

На правах рукописи



Тряпицына Галина Александровна

**РЕАКЦИИ БИОЦЕНОЗОВ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ
НА ХРОНИЧЕСКОЕ РАДИАЦИОННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ**

03.01.01 – «Радиобиология»

Автореферат
диссертации на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Москва-2011

Работа выполнена в Федеральном государственном учреждении науки «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» Федерального медико-биологического агентства Российской Федерации, г. Челябинск

Научный консультант	доктор медицинских наук, профессор Аклев Александр Васильевич
Официальные оппоненты	доктор биологических наук Мамихин Сергей Витальевич доктор биологических наук, профессор Гераськин Станислав Алексеевич доктор химических наук, профессор Серебряный Александр Маркович
Ведущая организация	Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург

Защита диссертации состоится «_____» 2011 г. в _____ часов на заседании диссертационного совета Д 501.001.65 при Московском государственном университете им. М.В. Ломоносова по адресу: 119899, Москва, Ленинские горы, МГУ, Биологический факультет

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова. Отзывы просим посылать по адресу: Т.В. Веселовой, Биологический факультет МГУ, Ленинские горы, Москва, 119991.

Автореферат разослан «__» «_____» 2011 года

Ученый секретарь диссертационного совета,
доктор биологических наук

Т.В. Веселова

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы. Среди комплекса проблем, которые выдвигает использование человеком ионизирующих излучений в различных областях деятельности, наиболее важной является проблема влияния радиоактивных загрязнений на биосферу. Основным принципом радиационной защиты природы (антропоцентрический подход), сформулированным ещё в 70-80-е годы прошлого века ведущими международными организациями (МКРЗ, МАГАТЭ) в области радиационной безопасности, явился постулат, согласно которому если радиационными стандартами защищен человек, то в этих условиях защищена от действия ионизирующих излучений и окружающая среда (International Commission..., 1977; Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ, 1990). В настоящее время активно обсуждается другой, экоцентрический подход к радиационной защите биосферы: "Защищенная от вредного действия ионизирующих излучений биосфера обеспечит радиационную безопасность и полноценную жизнеспособность человечества" (Conservation Medicine..., 2002; Ecosystems and human well-being..., 2005). В частности это связано с возросшей озабоченностью по поводу устойчивости окружающей среды, в том числе необходимости сохранения биологического разнообразия на планете (United Nations. United Nations Conference....1992a, 1992b; Sources and Effects of Ionizing Radiation..., 1996; Annals of the ICRP. ICRP PUBLICATION ..., 2002; Ethical Considerations in Protecting ..., 2002).

В этих условиях важным является, с одной стороны, определение допустимых уровней радиоактивного загрязнения безопасных как для отдельных представителей биоты, так и для природных экосистем в целом, с другой – разработка эффективной системы мониторинга состояния радиоактивно загрязнённых экосистем. Наибольший интерес представляют комплексные радиоэкологические исследования в естественных условиях, так как они позволяют получить реальные количественные показатели миграционного переноса радионуклидов в те или иные элементы экосистем, а также определить биологические эффекты радиационного воздействия на биоценозы.

В результате деятельности предприятий с ядерным циклом, особенно при аварийных ситуациях, происходит радиоактивное загрязнение окружающей среды, в том числе объектов гидросферы. Исследованию радиоэкологических эффектов в экосистемах посвящено значительное количество работ (Н.В. Тимофеев – Ресовский 1962; А.М. Кузин, А.А., Передельский, 1956; Ю. Одум, 1975; Н.В. Куликов, 1975; Р.М. Алексахин, 1982; Г.Г. Поликарпов, В.Г. Цыцугина, 1995; Г.Г. Поликарпов, 2006; А.Н. Марей и др., 2003; 2009; А.В. Трапезников, 2010; R.J. Pentreath, 2006 и др.); результаты работ в этой области освещены в документах международных организаций (Effects of ionizing radiation ..., 1992; International Commission ..., 1993, 1996 и др.). Однако в этих работах проводилось изучение биологических эффектов разрозненно, в различных группах гидробионтов и в

довольно узком диапазоне доз, что не предоставляло возможности оценить реакцию на радиационное воздействие биоты водных экосистем на биоценотическом уровне.

На Южном Урале (Челябинская область, Россия) находится ряд водоёмов-хранилищ жидких радиоактивных отходов (ЖРО) производственного объединения «Маяк»: водоёмы Теченского каскада, водоём «Старое болото» (водоём В-17), оз. Карачай (водоём В-9). ПО «Маяк» создано в конце 40-х годов двадцатого столетия для производства оружейного плутония и переработки делящихся материалов в рамках Государственной оборонной программы по созданию ядерного оружия «Урановый проект» (А.К. Круглов, 1944). Экосистемы этих водоёмов длительное время (более 50-ти лет) находятся в условиях радиационной нагрузки различной интенсивности (Sources contributing to Radioactive contamination..., 1997; Ю.В. Глаголенко и др., 2007; П.М. Стукалов, 2007, 2010; А.И. Алексахин и др., 2007). В настоящее время удельная активность β -излучающих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , и др.) в донных отложениях специальных промышленных водоёмов находится в диапазоне от 670 кБк/(кг сухой массы) до 1000 МБк/(кг сухой массы), а в воде – от 2,2 кБк/дм³ до 100 МБк/дм³. Это предоставляет возможность получения научной информации о радиобиологических эффектах радиоактивного загрязнения водных экосистем, особенно в диапазоне высоких концентраций радионуклидов. Важно отметить, что ранее гидробиологические исследования состояния экосистем перечисленных водоёмов проводились нерегулярно и в ограниченном объеме (А.Н. Марей и др., 2009; А.И. Смагин, 1996, 2006; Sources contributing to Radioactive..., 1997), а гидробиологических исследований на водоёмах В-17 и В-9 ранее не проводилось.

В связи с изложенным **целью настоящей работы** является изучение радиобиологических ответов биоты экосистем специальных промышленных водоёмов - хранилищ жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» на хроническое радиационное воздействие.

Для достижения указанной цели были поставлены **следующие задачи**:

1. Определение содержания радионуклидов в абиотических и биотических компонентах экосистем промышленных водоёмов- хранилищ жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (водоёмов В-10, В-11, В-4 Теченского каскада, В-17 и В-9) и определение уровня радиационного воздействия на гидробионтов в исследуемых водоёмах.
2. Оценка состояния экосистем исследуемых водоёмов по показателям развития фитопланктона, бактериопланктона, зоопланктона, зообентоса, ихтиофауны, а также по цитогенетическим и молекулярно-биологическим параметрам.
3. Сравнительный анализ состояния экосистем водоёмов с разными уровнями радиоактивного загрязнения и определение радиобиологических закономерностей биологических эффектов.
4. Экспериментальная оценка вклада радиационного и химического факторов в биологические эффекты исследуемых гидробиоценозов.

5. Обоснование показателей экологического мониторинга с целью совершенствования системы обеспечения радиационной безопасности при радиоактивном загрязнении водных экосистем.

Научная новизна

Впервые проведено комплексное обследование экосистем промышленных водоёмов ПО «Маяк», включая оценку состояния биоты водоёмов с максимальными в биосфере уровнями радиоактивного загрязнения - В-9 (оз. Карачай), В-17 («Старое болото»). Впервые в натурных исследованиях получены данные о биологических эффектах в гидробиоценозах, биота в которых на протяжении нескольких генераций существует в условиях радиационного воздействия различной интенсивности. С точки зрения реакции экосистемы существующий режим эксплуатации водоёма В-11 в качестве водоёма - хранилища низкоактивных радиоактивных отходов является допустимым. Состояние экосистем водоёмов В-10 и В-4 по биологическим показателям может быть охарактеризовано, как антропогенное напряжение с элементами экологического регресса, состояние водоёмов В-17 и В-9 - экологический регресс.

Впервые выполнен расчёт мощности доз облучения для основных таксономических групп гидробионтов промышленных водоёмов ПО «Маяк» В-11, В-10, В-4, В-17, В-9 с использованием фактических уровней содержания радионуклидов в компонентах экосистем. Самые высокие дозовые нагрузки приходились на фитопланктон и зообентос. Для фитопланктона и зоопланктона вклад внутреннего облучения в суммарную дозу выше, чем внешнего; для зообентоса и рыб вклад внутреннего и внешнего облучения в лучевую нагрузку был примерно одинаков. Вклад α -излучающих радионуклидов в лучевую нагрузку на гидробионтов исследуемых водоёмов сопоставим с вкладом ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Исследование состояния биоценозов водоёмов с различными уровнями радиоактивного загрязнения впервые позволило определить влияние мощности дозы облучения на состояние отдельных сообществ гидробионтов: определены наиболее уязвимые элементы водных экосистем хранилищ ЖРО - критической группой являются двустворчатые моллюски, чей жизненный цикл полностью проходит на дне водоёма; определены уровни мощности дозы, при которых наблюдается снижение видового разнообразия в сообществах водных экосистем: для фитопланктона - 440 мГр/сут.; для зоопланктона - 1,2 мГр/сут.

Впервые установлено, что при уровнях антропогенного загрязнения водных экосистем, соответствующих водоёму В-9, формируется полночленный биоценоз, хотя и сильно редуцированный - практически состоящий из монокультур планктонных организмов.

Теоретическая и практическая значимость

В работе получены новые теоретические знания о биологических эффектах в природных водных экосистемах при различных уровнях загрязнения. Определены коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr гидробионтами основных таксонов при экстремально высоких уровнях загрязнения радионуклидами природных водных экосистем. Эти данные способны существенно дополнить базу данных компьютерных программ, предназначенных для расчёта мощности дозы и радиационных рисков для гидробионтов.

Получены современные комплексные радиоэкологические характеристики экосистем промышленных водоёмов ПО «Маяк», которые могут быть использованы при разработке стратегии безопасной эксплуатации водоёмов предприятиями с ядерным циклом. Существующие режимы эксплуатации водоёмов В-11 и В-10 в качестве водоёма - хранилища низкоактивных радиоактивных отходов с точки зрения состояния экосистемы в целом является допустимыми. Уровни техногенного загрязнения, соответствующие показателям водоёма В-4 и выше, являются критическими для водных экосистем.

Результаты проведённых исследований могут быть использованы для определения и обоснования допустимых уровней антропогенного загрязнения водных экосистем радиоактивными и химическими веществами.

Результаты исследований внедрены в практику экологического производственного мониторинга специальных промышленных водоёмов ПО «Маяк».

Результаты работы внедрены в учебный процесс на кафедрах радиобиологии и биоэкологии ГОУ ВПО «Челябинский государственный университет» и на кафедре анатомии и физиологии человека и животных ГОУ ВПО «Челябинский государственный педагогический университет».

Основные положения, выносимые на защиту

1. Определены закономерности реакции гидробиоценозов пресноводных малопроточных водоёмов на хроническое радиационное воздействие по показателям фитопланктона, бактериопланктона, зоопланктона, зообентоса и ихтиофауны, а также по цитогенетическим и молекулярно-биологическим параметрам. Выявлено закономерное снижение видового разнообразия гидробиоценозов в исследуемых водоёмах с увеличением мощности дозы ионизирующих излучений, определены пороговые и критические уровни радиационной нагрузки для водных экосистем.
2. Дана оценка вклада радиационного и химического факторов в биологические эффекты в исследуемых гидробиоценозах на основе модельных лабораторных экспериментов с использованием культур гидробионтов.

Апробация результатов диссертации. Материалы работы были представлены на Межрегиональной научно-практической конференции «Экологическая политика в обеспечении устойчивого развития Челябинской области» (Челябинск, 2005); I, II и III Меж-

дународных научно-практических конференциях «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды» (Челябинск, 2006, 2008, 2009); Областной научно-практической конференции «Охрана водных объектов Челябинской области. Проблемы и пути их решения в условиях современного законодательства» (Челябинск, 2007, 2008, 2009); III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова (Борок, 2008); Всероссийской научно-практической конференции «Экология в высшей школе: синтез науки и образования» (Челябинск, 2009); Международной конференции «Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды» (Сыктывкар, 2009); Международной научно-практической конференции «Планирование восстановления, использования и охраны водных ресурсов речных бассейнов» (Екатеринбург, 2009); V Международной научно-практической конференции, посвященной 10-летию создания Северского биофизического научного центра ФМБА России (Северск - Томск, 2010); IV Международной конференции «Хроническое радиационное воздействие: эффекты малых доз» (Челябинск, 2010); VI Съезде по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность (Москва, 2010); Всероссийской научно-практической конференции «Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования» (Нижний Тагил, 2010); Международной конференции EPRBioDose 2010 (Неаполь, 2010).

Публикации по теме диссертации

По теме диссертации опубликовано 47 работ, из них 18 в изданиях, рекомендованных ВАК.

Структура и объем диссертации

Диссертационная работа состоит из введения, 6 глав, выводов, списка использованных источников литературы. Общий объем диссертации составляет 238 страниц, включая 31 рисунок и 31 таблицу. Список использованных литературных источников состоит из 387 наименований, из них 97 на иностранных языках.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследуемые водоёмы и станции отбора проб. Объектами исследования являлись водоёмы-хранилища низкоактивных ЖРО ПО «Маяк» В-11, В-10, В-4 Теченского каскада водоёмов (ТКВ) и специальные промышленные водоёмы-хранилища низкоактивных и среднеактивных ЖРО водоёмы В-17 («Старое болото») и В-9 (оз. Карачай). В 1949-1956 гг. ПО «Маяк» производило регламентные и аварийные сбросы жидких радиоактивных отходов в р. Теча, что привело к крупномасштабному радиоактивному загрязнению реки (В.И. Садовников, 2002; Ю.В. Глаголенко, 2007; А.Н. Марей, 2009). За этот период было сброшено около 100 ПБк радиоактивных веществ – состав сбросов в

основном был представлен радионуклидами осколочного происхождения (^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{89,90}\text{Sr}$, ^{144}Pr , $^{141,144}\text{Ce}$, ^{91}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{137}Cs , и др.) с периодом полураспада от нескольких суток до десятков лет.

В ходе деятельности ПО «Маяк» водный сток р. Теча был зарегулирован путём строительства новых и модернизации существующих плотин и прудов-накопителей, что позволило предотвратить попадание ЖРО в открытую гидрографическую сеть (Ю.В. Глаголенко, 2007). В настоящее время в верховье р. Теча эксплуатируется сложная гидротехническая система, включающая четыре водоёма, ограждающие дамбы и обводные каналы, которая получила название Теченского каскада водоёмов. На настоящий момент эти специальные промышленные водоёмы содержат свыше 350 млн. м^3 низкоактивных ЖРО.

