответствии с НРБ-86 (действовали в период проведения исследований) нормирование содержания радиоактивных веществ в рыбной продукции основано на предотвращении превышения предела годового поступления радионуклидов в организм человека с продуктами питания.

Известно, что человек потребляет в год около 1200 кг пищевых продуктов, следовательно, содержание радионуклидов в одном килограмме любого пищевого продукта, в том числе и рыбе, не должно превышать 0.1% от ПГП – это допустимая удельная активность пищевых продуктов. Известно, что период эффективного полувыведения радионуклидов из организма рыб (Тэф.) для ^{90}Sr (костная ткань) у взрослой рыбы составляет около 200 суток, а для цезия - ^{137}Cs Тэф. (мышцы) -100 суток (Москалев, Ильин, 1961).

Кроме ^{90}Sr ^{137}Cs высокую удельную активность в организме рыб, обитающих в В-2, имеют ^{65}Zn и ^{106}Ru . Поскольку информация о Тэф. этих радионуклидов у рыб отсутствует, мы считаем возможным использовать для проведения расчетов значения, полученные для животных (Вредные химические....., 1990). Обменные процессы у молоди рыб идут в десятки раз быстрее, чем у взрослых особей и, следовательно, значения Тэф. мол., используемые в расчетах, необходимо уменьшить на порядок величины (табл. 7.1).

Таблица 7.1 Время выведения радионуклидов из мальков, выращенных в воде В-2 (масса 25 г), при дорастивании посадочного материала в чистой воде.

Радионуклиды	Период полураспада, Т физич.	Удельная активность рыбы, кБк/кг	Допустимая удельная активность пищевых продуктов Бк/кг	Превышение удельной активности рыбы над допустимой	Тэф. Молоди (сутки)	Время выведения до допустимой удельной активности (сутки)
^{90}Sr	29 лет	30	12	2500	20	220
^{137}Cs	30 лет	7,0	440	16	10	40
^{54}Mn	319 сут.	0,1	3700	0,03	-	-
^{60}Co	5 лет	0,5	1440	0,4	-	-
^{65}Zn	244 сут.	20	2900	7,0	25	63
^{106}Ru	368 сут.	9,0	360	25	10	45

Примечание: Тэф. мол. - период эффективного полувыведения для молоди рыб (сутки).

Радионуклидом, лимитирующим подращивание личинок рыбы в воде водоема - охладителя, является ^{90}Sr , превышение уровня предельно допустимой активности которого составляет 2500, а время полувыведения из организма молоди рыб ~ 200 суток. На Южном Урале применяется двухлетний цикл промышленного выращивания рыбы, то есть личинки рыб могут быть выращены в воде водоема-охладителя на естественных и искусственных кормах (например, в плавучих садках) до стандартной массы рыбопосадочного материала 25 г при условии последующего дорастивания в "чистых" условиях не менее 220 суток

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В первые десятилетия работы ПО «МАЯК» произошел ряд радиационных инцидентов, в результате которых в районе расположения предприятия сформировалась техногенная радиационная аномалия, в которой максимальные уровни радиоактивного загрязнения имеют промышленных водоемы. Изучены абиотические и биологические особенности водоемов, десятки лет подвергавшихся антропогенной нагрузке радиационной и нерадиационной природы различных уровней. Определены кумулятивный запас радионуклидов и удельные активности радионуклидов в основных компонентах водных экосистем (воде, донных отложениях, биообъектах и их органах и тканях) и Кк. Установлено, что основными дозообразующими радионуклидами являются долгоживущие ^{90}Sr и ^{137}Cs . Основной вклад в формирование дозы облучения рыб вносит дочерний продукт распада $^{90}\text{Sr} - ^{90}\text{Y}$. Исследовано пространственное распределение радионуклидов в основном депо - донных отложениях.

Многолетнее (40-50 лет) комплексное воздействие радиационного, теплового и химического факторов на технологические водоемы привело к формированию уникальных техногенных экосистем, включенных в технологический цикл производства. В жизни экосистемы водоема - охладителя ведущую роль играет фитопланктон, в межгодовой динамике всплеск гиперцветения которого наблюдается строгая цикличность: для синезеленых и диатомовых водорослей 6-7 лет, а зеленых 2-3 года. Оценка когерентности и фазового сдвига не позволила связать эти многолетние циклы ни с одним из абиотических факторов. Вероятно, эта цикличность связана с ритмами солнечной активности. Ранжирование на основе 12-месячной когерентности отдельных классов водорослей показало, что наибольшую связь развитие диатомовых имеет с силикат-ионами, марганцем, калием, натрием и температурой. Развитие синезеленых водорослей коррелирует с температурой воды, марганцем, кислородом, углекислотой и солнечной радиацией, а зеленых - с температурой, солнечной радиацией, углекислотой, марганцем. После резкого снижения тепловой нагрузки к 1990 г. большинство гидрохимических и физических параметров воды и зависящая от этих параметров биопродуктивность водоема продолжали иметь четко выраженные внутригодовые и многолетние осцилляции и тренды. В конце 1990-х годов в В-2 произошло увеличение биомассы зеленых водорослей и снижение синезеленых, эти процессы свидетельствуют об улучшении экологической ситуации в водоеме.