Сброс и хранение низкоактивных и части среднеактивных отходов (САО) ПО «Маяк» производился также в изолированные от открытой гидрографической сети водоёмы-хранилища – В-17 («Старое Болото») и В-9 (оз. Карачай). В настоящее время в них содержится среднеактивных ЖРО суммарной активностью более $3,7 \times 10^{12}$ МБк. (Ю.В. Глаголенко, 2003; П.М. Стукалов, 2004, 2007; А.И. Алексахин, 2007, 2009). Водоём В-17 является старейшим из действующих водоёмов-хранилищ ЖРО ПО «Маяк». Начало сбросов радиоактивных отходов относится к 1949 г. Радиоактивное загрязнение воды и донных отложений определяется, главным образом ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H , изотопами урана, плутония, америция. В водоём поступают также химические загрязнители – нитрат натрия и высокотоксичные органические соединения. Оз. Карачай является, вероятно, самым загрязнённым радионуклидами водоёмом на Земле. С 1951 по 1993 гг. объём сброшенных САО в оз. Карачай составил 3,55 млн. м^3 по суммарной активности β -излучающих радионуклидов - 20,5 ЭБк (А.И. Алексахин, 2007). С 1978 г. проводится засыпка оз. Карачай пустотелыми бетонными блоками и щебнем. В настоящее время САО удаляют, в основном в оз. Карачай. Схема расположения и основные параметры исследуемых водоёмов приведены на рисунке 1 и в таблице 1.

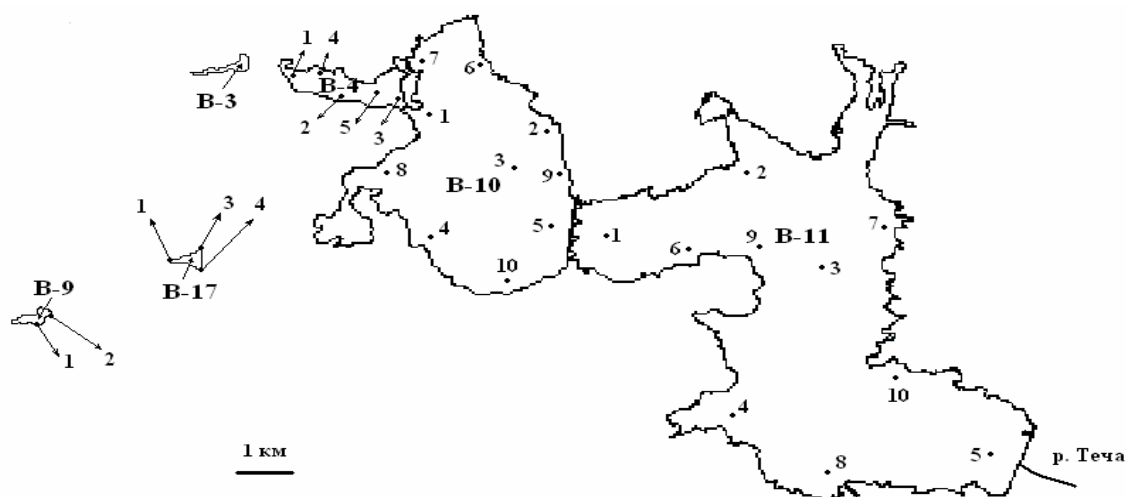


Рис. 1. Схема расположения водоёмов-хранилищ ЖРО ПО «Маяк» и станций отбора проб на этих водоёмах

В качестве водоёма сравнения для водоёмов ТКВ использовали Шершнёвское водохранилище (ШВ), расположенное на р. Миасс. Шершнёвское водохранилище имеет статус водоёма первой категории водопользования как источник питьевого и хозяйственно-бытового использования.

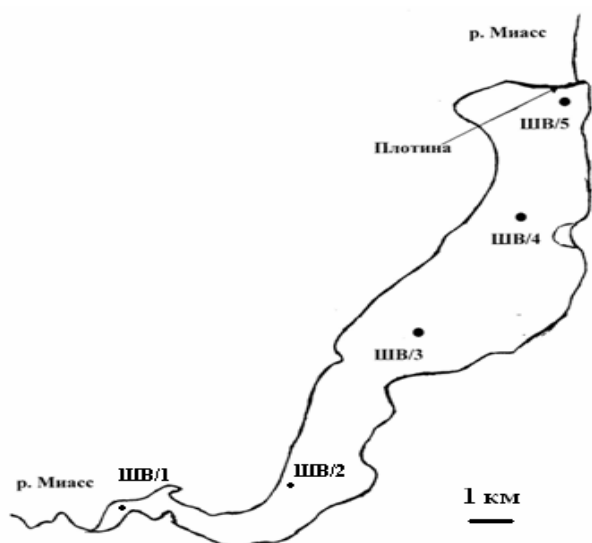


Рис. 2. Схема расположения станций отбора проб на Шершнёвском водохранилище.

Для водоёмов В-17 и В-9 сложно подобрать водоёмы сравнения, так как, наряду с высоким содержанием радионуклидов, для этих водоёмов характерен высокий уровень химических загрязнителей. Поэтому в данном случае для выяснения влияния радиационного и химического факторов на биоту этих водоёмов проведены модельные эксперименты с использованием лабораторных культур гидробионтов и выполнено сравнение гидробиологических показателей этих водоёмов с показателями водоёмов ТКВ. Для изучения состояния экосистем была разработана сеть станций отбора проб на исследуемых водоёмах (Рисунки 1, 2). С помощью GPS-навигатора были определены координаты станций отбора проб на водоёмах. Всего на водоёмах В-10 и В-11 было организовано по 10 станций, на водоёме В-4 и Шершнёвском водохранилище - по 5 станций, на водоёме В-17 - 3 станции, на водоёме В-9 - 2 станции. На каждой станции исследуемых водоёмов в августе 2009 г. были отобраны пробы донных отложений (кроме водоёма В-9), воды, фитопланктона, бактериопланктона, зоопланктона, зообентоса (кроме водоёма В-9).

Таблица 1 - Основные параметры исследуемых водоёмов

Параметры	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ
Год образования	1965	1956	1951	1949	1951	1965
Площадь зеркала, км ²	44,2*	18,6*	1,3*	0,13	0,07	39,1*
Объем, млн. м ³	230*	82,5*	4,0*	0,36	0,16	176,5*
Максимальная глубина, м	12,3*	9,3*	3,5*	6,5	5,2	14,1*
Средняя глубина, м	5,2*	4,4*	3,1*	2,8	2,2	4,5*
Примечания: ШВ – здесь и далее - Шершнёвское водохранилище; * - значения при НПУ						

Гидрохимический анализ. Количественный гидрохимический анализ проводили в лаборатории по охране окружающей среды ЦЗЛ ПО «Маяк» с использованием методик РД 52.24.486-95, РД 52.24.381-95, РД 52.24.380-95, РД 52.24.387-95, РД 52.24.382-95, РД 52.24.420-95, РД 52.24.421-95, РД 52.24.13-84. Определяли следующие показатели: азот

аммония, азот нитритов, азот нитратов, азот органический, фосфор фосфатов, фосфор общий, фосфор валовый, железо общее, медь, цинк, свинец, марганец, алюминий, БПК₅ (биологическое потребление кислорода), ХПК (химическое потребление кислорода), сероводород, pH.

Определение содержания радионуклидов в компонентах экосистем. Для радиохимического анализа воды с помощью батометра Паталаса брали средневзвешенную пробу: 5 л воды с поверхности + 5 л придонной воды. Пробы донных отложений отбирали с помощью ковшового дночерпателя (площадь захвата 0,025 м², глубина слоя – 5 см). Отбор проб фитопланктона проводили в поверхностном горизонте с помощью сачка для фитопланктона из мельничного газа №160, зоопланктона - с помощью планктонной сети Апштейна из поверхностного горизонта. Отбор проб зообентоса осуществляли с помощью ковшового дночерпателя. Для определения содержания радионуклидов в рыбе использовали фарш, приготовленный из плотвы (*Rutilus rutilus L.*). В качестве объекта для определения содержания радионуклидов в бентосных организмах использовали личинки комаров звонцов - хирономид (*Chironomidae*).

Определение содержания радионуклидов в пробах выполнены Отделом внешней среды ФГУН УНПЦ РМ. Пробоподготовку и определение удельной активности в пробах воды, донных отложений и гидробионтов проводили согласно методическим рекомендациям по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды (Методические рекомендации, 1980). Удельную активность радионуклидов в воде и донных отложениях определяли для каждой станции, затем рассчитывали среднее значение по акватории водоёма. Концентрацию ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, ²⁴¹Am в пробах определяли γ-спектрометрическим методом на установке с полупроводниковым детектором ДГДК-80В-3 и компьютеризированным анализатором типа LP-4900В фирмы Nokia. Концентрацию ⁹⁰Sr в пробах определяли посредством радиохимического выделения ⁹⁰Y с последующим измерением его активности на малофоновой β-метрической установке типа УМФ-1500 и УМФ-2000 и пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция. Определение изотопов плутония проводили α-спектрометрическим методом после концентрирования и очистки на анионообменной смоле и электролитического выделения на стальные мишени. В качестве индикаторной метки использовали ²³⁶Pu. Измерение ³H в водных пробах проводилось на α-, β-радиометрической установке Quantulus-1220 жидкостно-сцинтилляционным методом после очистки перегонкой. Изотопы урана в воде определяли α-спектрометрическим методом после экстракции ТБФ и электролитическим осаждением на стальные мишени.

Расчёт мощности дозы для гидробионтов. Мощности доз для гидробионтов рассчитаны с помощью программного комплекса ERICA Assessment Tool 1.0 May 2009

(Environmental Risk from Ionising Contaminants, 2001). Учитывали мощности доз, обусловленные внутренним и внешним облучением от следующих радионуклидов: ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^3H , ^{60}Co , ^{234}U , ^{238}U , ^{241}Am , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Pu . В расчётах использовали фактические уровни загрязнения воды и донных отложений радионуклидами, а также фактические концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в гидробионтах. Следует отметить, что определения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr были выполнены в полном объеме для гидробионтов водоёмов В-11 и В-17, для водоёма В-10 не было проведено определения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в зоопланктоне, а для водоёма В-4 - в фито - и зообентосе. В этих случаях использовали средние значения коэффициентов накопления (КН), рассчитанные по собственным данным для водоёмов со схожими уровнями радиоактивного загрязнения. Для определения мощности дозы от других радионуклидов использовали КН из библиотеки ERICA.

Гидробиологические исследования. Отбор проб во всех шести водоёмах проводился с 20 по 28 августа 2009 г. Отбор и обработку проб бактериопланктона, фитопланктона, зоопланктона, зообентоса для определения видового состава, параметров количественного развития и биомассы проводили по общепринятым методикам (Санитарная микробиология, 1969; Методические рекомендации, 1982; Методические рекомендации, 1984а, 1984б, 1984в, 1984г; Водоросли, 1989; Руководство по гидробиологическому мониторингу, 1992; В.А. Абакумов, 1992; А.П. Садчиков, 2003; С.С. Брянцева, 2005) с использованием соответствующих определителей (Определитель пресноводных водорослей СССР, 1951-1986гг; П.М. Царенко, 1990; С.С. Барина, 2006; J. Komarek, K. Agnostidis, 2005; Р.Н. Беякова, 2006; Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР, 1977; Определитель пресноводных беспозвоночных России, 1977; Определитель пресноводных беспозвоночных (кроме насекомых) средней полосы европейской части СССР, 1977; П.Г. Лёвушкин, 1964; Г.А. Виноградов, 2002; В.Я. Панкратова, 1970, 1977, 1998). Для оценки видового богатства фитопланктонного и зоопланктонного сообществ в водоёмах использовали индекс Маргалефа (R. Margalef, 1958) d:

$$d=(S-1)/\ln\sqrt{N_s B_s} \quad (1)$$

где s – число видов; N – число особей, B – суммарная биомасса.

Отбор рыбы на водоёмах проводили набором сетей с различным размером ячеи – 3, 4 и 5 см. Объектом исследования служила плотва (*Rutilus rutilus* L.) - объём выборок составлял по 50 экземпляров в возрасте 4+. Измеряли длину и массу тела, определяли возраст рыб по чешуе (П.Ф. Правдин, 1966; D.J. Klemm, 1993).

Определение уровня повреждения ядерной ДНК эритроцитов периферической крови у рыб. В качестве объекта исследования использовали периферическую кровь плотвы (*R. rutilus* L.) из Шершнёвского водохранилища и водоёмов ТКВ. Методи-

ку проводили в полном соответствии с протоколом (P. L. Oliv, 1991). Использовали метод ДНК комет в щелочной среде.

Определение частоты эритроцитов с микроядрами в периферической крови у рыб. У живой рыбы брали кровь из хвостовой вены и делали мазки, высушивали, фиксировали метанолом в течение 3 мин. и окрашивали их по Романовскому-Гимза (В.Е. Предтеченский, 1938). На каждом препарате анализировали 3000 эритроцитов.

Определение частоты эритроцитов с морфологическими аномалиями в периферической крови у рыб. Для оценки частоты морфологических аномалий эритроцитов периферической крови у плотвы использовали препараты, приготовленные для анализа частоты микроядер. На каждом препарате анализировали 3000 эритроцитов. Учитывали следующие изменения формы ядра и клеток эритроцитов периферической крови плотвы: амитоз, пойкилоцитоз; патологию ядер (дифференцировали согласно классификации K.R. Carrasco, 1990).

Оценка действия нитратов, сульфатов, фосфатов и острого γ -облучения на культуру зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda*. Биотестирование проводили согласно протоколу ФР.1.39.2007.03223 (2007) методом прямого счета численности клеток водорослей с использованием лабораторной культуры одноклеточных водорослей *S. quadricauda*. Для оценки влияния радиационного фактора на культуру *S. quadricauda* (в среде Прата) подвергали воздействию острого внешнего γ -облучения с мощностью дозы 0,7 Гр/мин. Для оценки влияния нитратов на рост водорослей при приготовлении среды Прата добавляли раствор NaNO_3 , доводя концентрацию нитрат-ионов в среде до значений: 40 мг/дм³; 100; 250; 500; 1000; 2500 мг/дм³ (соответствует концентрации нитрат-ионов в воде водоёма В-17) и 5000 мг/дм³ (соответствует концентрации нитрат-ионов в воде водоёма В-9). В экспериментах по оценке сочетанного действия нитратов и радиационного воздействия использовали концентрации нитрат-ионов: 40; 500; 1500; 2500 мг/дм³. Облучение проводили в дозах 0, 50, 100, 150 и 200 Гр. Для оценки влияния фосфатов на рост водорослей в среду Прата добавляли раствор Na_3PO_4 , доводя концентрацию фосфат-ионов до значений: 0,3; 1,5; 50; 100; 1000 мг/дм³. Сочетанное действие фосфатов и острого γ -облучения оценивали при воздействии фосфат-ионов концентрацией 0,3; 1,5; 50; 100; 1000 мг/дм³ и облучении в дозах 0, 50, 100 и 200 Гр. Для оценки влияния сульфатов на рост водорослей в среду Прата добавляли раствор Na_2SO_4 , доводя концентрацию сульфат-ионов до 500, 2500 и 5000 мг/дм³. При оценке сочетанного действия сульфатов и острого γ -облучения использовали концентрации сульфат-ионов: 500, 2500 и 5000 мг/дм³. Облучение проводили в дозах 0, 50, 100 и 200 Гр. При анализе влияния исследуемых факторов на рост водорослей рассчитывали относительное изменение численности водорослей через 96 ч культивирования для каждой дозовой группы по отношению к соответствующему контролю.

Оценка действия нитратов и острого γ -облучения на культуру ветвистоусых рачков *Daphnia magna*. Эксперименты выполнены на синхронизированной культуре дафний *D. magna* с использованием методики ФР.1.39.2007.03222 (2007). Для проведения эксперимента по влиянию нитратов было сформировано 7 групп животных: контроль (вода без содержания нитратов) и группы, где концентрация нитрат-ионов в воде составляла 45; 500; 1000; 1500; 2000; 2500 мг/дм³. Для проведения эксперимента по влиянию однократного внешнего острого γ -облучения было сформировано 10 групп животных: контроль (животных не облучали) и группы, в которых животных облучали соответственно в дозах 0; 20; 30; 40; 50; 60; 70; 80; 90; 100 Гр. Учёт гибели животных проводили в течение 24 сут. от начала экспозиции. Определяли выживаемость животных и плодовитость по отношению к контролю. При оценке плодовитости ежедневно проводили отсадку и подсчёт молоди.

Статистический анализ. Оценку достоверности отклонений определяли с помощью t-критерия Стьюдента, U-критерия Манна-Уитни. Различия считали статистически значимыми при $p \leq 0,05$. С использованием метода Личфилда и Уилкоксона и регрессионного анализа рассчитывали: для химических веществ концентрации - EC_{50} и LC_{50} , а также 95% доверительные интервалы (95% ДИ); для γ -облучения - ED_{50} и LD_{50} и 95% доверительные интервалы.

Сочетанное действие исследуемых факторов на рост водорослей оценивали с точки зрения модели добавочной концентрации. Оценку поверхности отклика проводили с помощью регрессионного анализа с использованием функции

$$Z=1+a \times X+b \times Y+c \times X \times Y+d \times X^2+e \times Y^2 \quad (2)$$

где Z – эффект, X – концентрация или доза первого фактора, Y – концентрация или доза второго фактора. Эффекты сочетанного действия оценивали по отношению к показателю в группе соответствующего контроля. Изоболографический метод использовали для определения характера сочетанного действия исследуемых факторов на рост водорослей (S. Loewe, 1953).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Гидрохимическая характеристика исследуемых водоёмов

В таблице 2 представлены отличительные особенности химического состава воды изучаемых водоёмов. Концентрация нитратов в воде составляет для водоёма В-17 2,8 г/дм³ (более 60 ПДКвр); для водоёма В-9 - 4,4 г/дм³ (около 150 ПДКвр) (Гидрохимические показатели, 2007). В водоёме В-11 повышено содержание сульфатов до 5 ПДКвр; в водоёме В-10 повышено содержание фосфора и сульфатов. В водоёме В-4 превышен уровень ПДКвр по содержанию фосфатов. Гидрохимические показатели Шершнёвского водохранилища соответствуют требованиям, предъявляемым к качеству воды водоёмов источников питьевого водоснабжения (СанПиН 2.1.4.559-96).

Таким образом, биота специальных промышленных водоёмов ПО «Маяк» В-11, В-10, В-4, В-17, В-9 помимо радиационного облучения подвергается воздействию химических поллютантов.

Содержание ^{137}Cs в воде водоёмов ТКВ возрастало, начиная со значения 3,0 Бк/дм³ (В-11), практически на порядок в ряду В-11 → В-10 → В-4; в воде водоёма В-17 содержание ^{137}Cs было на два порядка выше, чем в воде В-4, а в воде В-9 на три порядка выше, чем в воде В-17 (Таблица 3.) Содержание ^{90}Sr в воде исследуемых водоёмов имело меньший градиент. Также обращает на себя внимание высокое содержание ^3H в воде исследуемых водоёмов и присутствие α -излучающих радионуклидов - ^{234}U , ^{238}U , ^{241}Am , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$.

Содержание радионуклидов в донных отложениях водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 (для водоёма В-9 эти показатели не определяли) было значительно выше, чем в воде. (Таблица 4). Кроме того, в донных отложениях было выявлено довольно высокое содержание ^{60}Co .

В водоёме В-11 более высокие концентрации ^{137}Cs регистрировались в фитопланктоне и зообентосе по сравнению с зоопланктоном и рыбами; наиболее высокое содержание ^{90}Sr в этом водоёме было выявлено в зоопланктоне (Таблица 5).

Таблица 3 - Средние значения по акватории удельной активности радионуклидов в воде исследуемых водоёмов, Бк/дм³

[illegible]

Таблица 4 - Средние значения по акватории удельной активности радионуклидов в донных отложениях исследуемых водоёмов, Бк/(кг сухой массы)

Водоёмы	Удельная активность радионуклидов					
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	^{241}Am	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$
ШВ	$1,5 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$	-	-	-	-
В-11	$3,8 \times 10^4$	$4,0 \times 10^5$	$3,0 \times 10^2$	$5,0 \times 10^2$	$5,0 \times 10^2$	$4,7 \times 10^2$
В-10	$2,2 \times 10^5$	$5,0 \times 10^4$	$1,5 \times 10^3$	$5,5 \times 10^4$	$5,5 \times 10^4$	$4,4 \times 10^4$
В-4	$1,0 \times 10^7$	$3,0 \times 10^6$	$2,0 \times 10^5$	$4,0 \times 10^5$	$3,6 \times 10^5$	$2,5 \times 10^5$
В-17	$5,6 \times 10^7$	$2,0 \times 10^7$	$4,7 \times 10^4$	$5,8 \times 10^6$	$5,1 \times 10^5$	$3,4 \times 10^6$
Примечания: «—» - показатель не определяли						

Таблица 5 - Содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в гидробионтах исследуемых водоёмов, Бк/(кг сырой массы)

Радио- нуклиды	Гидробионты	Водоёмы				
		ШВ	В-11	В-10	В-4	В-17
^{137}Cs	Фитопланктон	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^3$	$9,9 \times 10^3$	-	$1,3 \times 10^5$
	Зоопланктон	$4,7 \times 10^{-2}$	$5,9 \times 10^2$	-	$2,1 \times 10^5$	$2,0 \times 10^5$
	Зообентос	$1,8 \times 10^2$	$2,4 \times 10^3$	$5,1 \times 10^3$	-	$3,2 \times 10^5$
	Рыбы	$1,5 \times 10^{-1}$	$3,2 \times 10^2$	$1,5 \times 10^4$	$1,1 \times 10^5$	-
^{90}Sr	Фитопланктон	$3,8 \times 10^{-1}$	$2,1 \times 10^4$	$1,1 \times 10^5$	-	$4,2 \times 10^5$
	Зоопланктон	$3,8 \times 10^{-1}$	$1,6 \times 10^5$	-	$2,5 \times 10^5$	$3,7 \times 10^5$
	Зообентос	$3,8 \times 10^0$	$1,0 \times 10^4$	$9,8 \times 10^3$	-	$4,5 \times 10^5$
	Рыбы	$4,6 \times 10^0$	$4,0 \times 10^4$	$2,3 \times 10^5$	$3,9 \times 10^5$	-
Примечания: «—» - для В-10 и В-4 не проводили определение показателя; для В-17 - гидробионты таксономической группы не обнаружены в водоёме						

В водоёме В-10 самые высокие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr регистрировались в рыбе, затем в фитопланктоне и зообентосе. В водоёме В-17 удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr оказалось очень близкой по значениям для всех групп гидробионтов (в водоёме отсутствует ихтиофауна). Следует особо отметить, что содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в зоопланктоне водоёмов В-4 и В-17 имело практически одинаковые уровни, хотя в воде водоёма В-17 содержание этих радионуклидов на два порядка выше (Таблицы 3, 5).

Таким образом, распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в биоте исследуемых водоёмов носило свои особенности, и не всегда было пропорционально содержанию этих радионуклидов в воде.

По результатам собственных исследований были рассчитаны коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в гидробионтах исследуемых водоёмов (Таблица 6).

Таблица 6 - Коэффициенты накопления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в гидробионтах водоёмов В-11, В-10, В-4 и В-17, (кг сырой массы)/дм³

Радионуклиды	Гидробионты	Водоёмы			
		В-11	В-10	В-4	В-17
^{137}Cs	Фитопланктон	710	280	-	3,5
	Зоопланктон	200	-	430	5,6
	Зообентос	810	150	-	8,7
	Рыбы	110	420	230	-
^{90}Sr	Фитопланктон	15	32	-	3,0
	Зоопланктон	120	-	54	2,7
	Зообентос	7,2	3,0	-	3,3
	Рыбы	27	70	83	-
Примечания: «-» - для водоёмов В-10 и В-4 не проводили определение показателя; для В-17 - гидробионты таксономической группы не обнаружены в водоёме					

В целом можно сказать, что с повышением уровня радиоактивного загрязнения водоёмов наблюдалось снижение КН ^{137}Cs и ^{90}Sr в гидробионтах, исключая накопление в рыбах. Для каждого водоёма наблюдались свои особенности аккумуляции радионуклидов гидробионтами, возможно, помимо различий в концентрации радионуклидов в воде, свою роль в этом играют гидрохимические показатели (Н.В. Куликов, 1988).

Мощность дозы облучения гидробионтов в исследуемых водоёмах

Наши измерения показали, что значения мощности экспозиционной дозы на поверхности воды водоёмов ПО «Маяк» в среднем в 4 раза превышают значения мощности дозы внешнего облучения, полученные с помощью программы ERICA для планктонных организмов. Возможно, это определяются тем, что в модели ERICA не учитывается излучение радионуклидов, сорбированных на взвешенных частицах (А.И. Алексин, 2009). Поэтому при расчётах мощности дозы внешнего облучения значения, полученные с использованием программы ERICA для планктона водоёмов со средней глубиной около 3 м и менее (В-4, В-17, В-9), были умножены на коэффициент равный 4.

В водоёме В-11 рассчитанные значения мощности дозы для различных групп гидробионтов составили от 0,64 до 5,6 мГр/сут.; в водоёме В-10 - от 1,6 до 20 мГр/сут.; в водоёме В-4 - от 3,8 до 140 мГр/сут.; в водоёме В-17 - от 31 мГр/сут. до 1,7 Гр/сут.; в водоёме В-9 - от 3,8 до 40 Гр/сут. (Таблица 7). Большой вклад в формирование дозы у фитопланктона и зоопланктона вносило внутреннее облучение, у зообентоса и рыб вклад внутреннего и внешнего облучения в лучевую нагрузку был примерно одинаков.

Для фитопланктона и зоопланктона водоёмов В-11, В-10, В-4 и В-17 более значимым являлось радиационное воздействие, обусловленное ^{90}Sr , для фитопланктона и зоопланктона водоёма В-9 мощности доз облучения от ^{137}Cs и ^{90}Sr вполне сопоставимы по величине (Таблица 8). Для зообентоса и рыб исследуемых водоёмов различия в значении

ях мощности доз облучения от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr были менее выражены, чем для планктонных организмов.

Таблица 7 - Расчётные значения мощности дозы для гидробионтов исследуемых водоёмов, мГр/сут.

Гидробионты	Водоёмы				
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9
Внешнее облучение					
Фитопланктон	$2,2 \times 10^{-2}$	$5,2 \times 10^{-2}$	$7,9 \times 10^{-2}$	$2,7 \times 10^0$	$4,1 \times 10^3$
Зоопланктон	$1,7 \times 10^{-2}$	$4,1 \times 10^{-2}$	$6,2 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^0$	$2,9 \times 10^3$
Зообентос	$3,0 \times 10^0$	$6,6 \times 10^0$	$7,3 \times 10^1$	$3,2 \times 10^2$	-
Рыбы	$1,9 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^0$	$1,2 \times 10^1$	-	-
Внутреннее облучение					
Фитопланктон	$5,4 \times 10^0$	$2,0 \times 10^1$	$1,1 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$	$3,6 \times 10^4$
Зоопланктон	$6,3 \times 10^{-1}$	$1,6 \times 10^0$	$3,7 \times 10^0$	$2,9 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$
Зообентос	$2,6 \times 10^0$	$9,7 \times 10^0$	$6,5 \times 10^1$	$8,0 \times 10^2$	-
Рыбы	$6,1 \times 10^{-1}$	$4,0 \times 10^0$	$6,9 \times 10^0$	-	-
Суммарная мощность поглощенной дозы					
Фитопланктон	$5,4 \times 10^0$	$2,0 \times 10^1$	$1,1 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$	$4,0 \times 10^4$
Зоопланктон	$6,4 \times 10^{-1}$	$1,6 \times 10^0$	$3,8 \times 10^0$	$3,1 \times 10^1$	$3,8 \times 10^3$
Зообентос	$5,6 \times 10^0$	$1,6 \times 10^1$	$1,4 \times 10^2$	$1,1 \times 10^3$	-
Рыбы	$8,0 \times 10^{-1}$	$5,1 \times 10^0$	$1,9 \times 10^1$	-	-
Примечания: «—» - гидробионты этих таксономических групп не обнаружены в водоёме					

Таблица 8 - Расчётные значения мощности дозы для гидробионтов исследуемых водоёмов, формируемой ^{137}Cs , ^{90}Sr и α -излучающими радионуклидами, мГр/сут.

[illegible]

Расчёты, выполненные с использованием программы ERICA, показали, что вклад α -излучающих радионуклидов был сопоставим с вкладом ^{137}Cs и ^{90}Sr в формирование дозы для фитопланктона, зоопланктона, зообентоса. Но поскольку коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr гидробионтами, полученные в наших исследованиях, были ниже значений коэффициентов, предлагаемых программой ERICA, то можно предположить, что значения мощности дозы от α -излучающих радионуклидов могут быть завышены.