Исходя из биомассы фитопланктона, захватываемого в водозаборные устройства с глубины 4-6 м, суммарная продуктивность оз. Кызыл-Таш по оценкам на 1982-1986 гг. составляла около 5 тыс. т/год.

Экспериментально оценены дозы на рыб, которые формируются, в основном, за счет инкорпорированных β – излучателей, и составляют в В-2 и В-10 - 2-3 Гр/год. Дозы для рыб, обитающих в водоемах головной части ВУРСа (Урускуль и Бердениш), ниже более, чем на порядок величины - 0,06-0,08 Гр/год, в водоемах Алабуга и Кажаккуль меньше - 0,0002 – 0,0003 Гр/год, а в остальных зауральских водоемах зоны радионуклидной аномалии меньше на четыре – пять порядков - 0,00004-0,0003 Гр/год.

Контрольные отловы показали, что в В-2 и В-10 наблюдаются повышенные темпы роста и плотность популяций рыб. Исследования морфометрических особенностей, электрофоретический анализ пяти белковых систем, воспроизводительной и кроветворной систем рыб, обитающих в промышленных водоемах, подтвердили вывод о том, что многолетнее совместное воздействие радиационных, химических и тепловых факторов не вызвало необратимых изменений в популяциях рыб и гидроценозах.

В то же время в потомстве щуки из В-10 обнаружено увеличение частоты выхода сложных видимых мутаций у предличинок, эти особи погибают в первые месяцы жизни - отсекаются отбором. Воздействия условий среды в В-10 обусловили снижение уровня цитогенетической стабильности и накопление хромосомных и генных дефектов. Наиболее устойчивым видом рыб, обитающим в В-10, является окунь, у которого частота встречаемости микроядер в эритроцитах периферической крови составляла ($P = 0,3 \pm 0,009 \%$), у плотвы этот показатель равнялся ($P = 1,4 \pm 0,006 \%$), у щуки ($P = 6,0 \pm 0,02 \%$), в контроле значения показателя колебались в пределах (от $P = 0$ - до $P = 0,5 \%$).

В период максимальной нагрузки в В-2 обитали индикаторы чистоты природных вод – раки и беззубки, а в В-10 - беззубки.

Водоемы – хранилища отходов охраняются силами милиции и не представляют угрозы для здоровья человека за исключением несанкционированного проникновения и длительного нахождения на урезе, отлова и употребления рыбы, загрязненной радионуклидами. Проблемой может являться экологический феномен зоогенного выноса радиоактивных веществ из водоемов – хранилищ по цепочке: детрит - личинки водных насекомых - насекомые – летучие мыши (Chiroptera) - помет. Предложено периодически проводить радиометрический контроль и дезактивацию зданий, заселенных животными (сбор и захоронение гуано), реконструировать здания (построить плоские кровли, ликвидировать чердачные пространства либо изолировать их, перекрыв доступ животным), использовать ультразвуковые отпугивающие устройства, развесить в местах обитания искусственные гнездовья.

ЛБК является своеобразной динамической системой, объем стока которой определяется, в первую очередь, водностью гидрологического периода и формируется за счет сброса избытка воды из системы Каслинско – Кыштымских озер.

Уровень радиоактивного загрязнения водоемов, расположенных в головной части ВУРСа, оз. Бердениш, Урускуль, Кажаккуль, Алабуга на несколько порядков меньше, чем промышленных водоемов. Многолетние наблюдения позволили установить, что скорость полураспада воды в водоемах ВУРСа (в условиях установившегося динамического равновесия ^{90}Sr и ^{137}Cs) в системе вода –

донные отложения за счет перераспределения радионуклидов составляет 6-10 лет и превышает период физического распада в десятки раз. Значительную роль в процессах самоочищения воды гидроценозов играет водная растительность.

Предложенные реабилитационные мероприятия позволяют улучшить экологическое состояние водных экосистем предприятий ЯТЦ. Разработана технология выращивания рыбы в радиоактивно загрязненных водоемах, включая промышленные водоемы ПО «МАЯК».

ВЫВОДЫ

1. Многолетнее комплексное воздействие радиационного, теплового и химического факторов привело к формированию уникальных техногенных экосистем промышленных водоемов, включенных в технологический цикл производства ПО "МАЯК".

2. Сбросы химических реагентов привели к увеличению содержания солей в воде водоема-охладителя в 5 раз, а в воде водохранилища В-10 - в несколько десятков раз, при этом значение рН снизилось с 7,0 до 4,5. После прекращения воздействия происходило быстрое восстановление рН среды до 7,0.

3. По нашим оценкам за время эксплуатации в водоем-охладитель поступило около 37 ПБк (1 Мки) радиоактивных отходов, а в водохранилище - около 111 ПБк (3 МКи).

В период проведения нами исследований 1980 - 2005 гг. удельная активность β – излучающих радионуклидов в воде в оз. Кызыл-Таш изменялась в пределах ~ от 0,5 до 8,0 кБк/л, а в водохранилище В-10 от 7,0 до 27,0 кБк/л и превышала глобальные уровни почти на пять порядков величины. В воде оз. Урукуль значения показателя составляли 40 Бк/л, оз.Бердениш ~ 20 Бк/л. В воде контрольного оз. Иртяш значения удельной активности β – излучающих радионуклидов составляли ~ 0,3 Бк/л, в оз. Алабуга ~ 1,5 Бк/л, а в оз. Кажаккуль ~ 0,8 Бк/л.

4. Основными дозообразующими радионуклидами в исследованных водоемах являются ^{90}Sr с дочерним продуктом распада ^{90}Y и ^{137}Cs . Основной вклад в формирование дозы вносит ^{90}Y . Исследованы суммарный запас в основных компонентах водоемов (воде, донных отложениях), характер их пространственного распределения, накопление в биообъектах, их органах и тканях. Значения Кк изменяется в широких пределах от нескольких десятков до нескольких тысяч. Установлено, что основным депо радионуклидов в водоемах служит верхний 20- 30 см слой донных грунтов. Плотности загрязнения дна водоемов в 1980-1985 гг. составляли: в В-2 ~ 0,2 ПБк/км² (5,0 кКи/км²), в В-10 ~ 0,1-2,5 ПБк/км² (2,0-70,0 кКи/км²), в оз. Урукуль 15,2 ТБк/км² (410,0 Ки/км²), в оз. Бердениш 16,7 ТБк/км² (450,0 Ки/км²), в оз. Алабуга ~ 0,37 ТБк/км² (1,0 Ки/км²), в оз. Кажаккуль ~ 0,37 ТБк/км² (1,0 Ки/км²), в оз Иртяши меньше 0,37 ТБк/км² (1,0 Ки/км²).

Рассчитанная по радиоактивной метке скорость илооброзования в В-2 составляла 0,5-0,7 см/год. В донных отложениях в водоемах В-2, В-10, оз. Урукуль, Бердениш радионуклиды обнаружены до глубины 50 –60 см.

5. Основными дозообразующими радионуклидами в исследованных водоемах являются $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ и ^{137}Cs . Экспериментально оцененные дозы на рыб, обитающих в В-2 и В-10, составляют 2-3 Гр/год и формируются, в основном, за счет инкорпорированных β –излучающих радионуклидов. Эти уровни дозового

воздействия можно принять как субкритические для пресноводных экосистем. Дозы на рыб, обитающих в водоемах головной части на оси ВУРСа, ниже на порядок величины (0,06-0,08 Гр/год), а на периферии ВУРСа на три – четыре порядка (0,0002-0,0003 Гр/год). В остальных водоемах зоны радионуклидной аномалии дозы радиационного воздействия на рыб еще ниже (0,00004-0,0003 Гр/год).

6. В 80-е гг. - период максимальной технологической нагрузки, первичная продуктивность фитопланктона в В-2 была на порядок выше, чем в контрольном оз. Иртяш, а в В-10 - на порядок ниже. Ведущую роль в жизни водоема-охладителя играет фитопланктон, периодичность вспышек цветения которого для синезеленых и диатомовых водорослей составляет 5-6 лет, у зеленых - 2-3 года. Использование прогностических моделей вспышек цветения фитопланктона позволяет своевременно проводить мероприятия, предотвращавшие последние.