Таким образом, самые высокие дозовые нагрузки во всех исследуемых водоёмах приходились на фитопланктон и зообентос: увеличение суммарной мощности дозы облучения гидробионтов возрастало практически на порядок в ряду водоёмов В-11 $\rightarrow$ В-10 $\rightarrow$ В-4 $\rightarrow$ В-17 $\rightarrow$ В-9.

Состояние биоценозов специальных промышленных водоёмов ПО «Маяк» В-11, В-10, В-4, В-17, В-9 и водоёма-сравнения

Характеристика состояния фитопланктона. Количественное развитие фитопланктона достигало больших величин во всех 6 исследуемых водоёмах (Таблица 9).

Таблица 9 - Численность фитопланктона и доля отдельных таксономических групп в общей численности

Водоём	Численность, млн. кл./дм ³	Цианобактерии, %	Диатомовые, %	Зелёные, %	Другие, %
ШВ	71 $\pm$ 21	91,3	6,7	1,9	0,1
В-11	97 $\pm$ 22	94,5	1,4	4,0	0,1
В-10	169 $\pm$ 27	89,5	4,5	5,9	0,1
В-4	456 $\pm$ 39	93,1	1,3	5,0	0,6
В-17	2433 $\pm$ 61	99,1	0,8	< 0,1	0,1
В-9	72 $\pm$ 18	99,8	< 0,1	0	0,2

Доля цианобактерий в общей численности фитопланктона во всех водоёмах составляла около 90 %, а в водоёмах В-17 и В-9 фитопланктонное сообщество состояло практически из одних цианобактерий. Биомасса фитопланктона в водоёмах В-11, В-10 и В-17 находилась приблизительно на одном уровне (Таблица 10).

Таблица 10 - Биомасса фитопланктона и доля отдельных таксономических групп в общей биомассе

Водоём	Биомасса, г/м ³	Цианобактерии, %	Диатомовые, %	Зелёные, %	Другие, %
ШВ	24,4 $\pm$ 4,6	23,3	71,1	2,9	2,7
В-11	9,1 $\pm$ 1,2	57,9	17,8	7,3	17,0
В-10	13,2 $\pm$ 1,9	51,0	31,5	12,5	5,0
В-4	32,5 $\pm$ 2,0	59,8	11,7	8,6	19,9
В-17	16,1 $\pm$ 1,2	70,9	9,9	1,9	17,2
В-9	1,9 $\pm$ 0,2	94,2	0,1	0	6,1

Высокое значение биомассы фитопланктона в водоёме В-4, скорее всего, обусловлено органическим загрязнением. В водоёме В-9 отмечалось снижение биомассы фитопланктона. Доля цианобактерий в биомассе фитопланктона в водоёмах В-11, В-10 и В-4 составляла 50 – 60 %, в водоёме В-17 – 71 %, в водоёме В-9 – 94 %.

В водоёмах В-11, В-10, В-4 и Шершнёвском водохранилище было идентифицировано соответственно: 92, 101, 91, 61 видов водорослей; в водоёмах В-17 и В-9: 23 и 4 (Таблица 11). Сокращение видового разнообразия происходило в большей мере за счёт зелёных и диатомовых водорослей. Фитопланктонные сообщества водоёмов В-17 и В-9 были приближены к монокультуре цианобактерии *Geitlerinema amphibia*. Индекс Маргалефа имел близкие значения для водоёмов В-11, В-10, В-4 и существенно снижался с повышением уровня техногенного загрязнения в водоёмах В-17 и В-9.

Таблица 11 - Показатели видового разнообразия фитопланктонных сообществ

Водоём	Всего видов	Из них				Индекс Маргалефа
		Циано-бактерии	Диатомовые	Зелёные	Другие	
ШВ	61	17	5	31	8	$3,81 \pm 0,06$
В-11	92	19	27	41	11	$5,67 \pm 0,35$
В-10	101	25	13	50	13	$7,26 \pm 0,21$
В-4	91	25	14	44	8	$6,61 \pm 0,37$
В-17	23	7	5	8	3	$1,43 \pm 0,20$
В-9	4	2	1	0	1	$0,27 \pm 0,14$

Таким образом, количественное развитие и видовое разнообразие фитопланктона в водоёмах ТКВ было сопоставимо с показателями водоёма сравнения, а в водоёмах В-17 и В-9 отмечается сокращение видового разнообразия фитопланктона (главным образом, за счёт зелёных и диатомовых водорослей) практически до монокультуры цианобактерий *Geitlerinema amphibia*.

Характеристика состояния зоопланктона. Во всех исследуемых водоёмах, кроме В-9, численность зоопланктона составляла величины одного порядка (Таблица 12), в водоёме В-9 численность зоопланктона была на порядок ниже. Доля коловраток в составе зоопланктона повышалась с повышением уровня радиоактивного и химического загрязнения водоёмов вплоть до полного исчезновения других групп зоопланктона в водоёмах В-17 и В-9. Биомасса зоопланктона снижалась с возрастанием уровня техногенного загрязнения водоёмов (Таблица 13).

В Шершнёвском водохранилище и водоёмах ТКВ число видов зоопланктона было приблизительно одинаковым и представлено животными основных групп - коловратки (*Rotifera*), ветвистоусые (*Cladocera*) и веслоногие (*Copepoda*) ракообразные (Таблица 14). При этом обращает на себя внимание резкое снижение доли ветвистоусых ракооб-

разных в составе зоопланктона водоёма В-4. В водоёмах В-17 и В-9 число видов зоопланктона было очень низким: 4 и 2 соответственно. Зоопланктонное сообщество водоёма В-17 было представлено двумя видами коловраток: *Brachionus calyciflorus* и *Hexarthra fennica*. Зоопланктон водоёма В-9 представлял собой практически монокультуру *Brachionus calyciflorus*. Индекс Маргалефа зоопланктонных сообществ имел близкие значения для водоёмов В-11, В-10, В-4 и существенно снижен в водоёмах В-17, В-9.

Таблица 12 - Численность зоопланктона и доля отдельных таксономических групп в общей численности

Водоём	Численность, тыс. экз./м ³	Коловратки, %	Ветвистоусые, %	Веслоногие, %
ШВ	700±600	59,1	25,0	15,9
В-11	540 ± 150	45,8	21,7	32,5
В-10	460 ± 190	56,6	25,0	18,4
В-4	180 ± 90	67,6	0,4	32,0
В-17	430 ± 160	100,0	0	0
В-9	12,8 ± 2,3	100,0	0	0

Таблица 13 - Биомасса зоопланктона и доля отдельных таксономических групп в общей биомассе

Водоём	Биомасса, г/м ³	Коловратки, %	Ветвистоусые, %	Веслоногие, %
ШВ	16 ± 12	21,1	67,1	11,8
В-11	11 ± 5	20,1	60,4	19,5
В-10	5,2 ± 2,0	9,7	71,3	19,0
В-4	0,16 ± 0,11	36,0	17,1	46,9
В-17	0,20 ± 0,07	100,0	0	0
В-9	0,0115 ± 0,0020	100,0	0	0

Таблица 14 - Показатели видового разнообразия зоопланктонных сообществ

Водоём	Всего видов	Из них, всего в водоёме			Индекс Маргалефа
		Коловратки	Ветвистоусые	Веслоногие	
ШВ	25	17	6	2	1,43 ± 0,25
В-11	17	6	7	4	1,40 ± 0,17
В-10	23	8	7	8	1,51 ± 0,16
В-4	17	11	3	3	1,70 ± 0,73
В-17	4	4	0	0	0,34 ± 0,11
В-9	2	2	0	0	0,18 ± 0,18

Таким образом, в зоопланктонных сообществах, начиная с уровней загрязнения, характерных для водоёма В-4, наблюдается снижение биомассы и видового

разнообразия ракообразных, вплоть до полного их исчезновения в водоёмах В-17 и В-9. При этом повышается развитие коловраток.

Характеристика состояния бактериопланктона. В Шершнёвском водохранилище и в водоёмах-хранилищах ЖРО ПО «Маяк» (В-11, В-10, В-4, В-17, В-9) показатели развития бактериопланктона находились на уровнях, характерных для стоячих водоёмов данной географической зоны (5,8 – 0,9 млн. клеток/дм³).

Характеристика состояния зообентоса. Зообентос Шершнёвского водохранилища, водоёмов В-11 и В-10 состоял из наиболее характерных для стоячих водоёмов групп беспозвоночных: круглых (*Nematoda*) и малощетинковых (*Oligochaeta*) червей, двустворчатых (*Bivalvia*) и брюхоногих (*Gastropoda*) моллюсков, личинок насекомых (в основном личинки комаров-хирономид *Chironomidae*) (Таблица 15).

Таблица 15 - Плотность зообентоса и доля отдельных таксономических групп в общей плотности

Водоём	Плотность, тыс. экз./м ²	Круглые черви, %	Малощетинковые черви, %	Брюхоногие моллюски, %	Двустворчатые моллюски, %	Личинки насекомых, %	Другие, %
ШВ	18,4 ± 3,2	11,3	45,8	1,5	16,8	23,1	1,5
В-11	9,5 ± 3,4	0,2	12,7	61,1	3,0	21,9	1,1
В-10	22,3 ± 11,5	3,6	42,7	0,1	0,1	52,3	1,2
В-4	17,2 ± 15,0	0,1	88,8	5,2	0	5,8	0,1
В-17	3,0 ± 0,5	0	0	0	0	100,0	0

Зообентос водоёма В-4 состоял в основном из олигохет и личинок комаров-хирономид. В водоёме В-17 бентосное сообщество было представлено исключительно хирономидами - вероятно, для животных других групп, постоянно обитающих в грунтах, уровни загрязнения донных отложений являются не приемлемыми. Зообентос водоёма В-9 не исследовали. Снижение биомассы зообентоса отмечено в водоёмах В-4 и В-17 (Таблица 16).

Таблица 16 - Биомасса зообентоса и доля отдельных таксономических групп в общей биомассе

Водоём	Биомасса, г/дм ³	Круглые черви, %	Малощетинковые черви, %	Брюхоногие моллюски, %	Двустворчатые моллюски, %	Личинки насекомых, %	Другие, %
ШВ	61 ± 14	0,5	19,0	7,2	15,3	56,7	1,3
В-11	94 ± 38	0,002	0,5	76,5	0,6	21,4	1,0
В-10	58 ± 13	0,138	12,2	0,1	0,2	85,9	1,5
В-4	15 ± 8	0,016	37,3	4,1	0	58,2	0,4
В-17	2,2 ± 1,1	0	0	0	0	100,0	0

Показательно снижение в водоёмах ТКВ численности и биомассы двустворчатых моллюсков, обитающих на грунте (представители семейств *Bithyniidae* и *Valvatidae*), с повышением техногенного загрязнения. В то же время брюхоногие моллюски, обитающие на растениях, обнаружены во всех водоёмах Теченского каскада.

Таким образом, начиная с уровней загрязнения, характерных для водоёма В-4, наблюдается снижение биомассы зообентоса, выпадение целых таксономических групп: в водоёме В-4 - двустворчатых моллюсков, в водоёме В-17 - всех кроме личинок насекомых.

Характеристика состояния ихтиофауны. В водоёмах В-17 и В-9 отсутствует ихтиофауна. В уловах из водоёмов В-11, В-10 и В-4 встречались особи плотвы (*Rutilus rutilus* Pall.), окуня (*Perca fluviatilis* L.), щуки (*Esox lucius* L.). Кроме того, в уловах из водоёма В-11 и В-10 встречались особи линя (*Tinca tinca* Cuv.), а в уловах из водоёма В-4 - особи карася (*Carassius carassius* L.). Длина тела плотвы в возрасте 4+ имела близкие значения, средняя масса тела рыб увеличивалась в ряду водоёмов В-11 → В-10 → Шершнёвское водохранилище → В-4 (Таблица 17).

Таблица 17 - Размерно-весовые показатели плотвы (*R. rutilus* L.) в возрасте 4+

Водоём	Средняя масса, г	Средняя длина, см
ШВ	86,8 ± 2,0	16,3 ± 0,1
В-11	73,7 ± 1,5*†	16,1 ± 0,2
В-10	79,2 ± 3,0*†	16,5 ± 0,2
В-4	90,5 ± 1,2	17,7 ± 0,1
Примечания: *— достоверное отличие от контроля (ШВ); † – достоверное отличие от показателя у рыб водоёма В-4, ($p \leq 0,05$)		

Таким образом, в исследуемых водоёмах не наблюдается большого разнообразия по размерным параметрам одновозрастных рыб - плотвы (*R. rutilus* L.); в целом их биологические показатели (размер, масса тела) являются достаточно стабильными по сравнению с данными 30-х, 60-х и 90-х годов двадцатого века (А.И. Смагин, 2008).

Реакции биоты водных экосистем на хроническое радиационное воздействие различной интенсивности

Для всех таксономических групп гидробионтов в исследуемых водоёмах градиент мощности дозы в ряду В-11 → В-10 → В-4 → В-17 → В-9 практически равен одному порядку (Таблица 7), что предоставляет возможность для получения информации о зависимости биологических эффектов у гидробионтов от дозы облучения на различных уровнях организации биологических систем. В этом разделе представлены результаты анализа зависимости от интенсивности радиационного воздействия реакций гидробионтов на клеточном, организменном уровнях, на уровне сообществ.

Количество эритроцитов с микроядрами в периферической крови у рыб.

Частота эритроцитов с микроядрами в периферической крови у плотвы Шершнёвского водохранилища составила $0,25 \pm 0,04$ ‰ (Таблица 18), у плотвы из водоёмов ТКВ этот показатель достоверно в два раза выше. Это свидетельствует о действии генотоксического фактора на гидробионтов в водоёмах ТКВ. При проведении регрессионного анализа не выявлено линейной зависимости изменения данного показателя от мощности дозы облучения - $F = 0,74$, $p = 0,48$.

Таблица 18 - Частота эритроцитов с микроядрами в периферической крови у плотвы

Водоём	Мощность дозы облучения, Гр/год	Частота эритроцитов с микроядрами, ‰	Уровень достоверности, p
ШВ	0,0006	$0,25 \pm 0,04$	
В-11	0,3	$0,51 \pm 0,06$	$p < 0,001$
В-10	1,7	$0,52 \pm 0,06$	$p = 0,001$
В-4	7,1	$0,53 \pm 0,06$	$p < 0,001$

Повреждения ДНК в эритроцитах периферической крови у рыб.

В исследованиях с использованием метода ДНК комет в щелочном варианте (Таблица 19) не выявлено достоверных изменений состояния ДНК в эритроцитах периферической крови у плотвы водоёма В-11. У рыб водоёмов В-10 (мощность дозы облучения рыб 5 мГр/сут.) и В-4 (мощность дозы 19 мГр/сут.) регистрируется достоверное повышение показателей повреждения ДНК. Однако эти изменения в исследуемом диапазоне мощности дозы не носят дозозависимого характера - $F = 0,77$; $p = 0,47$.

Таблица 19 - Уровень повреждения ядерной ДНК в эритроцитах периферической крови у плотвы

Показатель	ШВ	В-11	В-10	В-4
Длина хвоста комет, мкм	$8,8 \pm 0,8$	$7,9 \pm 0,4$	$11,2 \pm 1,2$	$10,7 \pm 0,8$
Доля мигрировавшей ДНК, %	$1,0 \pm 0,2$	$1,29 \pm 0,1$	$2,2 \pm 0,5^*$	$1,9 \pm 0,2^*$
«Момент хвоста»	$0,14 \pm 0,03$	$0,16 \pm 0,02$	$0,39 \pm 0,09^*$	$0,30 \pm 0,06^*$
Примечания: * - статистически достоверные отличия от показателей в группе сравнения, $p \leq 0,05$				

Частота эритроцитов с морфологическими аномалиями в периферической крови у рыб. У плотвы контрольной популяции частота эритроцитов с аномалиями составила $64,4 \pm 7,5$ ‰. У плотвы из радиоактивно загрязнённых водоёмов В-11, В-10 и В-4 показатели были достоверно выше приведённого значения и составляли соответственно: $119,0 \pm 12,6$ ‰ ($p < 0,001$); $131,3 \pm 15,9$ ‰ ($p = 0,003$); $179,6 \pm 16,8$ ‰ ($p < 0,001$). Регрессионный анализ показал (Рисунок 3), что зависимость показателя от мощности дозы облучения рыб лучше описывает логарифмическая модель ($F = 44$; $p < 0,001$):

$$Y = 130 + 10 \times \ln P, \quad (3)$$

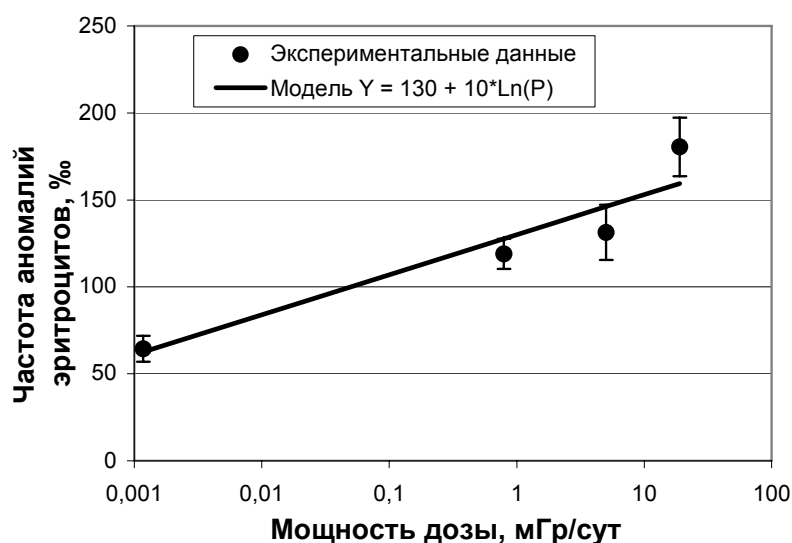


Рис. 3. Зависимость частоты эритроцитов с морфологическими аномалиями в периферической крови у плотвы от мощности дозы.

где Y - частота эритроцитов с аномалиями, ‰; P - мощность дозы, Гр/сут.

Таким образом, уровни техногенного загрязнения, характерные для водоёмов В-17 и В-9, не приемлемы для существования рыб. В водоёмах В-11, В-10 и В-4 ТКВ обитают виды рыб, характерные для водоёмов Южного Урала. Радиационное воздействие вплоть до уровней 19 мГр/сут. (7 Гр/год) не приводит к угнетению жизнедеятельности рыб, но в

этом диапазоне регистрируются генотоксические и цитотоксические эффекты.

Влияние мощности дозы облучения на видовое разнообразие планктонных сообществ. Особый интерес в радиобиологических исследованиях представляет определение дозовых нагрузок, при которых реализация эффектов выявляется на более высоких уровнях организации биологических систем. В работе были проведены расчёты уровней мощности дозы, при которых наблюдается изменение состояния планктонных сообществ водоёмов. В качестве интегрального показателя видового богатства планктонных сообществ в работе был использован индекс Маргалефа.

Зависимость от мощности дозы облучения индекса видового разнообразия Маргалефа для фитопланктонных сообществ (Рисунок 4) описывается уравнением ($R^2 = 0,80$; $F = 11,7$, $p = 0,042$):

$$Y = 2,3 - 0,21 \times \ln(P), \quad (4)$$

где Y - отношение индекса Маргалефа радиоактивно загрязнённого водоёма к индексу Маргалефа в водоёме сравнения; P - мощность дозы, Гр/сут.

С использованием этой модели (4) было определено, что вероятность снижения индекса Маргалефа для фитопланктонных сообществ радиоактивно загрязнённых водоёмов начинается с мощности дозы для фитопланктона равной 429 мГр/сут.

Зависимость от мощности дозы индекса Маргалефа для зоопланктонных сообществ (Рисунок 5) описывается уравнением ($R^2 = 0,72$; $F = 7,9$, $p = 0,067$):

$$Y = 1,16 - 0,12 \times \ln(P+1), \quad (5)$$

где Y - отношение индекса Маргалефа радиоактивно загрязнённого водоёма к индексу

Маргалефа в водоёме сравнения; P - мощность дозы, Гр/сут.

С использованием этой модели (5) было определено, что вероятность снижения индекса Маргалефа для зоопланктонных сообществ радиоактивно загрязнённых водоёмов начинается с мощности дозы для зоопланктона равной 1,3 мГр/сут.

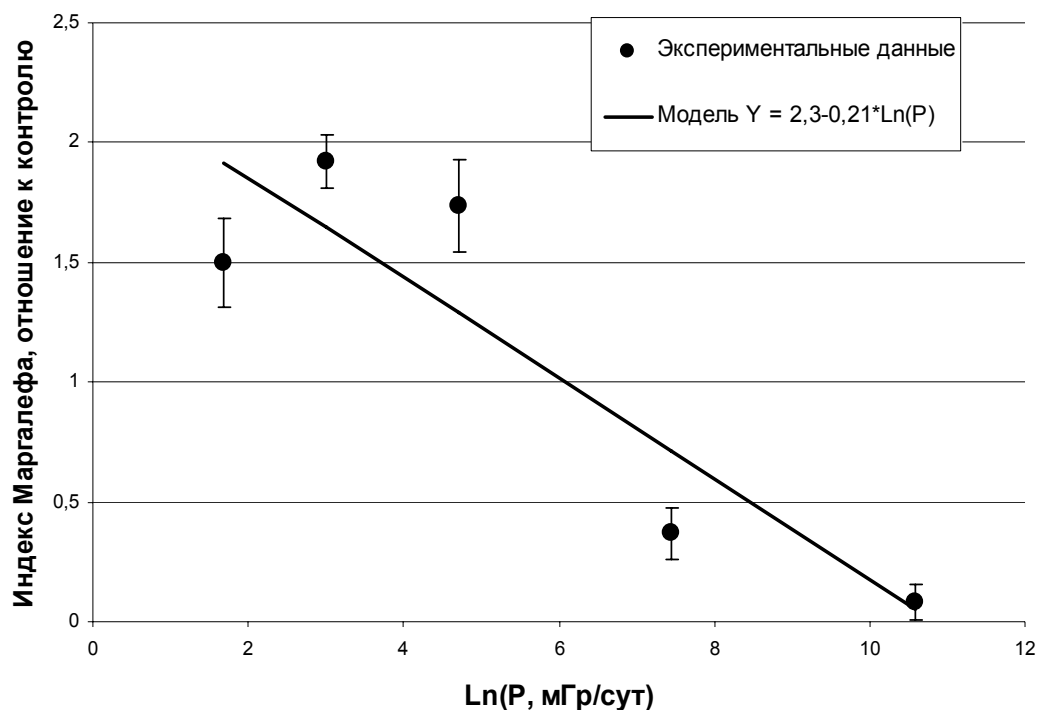


Рис. 4. Зависимость индекса Маргалефа для фитопланктона исследуемых водоёмов от натурального логарифма мощности дозы.

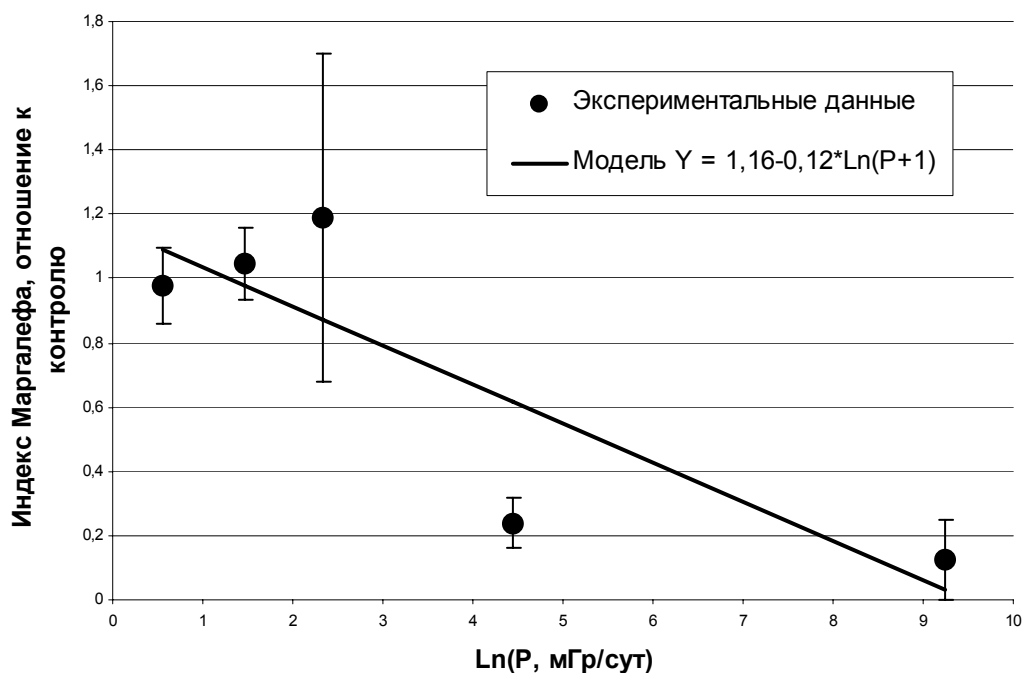


Рис. 5 - Зависимость индекса Маргалефа для зоопланктона исследуемых водоёмов от натурального логарифма мощности дозы.

Таким образом, согласно расчётным данным при уровнях радиоактивного загрязнения водных экосистем, при которых мощность дозы для фитопланктона превышает

429 мГр/сут., а для зоопланктона - 1,3 мГр/сут., можно ожидать снижения видового разнообразия планктонных сообществ, что в свою очередь может повлечь изменения в других звеньях экосистемы.

Влияние мощности дозы облучения на зообентосные сообщества. Плотность двустворчатых моллюсков (семейств *Bithyniidae* и *Valvatidae*) при мощности дозы для зообентоса 5,6 мГр/сут. (водоём В-11) снижена в 5 раз относительно показателя в водоёме сравнения, при мощности дозы 16 мГр/сут. (водоём В-10) - почти на 2 порядка, а при мощности дозы 140 мГр/сут. (водоём В-4) - они полностью отсутствуют. Наши расчёты показали, что при радиоактивном загрязнении водных экосистем, приводящем к формированию мощности дозы для зообентоса 5,6 мГр/сут., мощность дозы для фитопланктона составляет 5,4 мГр/сут., а для зоопланктона - 0,8 мГр/сут., то есть ниже уровней, приводящих по нашим прогнозам к снижению видового разнообразия планктона.

Таким образом, можно заключить, что мелкие двустворчатые моллюски, обитающие на грунте в течение всего жизненного цикла, являются критической группой организмов при радиоактивном загрязнении водных экосистем, а уровни радиоактивного загрязнения водных экосистем, формирующие дозы облучения на бентосные организмы 5,6 мГр/сут. и выше, могут приводить к снижению видового разнообразия бентосных сообществ.

Определение роли радиационного фактора в биологических эффектах экосистем исследуемых радиоактивно загрязнённых водоёмов

Оценка действия нитратов, сульфатов, фосфатов и острого γ -облучения на культуру зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda*. Регрессионный анализ показал, что зависимость роста зелёных водорослей *S. quadricauda* от концентрации нитрат-ионов лучше всего описывается экспоненциальной функцией ($R^2 = 0,90$; $p < 0,0001$):

$$Y = \exp(-0,371 \times C), \quad (6)$$

где Y - количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования; C - концентрация нитрат-ионов в среде, г/дм³. Эффективная концентрация нитратов, вызывающая сокращение роста культуры на 50 % относительно контроля, составила $EC_{50} = 1,87$ г/дм³, 95% доверительный интервал - $(1,30 \div 3,29)$ г/дм³.

Зависимость роста *S. quadricauda* от дозы внешнего острого γ -облучения лучше всего описывалась линейной функцией ($R^2 = 0,98$; $p < 0,0001$):

$$Y = 1 - 0,00364 \times D, \quad (7)$$

где Y - количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования после γ -облучения; D - доза γ -облучения, Гр. В этой серии экспериментов эффективная доза облучения ED_{50} составила 137 Гр; 95 % доверительный интервал - $(124 \div 154)$ Гр.

При проведении регрессионного анализа данных сочетанного действия нитратов и γ -облучения была определена функция, представляющая собой поверхность отклика:

$$Z = 1 - 0,0017 \times X - 0,25 \times Y + 0,00081 \times X \times Y - 0,00001 \times X^2 + 0,015 \times Y^2, \quad (8)$$

где Z - эффект, по отношению к контролю; X - доза γ -облучения, Гр; Y - концентрация нитрат-ионов, г/дм³.

С использованием уравнения 8 была построена изоболо с заданным значением Z , равным 0,5 (Рисунок 6). Сплошная линия представляет собой изоболу, построенную на основании результатов регрессионного анализа, описывающего экспериментальные данные; пунктирная линия описывает изоболу предсказанных уровней воздействия факторов при аддитивном взаимодействии.