7. Факт сохранения популяций рыб, наиболее радиочувствительного звена гидроценозов в промышленных водоемах на протяжении 40- 50 лет, дает основание сделать вывод, что данный уровень антропогенного воздействия не является критическим для пресноводных экосистем. Контрольные отловы показали, что в В-2 и В-10 наблюдается повышенная плотность популяций рыб. Хорошее состояние популяций рыб подтверждают исследования морфометрических особенностей, темпов роста, белковых систем, воспроизводительной и кроветворной систем. Многолетнее воздействие радиационных, химических и тепловых факторов не вызвало необратимых изменений в популяциях рыб и процессов деградации гидроценозов В-2 и В-10, такие уровни воздействия можно рассматривать как субпредельные для пресноводных гидроценозов. В водоеме-охладителе обнаружены индикаторы чистоты природных вод - раки (*Astacus leptodactylus*) и беззубки (*Anodonta cygnea* L.), а в водохранилище - беззубки.

8. По мере прохождения по каналу ЛБК озерная вода обогащается ^{137}Cs и ^{90}Sr за счет поступления вод грунтового стока с загрязненного водосбора и фильтрации вод из водоемов – хранилищ отходов. Лога являются отстойниками для радионуклидов особенно в периоды с малой водностью. В периоды с высокой водностью происходит вымывание радиоактивных веществ из донных отложений Логов.

9. Уровень удельной радиоактивности ^{90}Sr в воде обследуемых водоемов ВУРСа варьирует в пределах от 0,08 до 0,81 Бк/л, а ^{137}Cs от 0,02 до 0,6 Бк/л, что ниже нормативных пределов по СанПиН -96 в 10—100 раз. Удельная радиоактивность донных отложений изменяется в пределах от 10 до 200 Бк/кг по ^{90}Sr и от 10 до 400 Бк/кг по ^{137}Cs . Широкий диапазон значений удельной активности обусловлен не только различиями в плотности выпадений радионуклидов, но и геоэкологическими особенностями водных объектов. В большинстве обследованных водоемов уровни загрязнения рыбы долгоживущими радионуклидами не превышают нормативных пределов по СанПиН –96.

10. Разработаны методики и технологии:

- методика экспериментальной оценки радиационных дозовых нагрузок на компоненты водных экосистем с использованием промышленных дозиметров;
- методика отбора донных отложений с последующим замораживанием отобранной колонки;

- технология выращивания рыбы в промышленных водоемах В-2 и В-10, позволяющая получать посадочный материал для дальнейшего выращивания товарной рыбной продукции, соответствующей санитарным нормам.

ОСНОВНЫЕ ПУБЛИКАЦИИ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

Монографии:

1. Смагин А.И. Экология промышленных водоемов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале/ А.И. Смагин. - Озерск. Редакционно-издательский центр ВРБ, 2007. - 190 с.

Изобретения:

2. Смагин А.И. Авторское свидетельство 1548879 СССР. Устройство для отлова водных организмов подо льдом / А.И. Смагин, В.В. Базылев, Ю.Г. Яковлев // Предприятие П/Я А-7564. - Заявка. 14.04.88; N4410596.

Статьи в журналах, включенных в «Перечень...» ВАК Минобрнауки РФ:

3. Фетисов А.Н. Стабильность популяций рыб, обитающих в радиоактивно загрязненных водоемах / А.Н. Фетисов, С.П. Пешков, А.И. Смагин // Вопросы ихтиологии.- 1992. - Т. 32, вып. 1. - С. 79-87.

4. Фетисов А.Н. Морфометрическая характеристика и сравнительная радиустойчивость популяции прудовика большого (*Lymnaea stagnalis* L.) из водоемов с различными экологическими условиями / А.Н. Фетисов А.И. Смагин, А.В. Рубанович // Радиобиология.- 1993. - Т. 33, вып. 1 - С. 160-165.

5. Токарская З.Б. Фитопланктон водоема-охладителя предприятия ядерного топливного цикла (сообщение 1) / З.Б. Токарская, А.И. Смагин, Е.Г. Рыжков, Л.В. Никитина, Т.П. Трещева М.А. Смирнова // Экология. - 1995. - №4.- С. 289-293.

6. Токарская З.Б. Фитопланктон водоема-охладителя предприятия ядерного топливного цикла (сообщение 2) / З.Б. Токарская, А.И. Смагин, Е.Г. Рыжков, Л.В. Никитина, Т.П. Трещева. // Экология. – 1995. - №5. - С. 404 - 406.

7. Смагин А. И. Гидролого-гидрохимические особенности оз. Кызыл-Таш / А.И. Смагин, Г.Н. Романов // Водные ресурсы. - 1996 – Том 23, № 1. – С. 106 – 110.

8. Смагин А.И. Радиационный режим оз. Кызыл-Таш и формирование дозовых нагрузок на биоту / А.И. Смагин, Г.Н. Романов // Водные ресурсы. - 1996 – Том 23, № 2 – С. 219 - 223.