Изоболо, соответствующая экспериментальным данным, располагается выше линии, описывающей аддитивный эффект сочетанного воздействия исследуемых факторов, что согласно подходам, предложенным S. Loewe (1953), интерпретируется как антагонистическое взаимодействие.

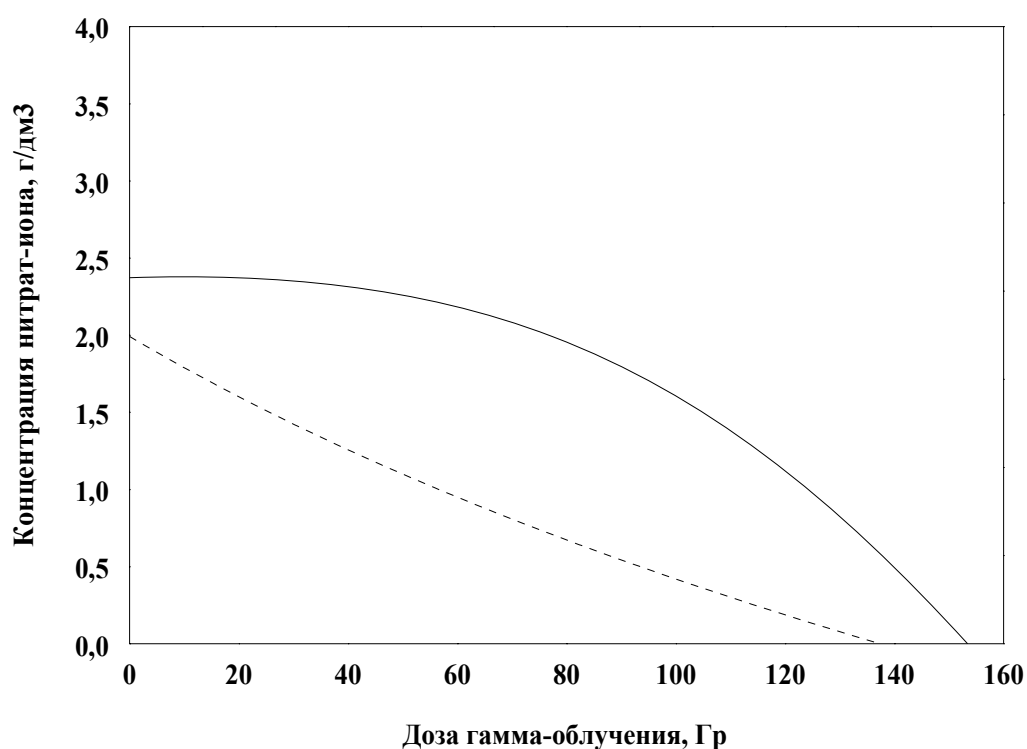


Рис. 6 - Изоболограмма сочетанного действия нитратов (EC_{50}) и внешнего общего γ -облучения (ED_{50}) на рост водорослей *S. quadricauda*.

Зависимость роста водорослей *S. quadricauda* от концентрации сульфат-ионов описывается функцией ($R^2 = 0,96$; $p < 0,0001$):

$$Y = 1 - 0,176 \times C, \quad (9)$$

где Y - количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования; C - концентрация сульфат-ионов в среде, г/дм³. EC_{50} сульфатов для водорослей *S. quadricauda* составила 2,85 (2,62 ÷ 3,11) г/дм³.

Зависимость роста *S. quadricauda* от дозы острого γ -облучения в этой серии экспериментов лучше всего описывается линейной функцией ($R^2 = 0,88$; $p < 0,0001$):

$$Y = 1 - 0,005 \times D, \quad (10)$$

где Y - количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования после γ -облучения; D - доза γ -облучения, Гр. Доза ED_{50} составила 100 ($87 \div 116$) Гр.

При проведении регрессионного анализа данных сочетанного действия γ -облучения и сульфатов на культуру *S. quadricauda* была определена функция, представляющая собой поверхность отклика:

$$Z = 1 - 0,005 \times X - 0,00177 \times Y + 0,0093 \times X \times Y, \quad (11)$$

где Z - эффект, по отношению к контролю; X - доза γ -облучения, Гр; Y - концентрация сульфат-ионов, г/дм³.

С использованием уравнения 11, была построена изоболо с заданным значением Z , равным 0,5 (Рисунок 7).

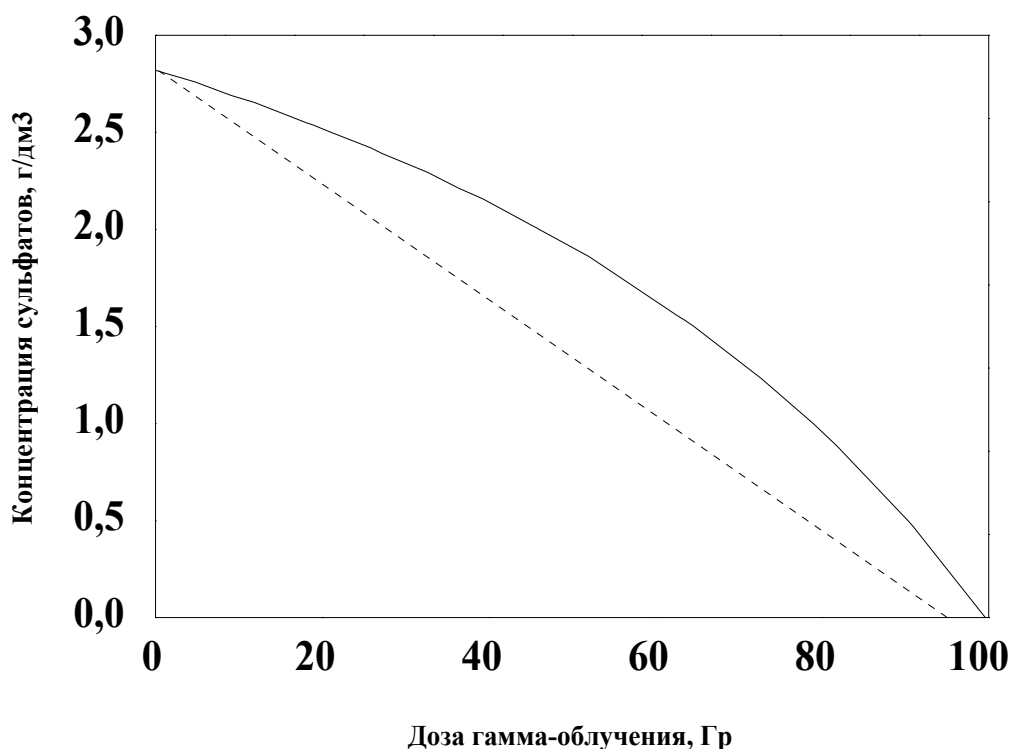


Рис. 7 - Изоболограмма сочетанного действия сульфатов (EC_{50}) и внешнего общего γ -облучения (ED_{50}) на рост водорослей *S. quadricauda*.

В этом случае изоболо также располагается выше линии, описывающей аддитивный эффект сочетанного воздействия исследуемых факторов. Таким образом, данный подход позволяет интерпретировать сочетанное действие острого γ -облучения и сульфатов на рост зелёных водорослей как антагонистическое взаимодействие.

Зависимость роста водорослей *S. quadricauda* от концентрации фосфат-ионов описывается функцией ($R^2 = 0,82$; $p = 0,009$):

$$Y = 1 - 0,0066 \times C, \quad (12)$$

где Y - количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования, C - концентрация фосфат-ионов в среде, мг/дм³. EC_{50} фосфатов для водорослей *S. quadricauda* составила 76 (32 ÷ 121) мг/дм³.

В этой серии экспериментов зависимость роста *S. quadricauda* от дозы острого γ -облучения лучше всего описывается линейной функцией ($R^2 = 0,94$; $p = 0,0013$):

$$Y = 1 - 0,0048 \times D, \quad (13)$$

где Y - количество клеток водорослей относительно контроля через 96 ч культивирования после γ -облучения, D - доза γ -облучения, Гр. Доза ED_{50} составила 107 (84 ÷ 146) Гр.

При проведении регрессионного анализа данных сочетанного действия γ -облучения и фосфатов на культуру *S. quadricauda* была определена функция, представляющая собой поверхность отклика:

$$Z = 1 - 0,004679 \times X - 0,00716 \times Y + 0,0000339 \times X \times Y, \quad (14)$$

где Z - эффект, по отношению к контролю; X - доза γ -облучения, Гр; Y - концентрация фосфат-ионов, мг/дм³.

С использованием уравнения 14, была построена изоболо с заданным значением Z , равным 0,5 (Рисунок 8).

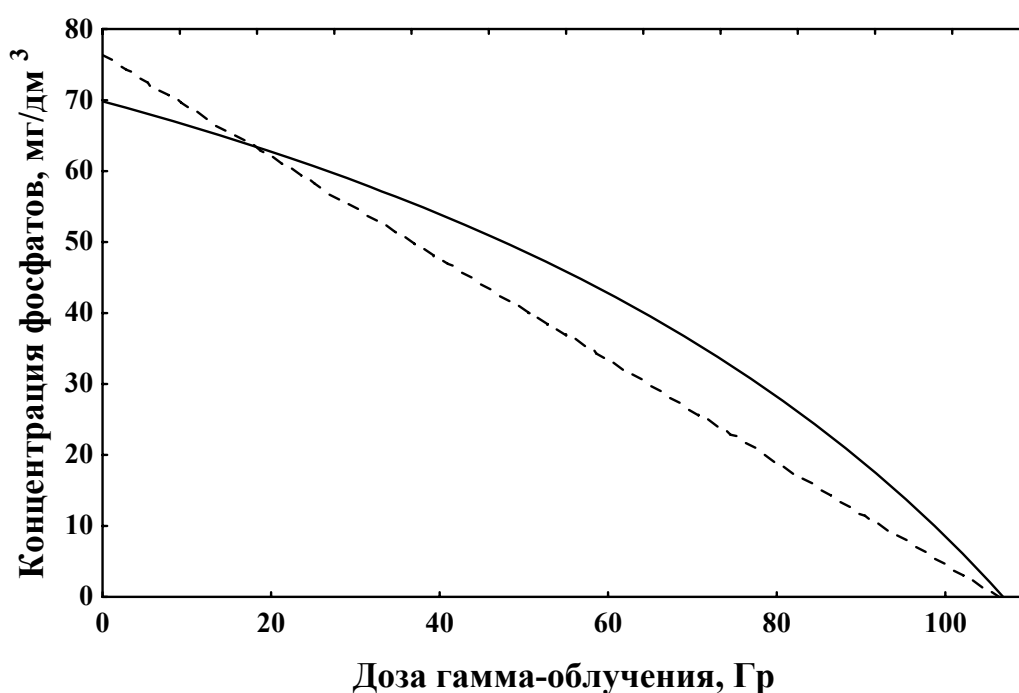


Рис. 8 - Изоболограмма сочетанного действия фосфатов (EC_{50}) и внешнего общего γ -облучения (ED_{50}) на рост водорослей *S. quadricauda*.

График изоболы располагается непосредственно около линии, описывающей аддитивный эффект сочетанного воздействия исследуемых факторов. Таким образом, сочетанное действие острого γ -облучения и фосфатов на рост водорослей *S. quadricauda* может быть охарактеризовано как аддитивный эффект.

Не претендуя на прямую экстраполяцию полученных в эксперименте закономерностей действия исследуемых факторов на рост зелёных водорослей, мы выполнили

расчёты ожидаемых эффектов при уровнях воздействия, характерных для указанных водоёмов ПО «Маяк» с использованием моделей поверхности отклика (Таблица 20). Эти расчёты позволяют заключить, что для водоёма В-17 лимитирующим фактором, определяющим угнетение зелёных водорослей, является химическое загрязнение, а для водоёма В-9, вероятно, оба фактора и химический, и радиационный являются существенными для объяснения деградации альгоценоза. Уровни химического и радиационного воздействия на фитопланктон в водоёмах В-11, В-10, В-4 Теченского каскада вполне приемлемы для жизнедеятельности зелёных водорослей. Нитраты и сульфаты могут модифицировать радиационные эффекты в биоценозах водоёмов ПО «Маяк», однако взаимодействие этих химических поллютантов и радиационного воздействия носит антагонистический характер, а взаимодействие фосфатов и радиационного облучения носит аддитивный характер.

Таблица 20 - Расчётные значения роста водорослей *S. quadricauda* при уровнях воздействия химических веществ и радиационного фактора, характерных для водоёмов ПО «Маяк»

Расчётные значения роста водорослей, отношение к контролю			
Водоём	Химический фактор	Радиационный фактор	Сочетанное действие
	Нитраты		
В-17	0,48	0,99	0,48
В-9	0,15	0,54	0,28
	Фосфаты		
В-10	1,00	1,00	1,00
В-4	0,99	1,00	0,99
	Сульфаты		
В-10	0,95	1,00	1,00
В-11	0,91	1,00	1,00

Следовательно, присутствие в воде промышленных водоёмов ПО «Маяк» химических и радиоактивных загрязнений не усугубляет повреждающее действие этих агентов на фитопланктон.

Оценка действия нитратов и γ -облучения на выживаемость и плодовитость *Daphnia magna*. По результатам тестирования действия нитратов на выживаемость дафний с использованием пробит-анализа была рассчитана концентрация $LC_{50} = 1,7$ ($1,3 \div 2,2$) г/дм³. Зависимость плодовитости дафний от концентрации нитратов в воде представлена на рисунке 9. Эта зависимость хорошо описывается линейной функцией ($R^2 = 0,93$; $p < 0,001$):

$$Y = 0,81 - 0,37 \times C, \quad (9)$$

где Y - плодовитость дафний (количество молоди на 1 животное в сут.); C - концентрация нитратов, г/дм³. Расчётная величина эффективной концентрации, снижающей плодовитость животных на 50 % - $EC_{50} = 0,98$ ($0,95 \div 1,01$) г/дм³.

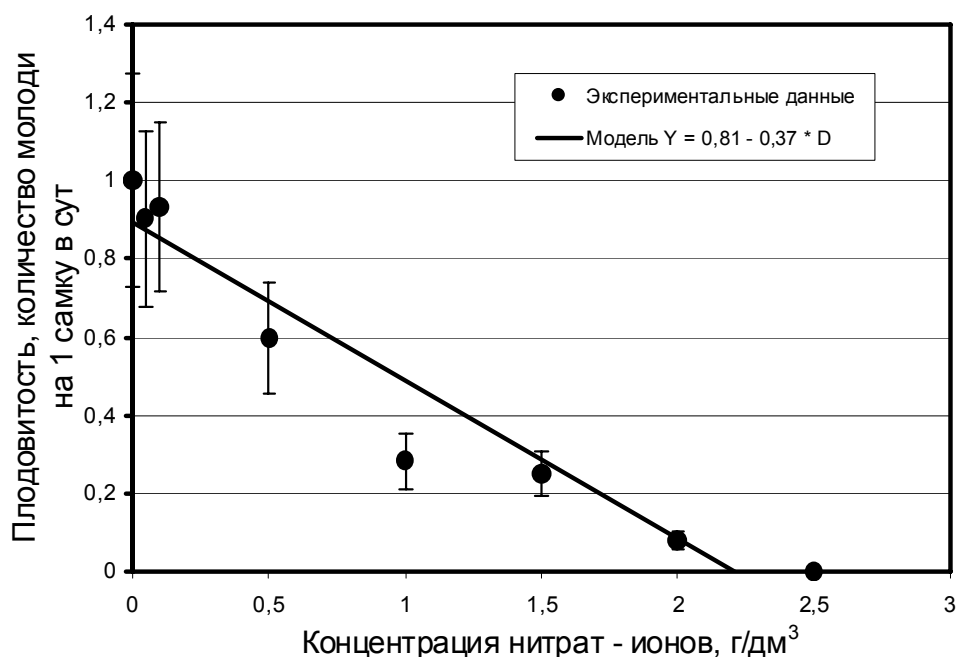


Рис. 9 – Зависимость плодovitости дафний *D. magna* от концентрации нитратов, доля относительно показателя в контроле.

При оценке влияния внешнего острого однократного γ -облучения на выживаемость *D. magna* в течение 24 сут. после облучения с помощью пробит-анализа была рассчитана доза $LD_{50} = 62$ ($58 \div 65$) Гр.

Зависимость плодovitости дафний от дозы γ -облучения (Рисунок 10) описывается линейной функцией ($R^2 = 0,94$; $p < 0,001$):

$$Y = 0,378 - 0,004 \times D, \quad (9)$$

где Y – плодovitость дафний (количество молоди на 1 животное в сут.); D – поглощённая доза, Гр.

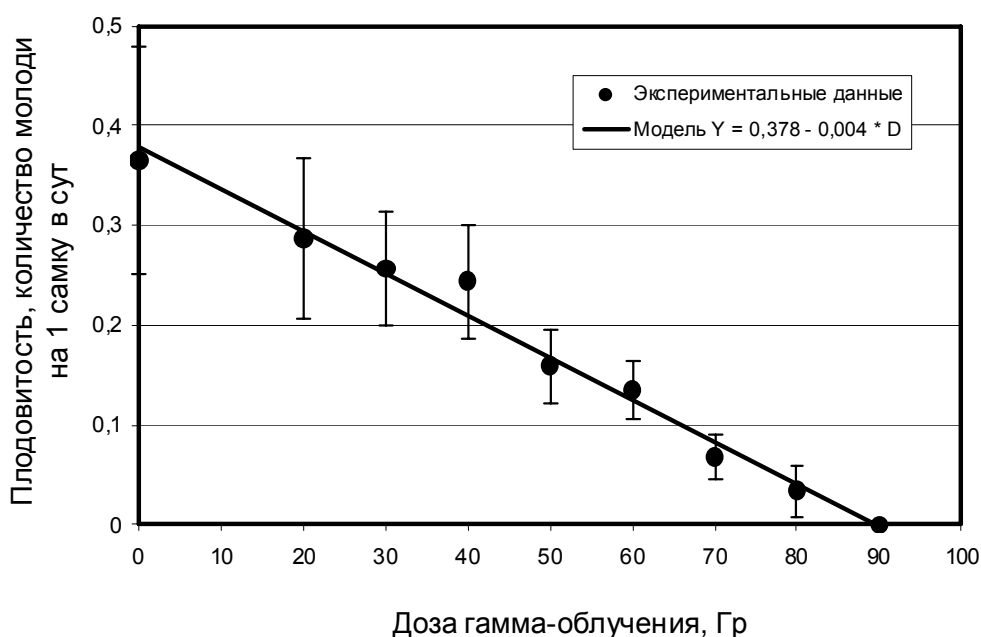


Рис. 10 – Зависимость плодovitости дафний *D. magna* от дозы γ -облучения, доля относительно показателя в контроле.

Согласно этой модели (9), доза, снижающая плодовитость животных на 50 % , составила $ED_{50} = 45$ ($43,5 \div 46,6$) Гр.

В таблице 21 представлены вероятностные значения гибели и плодовитости дафний при воздействии концентраций нитрат-ионов и острого γ -облучения с уровнями, характерными для исследуемых промышленных водоёмов ПО «Маяк». Концентрации нитрат-ионов, соответствующие показателям в воде водоёмов В-11, В-10, В-4, не оказывают влияния на жизнеспособность и размножение дафний, в то время как концентрации, соответствующие содержанию нитратов в воде водоёмов В-17 и В-9, могут приводить фактически к стопроцентной гибели животных и полному угнетению размножения. Дозы облучения, соответствующие уровням радиационного воздействия на зоопланктон в водоёмах В-11, В-10 и В-4, не вызывают гибели дафний; при дозах, соответствующих облучению зоопланктона в водоёме В-9, жизнь дафний невозможна; при уровнях облучения, характерных для водоёма В-17, не наблюдалось гибели животных.

Таблица 21 – Прогностические значения гибели и плодовитости дафний *D. magna* в зависимости от уровня воздействия нитратов и радиационного облучения, характерных для водоёмов ПО «Маяк»

Уровень воздействия	Концентрация нитратов, мг/дм ³	Вероятность гибели в течение 30 сут., %	Плодовитость относительно контроля, %	Мощность дозы облучения, мГр/сут.в водоёме	Доза γ -облучения за 30 дней, Гр	Вероятность хронической гибели, %	Плодовитость относительно контроля, %
В-11	0,2	0	100	$6,4 \times 10^{-1}$	0,02	0	100
В-10	2,1	0	100	$1,6 \times 10^0$	0,05	0	100
В-4	0,3	0	100	$3,8 \times 10^0$	0,11	0	100
В-17	2780	94	0	$3,1 \times 10^1$	0,93	0	100
В-9	4400	100	0	$3,8 \times 10^3$	114	100	0

Таким образом, при сопоставлении экспериментальных данных с результатами натурных исследований, можно заключить, что в водоёмах В-11, В-10 и В-4, не смотря на антропогенное загрязнение, условия существования являются приемлемыми для жизни зоопланктонных организмов, в водоёмах В-17 и В-9 уровни химического загрязнения, а водоёме В-9 и радиационного воздействия, не приемлемы для представителей ракообразных.

Сравнительный анализ состояния экосистем исследуемых радиоактивно загрязнённых водоёмов

В настоящее время экологический мониторинг радиоактивно загрязнённых водоёмов в основном сосредоточен на определении содержания радионуклидов в воде, дон-

ных отложениях и гидробионтах (в основном в рыбах). Информация о концентрации радионуклидов в компонентах экосистемы не в достаточной мере характеризует реальную радиационную нагрузку на биоценоз и без изучения ответной реакции всех составляющих биоты не позволяет прогнозировать возможные эффекты в гидробиоценозах. Решение этих задач может быть осуществлено при включении в экологический мониторинг гидробиологических исследований, то есть при проведении биологического мониторинга. В биологическом мониторинге важны, прежде всего, те признаки, которые обнаруживают наибольшую изменчивость при переходе экосистемы из одних условий в другие. В данном разделе на основе результатов проведённого комплексного обследования специальных промышленных водоёмов-хранилищ ЖРО ПО «Маяк», дано обоснование показателей биологического мониторинга радиоактивно загрязнённых водных экосистем.

В данной работе показано, что в формирование дозы облучения для гидробионтов, помимо основных дозообразующих элементов ^{137}Cs и ^{90}Sr , значимый вклад вносят α -излучающие нуклиды. На поведение радионуклидов в водных экосистемах оказывает действие большое число экологических факторов (Е.А. Тимофеева-Ресовская, 1963; Г.Г. Поликарпов, 1982; А.В. Трапезников, 2010). В связи с изложенным, для определения доз облучения гидробионтов и, соответственно, выявления критических групп организмов необходимо для каждого водоёма проводить определение ведущего спектра радионуклидов во всех компонентах экосистемы - в абиотических и биотических (в гидробионтах основных экологических групп: фито-, зоопланктоне, зообентосе, макрофитах, рыбах).

Наше исследование показало, что анализ количественных показателей (численность и биомасса) в целом для планктонных и бентосных сообществ является не достаточно информативным при оценке влияния радиационного фактора на гидробиоценозы. Радиационные эффекты на популяционном и биоценоотическом уровнях являются комбинацией прямых изменений из-за повреждающего действия ионизирующего излучения и косвенных ответов сообщества на прямые изменения (N.R. French, 1968; F. Bréchignac, 2003; А.И. Крышев, 2010). Из-за широкого спектра условий обитания и радиочувствительности организмов, составляющих биоценоотическое сообщество, дозы для одних видов оказываются гораздо более значительными, чем для других. Последние могут получить конкурентное преимущество и значительно увеличить свою численность. Это наблюдается в водоёме В-17, где численное развитие зоопланктона находится на достаточно высоком уровне, хотя такая высокая плотность сообщества обеспечивается представителями всего лишь двух видов коловраток.

Анализ видового состава экосистем исследуемых водоёмов показал, что наиболее выраженные изменения при более низких уровнях радиоактивного загрязнения регистрируются в бентосных сообществах. Наиболее яркие изменения наблюдались при сравнении развития двустворчатых моллюсков семейств *Bithyniidae* и *Valvatidae*: в водоёме

В-11 плотность этих животных была снижена в 5 раз по сравнению с этим показателем в водоёме сравнения; в водоёме В-10 - на 2 порядка ниже, чем в Шершнёвском водохранилище; в водоёме В-4 представители этой таксономической группы не были обнаружены. Следует сказать, что ихтиофауна отсутствует только в водоёмах В-17 и В-9. Поскольку расчётное значение мощности дозы для бентосных организмов в водоёме В-11 составили 5,6 мГр/сут., нами выдвинуто предположение, что при такой дозовой нагрузке и выше будет регистрироваться снижение развития донных организмов, а мелкие двустворчатые моллюски, обитающие на грунте в течение всего жизненного цикла, являются критической группой организмов при радиоактивном загрязнении водных экосистем.

Результаты данного исследования позволяют заключить, что для водоёмов при уровнях радиоактивного загрязнения водных экосистем, когда мощность дозы для фитопланктона превышает 429 мГр/сут., для зоопланктона - 1,3 мГр/сут., а для зообентоса - 5,6 мГр/сут., можно ожидать снижения видового разнообразия указанных сообществ, что в свою очередь может повлечь изменения в других звеньях экосистемы.

В экологии существует мнение, что состояние экосистемы может быть оценено по интегральным показателям состояния ихтиофауны - морфометрическим. Наши исследования показали, что плотва в водоёмах В-11, В-10 и В-4 ТКВ по морфометрическим показателям не уступают рыбам популяции Шершнёвского водохранилища. Однако исследования на клеточном уровне показали, что у плотвы всех трёх радиоактивно загрязнённых водоёмов ТКВ наблюдается достоверное увеличение повреждений ядерной ДНК и количества эритроцитов с морфологическими аномалиями в периферической крови по отношению к рыбам популяции сравнения. Хроническое радиационное воздействие на организм неблагоприятных факторов приводит к снижению цитогенетической стабильности - нестабильности генома, накоплению в организме хромосомных и генных дефектов (J.B. Little, 2003). Следует полагать, что генотоксические эффекты будут регистрироваться и в других соматических, и, что является более значимым для популяции в целом, в половых клетках (C.W. Theodorakis, 1997). В связи с тем, что рыбы являются важной составляющей водных экосистем и имеют большое хозяйственное значение для человека, оценка состояния ихтиофауны, в том числе проведение генотоксических и цитотоксических исследований, должны быть обязательно включена в систему мониторинга.

В рамках этого исследования не была выполнена оценка состояния высшей водной растительности в связи с тем, что в водоёмах В-17 и В-9 проведена отсыпка берегов и дна, что повлияло на развитие макрофитов. Однако по литературным данным высшим растениям принадлежит важная роль в процессах распределения радионуклидов в компонентах водной экосистемы, а также в процессах миграции радионуклидов по пищевым цепям (Е.А. Тимофеева-Ресовская, 1963; Н.В. Куликов, 1988). Поэтому следует проводить оценку состояния макрофитов в радиоактивно загрязнённых водоёмах.

Достаточно часто встречается комбинированное загрязнение водных экосистем. Прояснить роль химического и радиационного факторов в биологических эффектах в этих случаях позволяют эксперименты с лабораторными тест-культурами. Сопоставление экспериментальных данных с результатами натурных исследований, позволило предположить, что для водоёма В-17 лимитирующим фактором, определяющим угнетение развития зелёных водорослей, является химическое загрязнение, а для водоёма В-9, вероятно, оба фактора и химический, и радиационный являются существенными для объяснения деградации альгоценоза. Уровни химического и радиационного воздействия на фитопланктон в водоёмах В-11, В-10, В-4 Теченского каскада вполне приемлемы для жизнедеятельности зелёных водорослей. Присутствие в воде промышленных водоёмов ПО «Маяк» химических и радиоактивных загрязнений не усугубляет повреждающее действие этих агентов на фитопланктон. В водоёмах В-11, В-10 и В-4, не смотря на антропогенное загрязнение, условия существования являются приемлемыми для жизни зоопланктонных организмов, в водоёмах В-17 и В-9 уровни химического загрязнения, а в В-9 и радиоактивного, не приемлемы для представителей ракообразных.

В антропогенно загрязнённых экосистемах живые организмы находятся в условиях постоянного стресса. В этом случае включаются различные механизмы адаптации, в частности при длительном радиационном воздействии в клетках повышается уровень репаративных процессов. Представляется важным оценить адаптивные возможности организмов в экспериментах с тест-нагрузкой в виде дополнительного облучения.

На основании выявленных закономерностей изменения водных биоценозов специальных промышленных водоёмов ПО «Маяк» с различными уровнями радиоактивного загрязнения представляется необходимым включение в экологический мониторинг следующих исследований:

1. определение содержания радионуклидов, в том числе α -излучающих радионуклидов, в абиотических компонентах экосистем;
2. определение содержания радионуклидов, в том числе α -излучающих радионуклидов, в организмах гидробионтов основных экологических групп;
3. определение структурных показателей фитопланктона: численность, количество видов, количественная доля видов в общей численности;
4. определение структурных показателей зоопланктона и, по меньшей мере, ракообразных в зоопланктоне;
5. определение структурных показателей зообентоса (особое внимание обратить на критическую группу организмов - двустворчатые моллюски, жизненный цикл, которых полностью проходит на дне водоёма);
6. определение количественного развития бактериопланктона;
7. определение видового состава, демографических и морфометрических показателей рыб;

8. цитогенетические и цитологические исследования с использованием рыб;
9. определение адаптивных возможностей организмов в экспериментах с дополнительным облучением;
10. экспериментальная оценка вклада факторов различной природы в биологические эффекты с использованием лабораторных тест-культур.