9. Смагин А.И. Биологические особенности и состояние гидроценоза оз. Кызыл-Таш / А.И. Смагин // Водные ресурсы. - 1996 – Том 23, № 3. – С. 332 - 338.

10. Смагин А.И. Радиоэкологические особенности водоема-хранилища отходов радиохимических заводов и состояние популяции обитающей в ней щуки (*Esox lucius* L.) / А.И. Смагин // Вопросы радиационной безопасности –1996. - №2 С.35-45.

11. Смагин А.И. Распределение радионуклидов в компонентах экосистемы залива водоема – хранилища отходов и оценка эффективности дезактивации воды методом вымораживания / А. И. Смагин // Вопросы радиационной безопасности – 1997. - №1 С.64 - 70.

12. Новиков А.П. Содержание и распределение радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоемов ПО « МАЯК» / А.П. Новиков, Ф.И. Павлоцкая, Т.А.. Горяченкова, А.И. Смагин и др. // Радиохимия. - 1998. - Т. 40. №5. - С. 453 - 461

13. **Смагин А.И.** Уровни радиоактивного загрязнения водоемов в зоне влияния ПО «МАЯК» / А.И.Смагин, Т. А. Антонова, А.Д. Денисов, С.Н. Демин // Вопросы радиационной безопасности - 2000. - №1. - С. 24 - 30.
14. **Смагин А.И.** Роль рукокрылых в зоогенной миграции радионуклидов / А.И. Смагин, О.В. Тарасов, Н.М. Любашевский, О. В. Орлов // Вопросы радиационной безопасности. - 2000. - №3. - С. 64 - 70.
15. Стукалов, П.М. Моделирование поведения радионуклидов в водоемах, расположенных в головной части Восточно – Уральского радиоактивного следа/ П.М. Стукалов, **А.И. Смагин** // Ядерная энергетика. - 2001 -№2. - С. 37 –44.
16. **Смагин А.И.** Исследование популяций рыб, обитающих в водохранилище отходов на р. Теча, методом микроядерного тестирования / А. И. Смагин, Н. В. Лугаськова, Т. Б. Меньших // Изв. Челяб. Отд. Ур О РАН – 2005. - № 1. - Раздел биология. 5 с.
17. Орлов, О.В. Исследование зоогенного выноса радионуклидов рукокрылыми / О.В. Орлов, **А.И. Смагин**, О.В.Тарасов // Вопросы радиационной безопасности – 2005. - № 4 С. 71 – 75.
18. **Смагин А.И.** Исследование многофакторного антропогенного воздействия на экосистемы технологических водоемов ПО «МАЯК» / А. И. Смагин // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. - №1. - С 94-110.
19. Васильев А.Г. Изучение изменчивости размеров и формы тела речного окуня (*Perca fluviatilis* L.) в контрольных и импактных водоемах бассейна р. Теча методами геометрической морфометрии / А.Г. Васильев, В.Ю. Баранов, М.В. Чибиряк, **А.И. Смагин** // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. - № 1. - С. 63 – 76.
20. **Смагин, А.И.** Роль Восточно – Уральского заповедника...../ А.И. Смагин, А.В.Лагунов//. Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – Спец. Выпуск. - С. 63 – 76.
21. **Смагин А.И.** Разнообразие водных и прибрежно-водных макрофитов и их сообществ в водоемах головной части ВУРСа и водохранилищах на р. Теча. / А. И. Смагин, Е. И. Вейсберг, Н. Б. Куянцева // Вопросы радиационной безопасности. – 2008. № 2. (в печати).

Другие публикации:

22. **Смагин А.И.** Экологическое состояние водоемов, эксплуатируемых предприятием ЯТЦ / А.И. Смагин, Н.Н. Точинова // Атомная промышленность: окружающая среда и здоровье населения. / Под ред. Л.А. Булдакова и С.Н. Демина: сб. ст. - М. 1988. - С 188 – 198.
23. **Смагин А.И.** О возможности использования водоемов, загрязненных радиоактивными веществами в рыбном хозяйстве/ А.И. Смагин, Р.П. Пономарева, И.Г. Петер // Тез. докл. 2-ой Всесоюзной конференции по сельскохозяйственной радиологии. 1990 г. – Обнинск: - М. 1990 - Т. 4. - С. 39-23.
24. **Смагин А.И.** Фитопланктон водоема-охладителя ядерных установок ПО «МАЯК» / А.И Смагин, Е.Г. Дрожко, З.Б. // Урал атомный: наука, промышленность жизнь. II Междунар. экологич. симп. Тез. Докл. - Екатеринбург. 1994.- С - 59-63
25. **Smagin A.I.** Consequences of permanent combined effects of radiation and non radiation anthropogenesis factors on freshwater ecosystems /A.I. Smagin // Abstracts 2nd international conference "Radiobiological conference of nuclear accidents". Moscow. 25 –26 october 1994 p 256.

26. **Смагин А.И.** Авария на ЧАЭС и радиоэкологическое состояние рыбохозяйственных водоемов в августе 1986 г. / А.И. Смагин С.П. Пешков В.Л. Печкуренков. Л.А. Милакина // Биоиндикация радиоактивных загрязнений / Под. ред. Д.А. Кривоулицкого: сб. ст. – М. 1999. – С. 324 – 336.
27. **Смагин А.И.** Радиоактивное загрязнение водоемов, расположенных на территории Восточно-Уральского государственного заповедника / А.И. Смагин, П.М. Стукалов // Проблемы отдаленных последствий радиационных инцидентов. Тощий ядерный взрыв. Материалы межрегиональной научной конференции: Сб. работ. - 2000. - Екатеринбург. – С.12 – 24.
28. **Смагин А.И.** Радиоэкология водоема – хранилища отходов радиохимического производства на р. Теча и состояние популяций обитающих в нем рыб / А.И. Смагин, А.Н. Фетисов // Тез. докл. Материалы международной конференции «Биорада – 2001». Сыктывкар 2001. – С. 94 – 95.
29. **Смагин А.И.** Формирование рукокрылыми локальных очагов радиоактивного загрязнения/ А.И. Смагин, О.В. Тарасов // Тез. докл. Материалы международной конференции «Биорада – 2001». Сыктывкар. 2001. –С. 104 – 105.
30. Стукалов П.М. Статистический анализ влияния абиотических факторов на динамику планктона в водоеме-охладителе ПО "МАЯК"/ П.М. Стукалов, **А.И. Смагин**, М.В. Проничев, Л.В. Никитина, Е.В. Литовкина // Тез. докл. IX международный экологический симпозиум "Урал атомный, Урал промышленный". Екатеринбург. 2001.- С. - 159-162
31. **Смагин А.И.** Мониторинг динамики фитопланктона, химических, тепловых и радиационных параметров водной среды в водоеме-охладителе ПО «МАЯК» / П.М. Стукалов, А.И. Смагин. Л.В. Никитина, Е.В. Литовкина // Тез. докл. IX международный экологический симпозиум "Урал атомный, Урал промышленный". Екатеринбург. 2001. - С. – 162 - 164.
32. **Смагин А.И.** Динамика фитопланктона в водоеме – охладителе ПО «МАЯК» оз. Кызыл Таш / А.И. Смагин, П.М. Стукалов, Л.В. Никитина, Е.В. Литовкина // Вестник НЯЦ РК Радиоэкология, Охрана окружающей среды. - 2001. - Вып.3. - С. 114 – 122.
33. Ровный, С.И. Уральскому атомному заповеднику 35 лет/ С.И. Ровный, **А.И. Смагин** О.В. Тарасов, П.М. Стукалов // Вестник НЯЦ РК Радиоэкология, Охрана окружающей среды. - 2001. Вып.3. - С. 195 – 197.
34. Любашевский Н. М. Толерантность к добавочной лучевой нагрузке в ряду признаков адаптации животных к радиационной среде / Н.М. Любашевский, О.В. Тарасов, **А.И. Смагин** // Тез. докл. IV съезда по радиационным исследованиям. Т II, М. Изд. Российского Университета дружбы народов, 2001. С - 549.
35. Любашевский, Н. М. Толерантность к добавочной лучевой нагрузке как критерий специфической адаптации к радиационной среде / Н.М. Любашевский, О.В. Тарасов, **А.И. Смагин** // Материалы I региональной конференции «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды»: сб. ст. – Челябинск: [Изд-во ЧГПУ], 2001. С. 19 – 25.
36. **Смагин А.И.** Адаптации популяции большого прудовика (*Limnea stagnalis*), обитающей в технологическом водоеме ПО "МАЯК" / А.И. Смагин, А.Н. Фетисов, А.В. Рубанович // Материалы I региональной конференции «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды» Челябинск: [Изд-во ЧГПУ], 2001. - С. 26 – 28.

37. **Смагин А.И.** Исследование адаптаций популяций фитопланктона к условиям среды водоема – охладителя ядерных реакторов ПО "МАЯК" / А.И. Смагин, М.В. Проничев, П.М. Стукалов, Л.В. Никитина, Е.В. Литовкина // Материалы I региональной конференции "Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды": сб. ст. - Челябинск: [Изд-во ЧГПУ], 2001. – С. 29 - 33.
38. **Смагин А.И.** Реакции гидробионтов водоема-охладителя ядерных реакторов оз. Кызыл-Таш на многолетнее техногенное воздействие / А.И. Смагин // Материалы II региональной конференции "Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды": сб. ст. – Челябинск: [Изд-во ЧГПУ], 2002. С – 261-267.
39. Ровный, С.Н. Восточно – Уральский заповедник, проблемы и перспективы / С. И. Ровный, О.В. Тарасов, **А.И. Смагин** // Охрана природы и экологическая безопасность на предприятиях Минатома России: Сб. матер. Саров.: 2002 -. С. 74 – 78.
40. **Смагин А.И.** Исследование динамики удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и рыбе озер Иртяш и Бердениш / А.И Смагин, А.Г. Бажин, Е.В. Витомскова, И.Г. Петер // Труды и матер. региональной научно-практической конференции ВУРС-45, окт. 2002 - Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2002. - С 188 – 196.
41. **Смагин А.И.** Динамика радиоэкологического состояния гидроценоза оз. Алабуга после аварии 1957 г. на ПО «МАЯК» /А.И. Смагин // Труды и матер. региональной научно-практической конференции ВУРС-45, окт. 2002 – Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2002. С 247 – 267.
42. **Смагин, А. И.** Мониторинг распределения радионуклидов в основных компонентах водоема-охладителя ПО «МАЯК» (оз. Кызыл-Таш)./ А.И. Смагин, Т.Б. Меньших // Четвертая Российская конференция по радиохимии «РАДИОХИМИЯ – 2003»: сб. тез. – 2003. –Озерск.
43. **Smagin A.I.** Monitoring of a radioecological situation in a Cooler Reservoir "Mayak" RA in the period 1948-2003 / A.I. Smagin, T.B. Men`shikh //«Environment and Ecology of Siberia, the Far East, and the Arctic October 7-11, 2003, Tomsk, Russia» (EESFEA-2003).
44. **Смагин А.И.** Закономерности пространственного распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных ландшафтах р. Теча / А.И. Смагин // Вестник НЯЦ РК Радиоэкология, Охрана окружающей среды. – 2004. Вып. 3. – С. 26-31.
45. Стукалов, П.М. Результаты обследования радиоэкологического состояния Логов левобережного канала Теченского каскада водоемов ПО «МАЯК» / П.М. Стукалов, **А.И. Смагин**, В.И. Рерих, В.С. Каргаполов // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып.5. - Екатеринбург. – 2004. - С. 120-128.
46. **Смагин А.И.** Цитогенетическое исследование рыб из водоема-хранилища отходов ПО «МАЯК»/ А.И. Смагин Н.В. Лугаськова, Т. Б. Меньших // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин». Вып. 7. - Екатеринбург. - 2005. – С. 97 - 118.
47. **Смагин А.И.** Применение «Уральского опыта» при разработке экстренных мер реабилитации рыбохозяйственных водоемов зоны аварии на ЧАЭС. / А.И. Смагин, А.С. Бакуров // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий. Материалы междунар. конф. 25-27 сент. 2007 г., Челябинск: сб. ст. – Челябинск, 2007. - С. 101- 117.

БЛАГОДАРНОСТИ

Пользуюсь приятной возможностью выразить глубокую благодарность и признательность всем, кто принимал участие в совместно проведенных экспериментах: руководителю группы лаборатории охраны окружающей среды ЦЗЛ кандидату технических наук П.М. Стукалову, инженеру ЦЗЛ канд. тех. наук М.В. Проничеву, начальнику гидрохимической лаборатории ПО " Маяк" Л.В. Никитиной, сотрудникам лаборатории Т.Н. Трещевой и Е.В. Литовкиной, специалистам Опытной научно - исследовательской станции, принимавшим участие в проведении исследований и, в первую очередь, канд. биол. наук. О.В. Тарасову и заведующему лабораторией радиационного мониторинга А.С. Бакурову. Без их поддержки данная работа не могла бы быть выполнена. Особую благодарность необходимо выразить начальнику ЦЗЛ канд. хим. наук. С.И. Ровному, академику РАН профессору Д.А. Криволуцкому, профессору, доктору биологических наук Н.М. Любашевскому, доктору биологических наук, заслуженному экологу РФ, заведующему Отделом континентальной радиэкологии ИЭРиЖ УрО РАН А.В. Трапезникову.

СПИСОК ОСНОВНЫХ СОКРАЩЕНИЙ И ТЕРМИНОВ

Адаптация - Приспособление организма или отдельного органа к изменившимся условиям среды.

В-1, В-2, В-3, В-4, В-10 и В-11 – каскад водоемов в верховьях р. Теча (см. ТКВ). **В-1** - озеро Иртыш, замыкает каскад Каслинско-Кыштымских озер. **В-2** - следующее за В-1 оз. Кызыл-Таш, водоем-охладитель ПО "Маяк". **В-3** - какшаровский пруд, следующий за В-2 пруд – хранилище отходов. **В-4** - Метлинский пруд, следующий за В-3 пруд – хранилище отходов. **В-10** - следующее за В-4 водохранилище – хранилище отходов. **В-11** - следующее за В-10 водохранилище – хранилище отходов, замыкает каскад.

ВУРС - Восточно-Уральский радиационный след (ВУРС). Образовался в результате аварии на ПО «МАЯК» в сентябре 1957 г. Химический взрыв емкости - хранилища высокоактивных ЖРО привел к выбросу в атмосферу $\sim 7,4 \cdot 10^{17}$ Бк (20 МКи). Из них $\sim 7,4 \cdot 10^{16}$ Бк (2 МКи) было вынесено за пределы промышленной площадки ПО «МАЯК» в виде следа, протянувшегося узкой полосой более, чем на 300 км.

ВУГЗ - Восточно-Уральский государственный заповедник создан по распоряжению Совета министров СССР в 1966 г. Расположен в головной части на оси ВУРСа.

Гр – грей, единица поглощенной дозы ионизирующего излучения в системе СИ, равная 1 Дж энергии излучения, поглощенной 1 кг вещества, $1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг} = 100 \text{ рад}$ (Рад - внесистемная единица поглощенной дозы).

ЖРО.- Жидкие радиоактивные отходы.

Доза - в результате взаимодействия ионизирующего излучения с биологической средой живому организму передается часть энергии – доза. В соответствии с НРБ-99 различают поглощенную, эквивалентную и эффективную.

Кк – коэффициент концентрирования, характеризует отношение удельной радиоактивности радионуклида в объекте к удельной радиоактивности радионуклида в воде, используют также коэффициент накопления, предложенный Н.

В. Тимофеевым - Ресовским. В химических и физических науках используют термин коэффициент пропорциональности.

Кюри, Ки - внесистемная единица активности радиоактивных изотопов.

Ки - количество любого радиоактивного вещества, в котором число радиоактивных распадов в секунду равно $3,7 \cdot 10^{10}$. $1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ рас/с}$ и соответствует радиоактивности 1 г радия.

ЛБК - левобережный обводной канал. Был построен в 1956 -61 гг. для отведения вод из В-1 в обход В-2, В-3, В-10 и В-11 в р. Теча.

МЭД – Мощность экспозиционной дозы.

УВ - Уровень вмешательства, уровень радиационного фактора, при превышении которого следует проводить определенные защитные мероприятия. Согласно НРБ 99 УВ для ^{90}Sr в воде составляет 5 Бк/кг, а ^{137}Cs 11 Бк/кг

ПБК - Правобережный обводной канал был построен в 1955-61 гг. для отведения вод р. Мишеляк в обход В-10 и В-11 в р. Теча.

T ? - период полураспада. Время, в течение которого число ядер радионуклида в результате распада уменьшается в два раза.

ПД – Предел дозы. Величина годовой эффективной или эквивалентной дозы техногенного облучения. Соблюдение предела годовой дозы предотвращает возникновение детерминированных эффектов.

ПДК - Предельно допустимая концентрация. Норматив количества вредного вещества в окружающей среде, при котором это вещество за определенный промежуток времени практически не влияет на здоровье человека.

ПГП – Предел годового поступления радионуклида. Допустимый уровень поступления данного радионуклида в организм человека в течение года.

Стратометр – Прибор для отбора различных слоев донных отложений. Состоит из штанги для погружения и извлечения прибора на поверхность (на больших глубинах используют трос) и трубы – наконечника различных конструкций, в которую осуществляется забор пробы грунта.

$T_{1/2}$ - Период полураспада. Время, в течение которого число ядер радионуклида в результате распада уменьшается в два раза.

Тэф - Период эффективного полувыведения радионуклида из организма.

ТКВ – Теченский каскад водоемов. Система прудов и водохранилищ – хранилищ радиоактивных и химических отходов, расположенных в верховьях р. Теча. В систему входят В-2, В-3, В-4, В-10, В-11 и два обводных канала.

Подписано в печать 24. 05. 2008 г.
Заказ №97. Усл. печ. листов 2. Тираж 130 экз.
Отпечатано в копировальном центре «Георгий»
г. Озерск ул. Октябрьская 24 офис 307