Информация, полученная при выполнении исследований в указанном объеме, позволяет определить уровни радиационного воздействия на гидробионтов и реакции биоты водоёма на облучение. В зависимости от уровня радиоактивного загрязнения может быть разработан комплекс ключевых показателей, определяющих текущее состояние гидробиоценоза радиоактивно загрязнённого водоёма, и система показателей, указывающих на начальные радиационно-индуцированные изменения в экосистеме. Определение допустимых и критических уровней нагрузки является основой для разработки режима безопасной эксплуатации специальных промышленных водоёмов предприятиями атомной промышленности.

Любая возникающая за счёт антропогенного воздействия нагрузка в экологической системе, способная вывести её из естественного (нормального) состояния, определяется как экологическая нагрузка. Если экологическая нагрузка не вызывает нежелательных последствий, изменений у обитающих на Земле организмов, и, в первую очередь, у человека, а также не приводит к ухудшению (слабому или существенному) качества природной среды, её можно считать допустимой. Экологическая нагрузка, при которой может иметь место гибель или необратимая деградация данной системы, например, выпадение каких-либо видов, определяется как уровень критического воздействия. Определение допустимой радиационной нагрузки на водные экосистемы может быть выполнено только при включении в экологический мониторинг гидробиологических исследований, то есть проведение биологического мониторинга.

В данной работе выполнена комплексная оценка состояния экосистем водоёмов с различными уровнями радиоактивного загрязнения. В ходе выполнения работ были оценены показатели важнейших экологических групп гидробионтов, населяющих водоёмы: фитопланктона, зоопланктона, бактериопланктона, зообентоса и рыб, что позволило провести сравнительный анализ реакции биоты на радиационное воздействие различной интенсивности на экосистемном уровне. В задачи работы не входила оценка продуктивности, потока энергии, трофических связей и других функциональных показателей. В связи с этим состояния экосистем радиоактивно загрязнённых водоёмов нами оценивалось с позиций руководящего документа РД 52.24.633-2002. «Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем».

В водоёме В-11 ТКВ при суммарной активности β -излучающих радионуклидов в воде и донных отложениях соответственно 2,2 кБк/дм³ и 670 кБк/(кг сухой массы) и α -

излучающих радионуклидов соответственно - $0,26 \text{ Бк/дм}^3$ и $11 \text{ Бк/(кг сухой массы)}$; расчётные значения мощности дозы для гидробионтов различных экологических групп находятся в диапазоне от $0,64$ до $5,6 \text{ мГр/сут.}$ По биологическим показателям состояние экосистемы водоёма В-11 характеризуется достаточным биологическим разнообразием, отсутствием очевидных признаков деградации экосистемы и может быть признано удовлетворительным.

В водоёме В-10 ТКВ при суммарной активности β -излучающих радионуклидов в воде и донных отложениях соответственно $6,7 \text{ кБк/дм}^3$ и $1,6 \text{ МБк/(кг сухой массы)}$ и α -излучающих радионуклидов соответственно - $2,2 \text{ Бк/дм}^3$ и $380 \text{ кБк/(кг сухой массы)}$; расчётные значения мощности дозы для гидробионтов различных экологических групп находятся в диапазоне от $1,6$ до 20 мГр/сут. По результатам биологической оценки можно сделать заключение о том, что в целом экосистема водоёма В-10 сохраняет функциональную целостность. Вместе с тем можно говорить о присутствии некоторых элементов экологического регресса в экосистеме водоёма В-10, связанных со снижением показателей развития группы пелофильных моллюсков.

В водоёме В-4 ТКВ при суммарной активности β -излучающих радионуклидов в воде и донных отложениях соответственно 10 кБк/дм^3 и $18 \text{ МБк/(кг сухой массы)}$ и α -излучающих радионуклидов соответственно - 13 Бк/дм^3 и $930 \text{ кБк/(кг сухой массы)}$; расчётные значения мощности дозы для гидробионтов различных экологических групп находятся в диапазоне от $3,8$ до 140 мГр/сут. По результатам комплексной экологической оценки можно сделать заключение о том, что антропогенное загрязнение данного водоёма радионуклидами и химическими веществами привело к изменению структурных характеристик, в частности зоопланктонного и бентосного сообществ (в последнем наблюдается отсутствие моллюсков, обитающих в грунтах). Как результат в экосистеме водоёма В-4 проявляются элементы экологического регресса.

В водоёме В-17 суммарная активность β -излучающих радионуклидов в воде и донных отложениях составила соответственно $1,8 \text{ МБк/дм}^3$ и $78 \text{ МБк/(кг сухой массы)}$ и α -излучающих радионуклидов - 130 Бк/дм^3 и $13 \text{ МБк/(кг сухой массы)}$, а расчётные значения мощности дозы для гидробионтов различных экологических групп находятся в диапазоне от 40 мГр/сут. до $1,7 \text{ Гр/сут.}$ Ихтиофауна в водоёме отсутствует. Планктонные сообщества биоценоза исследуемого водоёма характеризуются бедностью видового состава; зообентос был представлен только личинками насекомых. Такие показатели правомерно рассматривать как проявление экологического регресса в экосистеме.

В водоёме В-9 суммарная активность β -излучающих радионуклидов в воде составила 23 МБк/дм^3 α -излучающих радионуклидов - $3,1 \text{ МБк/дм}^3$. Расчётная величина мощности дозы для фитопланктона составила 40 Гр/сут. , для зоопланктона - $3,8 \text{ Гр/сут.}$ Ихтиофауна отсутствует. Показатели численности, биомассы и количества видов планктонных сообществ крайне низки. Техногенное воздействие на биоту, наблюдаемое в во-

доёме В-9, привело к деградации экосистемы.

Экспериментальные лабораторные исследования показали, что причиной деградации биоценозов водоёмов В-17 и В-9, могут быть как химические факторы (высокие концентрации нитрат-ионов), так и факторы радиационной природы.

Таким образом, с точки зрения реакции экосистемы в целом существующий режим эксплуатации водоёма В-11 в качестве водоёма-хранилища низкоактивных радиоактивных отходов является допустимым. При этом состояние экосистемы В-10 и В-4 по биологическим показателям может быть охарактеризовано, как антропогенное напряжение с элементами экологического регресса, состояние водоёмов В-17 и В-9 – экологический регресс (РД 52.24.633-2002). Уровни техногенного загрязнения, соответствующие показателям водоёмов В-4 и выше являются критическими для водных экосистем.

Выводы

1. При попадании в водные экосистемы радиоизотопы неравномерно накапливаются отдельными компонентами экосистем, при этом особенности распределения радионуклидов по компонентам обусловлены характеристиками конкретного водоёма, что создаёт различные радиационные условия для каждой из экологических групп гидробионтов. В условиях многолетней эксплуатации водоёмов-хранилищ жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (В-11, В-10, В-4 Теченского каскада водоёмов, В-17 – «Старое болото», В-9 – оз. Карачай) самые высокие дозовые нагрузки среди гидробионтов приходились на фитопланктон и зообентос. В настоящее время значения суммарной мощности дозы для гидробионтов в этих водоёмах возрастают практически на порядок в ряду водоёмов В-11 → В-10 → В-4 → В-17 → В-9.
2. В биоценозах с различными уровнями радиоактивного загрязнения (диапазон мощности дозы для гидробионтов основных экологических групп составляет от 0,64 мГр/сут. до 40 Гр/сут.) выявлено закономерное снижение видового разнообразия с увеличением мощности дозы ионизирующих излучений. Расчётные значения мощности дозы, при которых вероятно снижение видового разнообразия, составляют для фитопланктона - 429 мГр/сут., для зоопланктона - 1,3 мГр/сут. Ориентировочные уровни мощности дозы, при которых вероятно изменение структуры зообентосных сообществ составляют 5,6 мГр/сут.
3. Критической группой организмов в радиоактивно-загрязнённых водных экосистемах являются двустворчатые моллюски семейств *Bithyniidae* и *Valvatidae*, снижение численности развития которых регистрируется при мощности дозы для зообентоса 5,6 мГр/сут. и полное отсутствие этих животных при мощности дозы для зообентоса 140 мГр/сут. При уровнях радиоактивного загрязнения водных экосистем, формирующих мощность дозы облучения, вызывающую снижение видового разнообразия зообенто-

са (5,6 мГр/сут.), дозовые нагрузки для фитопланктона и зоопланктона находятся ниже значений вероятностного снижения видового разнообразия этих сообществ.

4. Хроническое радиационное воздействие на рыб в диапазоне мощности дозы от 0,8 до 19 мГр/сут. приводит к достоверному повышению повреждений ядерной ДНК и дозозависимому повышению морфологических аномалий эритроцитов периферической крови. Радиационное воздействие до уровней 19 мГр/сут. (7 Гр/год) не приводит к изменению показателей роста (линейный размер и масса тела) у рыб.
5. На биоценотическом уровне в водоёме В-11 Теченского каскада (суммарная активность в донных отложениях и воде β -излучающих нуклидов соответственно 670 кБк/(кг сухой массы) и 2,2 кБк/дм³, α -излучающих нуклидов - 11 кБк/(кг сухой массы) и 0,26 Бк/дм³) не выявлено радиационно-индуцированных изменений. В водоёме В-10 (суммарная активность в донных отложениях и воде β -излучающих нуклидов соответственно 1,6 МБк/(кг сухой массы) и 6,7 кБк/дм³, α -излучающих нуклидов - 380 кБк/(кг сухой массы) и 2,2 Бк/дм³) выявлено изменение структуры зообентосного сообщества. В водоёме В-4 (суммарная активность в донных отложениях и воде β -излучающих нуклидов соответственно 18 МБк/(кг сухой массы) и 10 кБк/дм³, α -излучающих нуклидов - 930 кБк/(кг сухой массы) и 13 Бк/дм³) выявлены изменения в сообществах зоопланктона и зообентоса. При загрязнении донных отложений и воды в водоёме В-17 - «Старое болото» радионуклидами суммарной активностью β -излучателей соответственно 78 МБк/(кг сухой массы) и 1,8 МБк/дм³, α -излучателей соответственно - 13 МБк/(кг сухой массы) 130 Бк/дм³ регистрируется деградация фитопланктонного, зоопланктонного, зообентосного сообществ, отсутствие ихтиофауны.
6. При экстремальных уровнях радиоактивного загрязнения долгоживущими радионуклидами в водных экосистемах формируется крайне редуцированный, но полночленный биоценоз, включающий в себя, по меньшей мере, продуцентов – фитопланктон, консументов – зоопланктон, редуцентов – бактериопланктон. При этом фитопланктонные и зоопланктонные сообщества могут быть представлены практически монокультурами цианобактерий (*Geitlerinema amphibium*) и коловраток (*Brachionus calyciflorus*).
7. В экспериментальных лабораторных исследованиях показано, что деградация планктонных сообществ водоёма В-17 – «Старое болото» (в воде концентрация нитрат-ионов составляет 2,8 г/дм³, суммарная активность β -излучающих нуклидов - 1800 кБк/дм³, α -излучающих нуклидов - 130 Бк/дм³) преимущественно определяется химическим загрязнением, а деградация экосистемы водоёма В-9 - оз. Карачай (в воде концентрация нитрат-ионов - 4,4 г/дм³, суммарная активность β -излучающих нуклидов – 23 МБк/дм³, α -излучающих нуклидов - 3,1 кБк/дм³) определяется как радиоактивным, так и химическим загрязнением.

Список работ, опубликованных по теме диссертации

Публикации в изданиях, рекомендованных ВАК РФ

1. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г.А.**, Ячменев В.А., Бурмистрова А.Л., Андреев С.С., Сафонова Е.В., Дерябина Л.В., Коломиец И.А., Чернов К.С. Оценка токсических свойств цианобактерий Шершнёвского водохранилища Челябинской области // Гигиена и санитария. – 2008. – № 1. – С. 73–75.
2. **Тряпицына Г.А.**, Сафонова Е.В., Жолдакова З.И., Синицына О.О., Дерябина Л.В., Коломиец И.А., Андреев С.С., Ячменев В.А., Пряхин Е.А. Влияние токсинов цианобактерий рода *Microcystis* Шершнёвского водохранилища на ДНК, клеточный цикл и апоптоз клеток костного мозга у мышей линии СВА // Гигиена и санитария. – 2008. – № 4. – С. 69–72.
3. Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Дерябина Л.В., Гаврилова Е.В., **Тряпицына Г.А.**, Ровный С.И., Аклеев А.В. Некоторые показатели состояния биоты водоёма В-17. Пилотные исследования // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 1 (8). – С. 87–92.
4. Пряхин Е.А., Мокров Ю.Г., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Андреев С.С., Коломиец И.А., Гаврилова Е.В., Белоногова С.П., Богданов Г.О., Духовная Н.И., Стукалов П.М., Александрова О.Н., Ровный С.И., Аклеев А.В. Современное состояние экосистемы водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 1 (8). – С. 30–49.
5. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Аклеев А.В., Стукалов П.М., Мокров Ю.Г. Сравнительный анализ биологических показателей экосистем водоёма В-11, Шершнёвского водохранилища, оз. Иртяш и оз. Кожаккуль // Вопросы радиационной безопасности. – 2010. – № 1. – С. 17–28
6. Пряхин Е.А., Богданов Г. О., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л. В., Стукалов П.М., Александрова О.А., Аклеев А.В. Экотоксикологическая оценка донных отложений водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 50. – № 2. – С. 217–225.
7. Пряхин Е.А., Духовная Н.И., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Гаврилова Е.В., Андреев С.С., Осипов Д.И., Костюченко В.А., Стукалов П.М., Александрова О.Н., Аклеев А.В. Фитопланктон водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов ПО «Маяк» // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 50. – № 4. – С. 423–433.
8. Pryakhin E.A., Bogdanov G.O., **Tryapitsyna G.A.**, Deryabina L.V., Stukalov P.M. Alexandrova O.N., Akleyev A.V. Ecotoxicological study of bottom sediments from reservoir 11 of the Techa River cascade // Biophysics. – 2010. – Vol. 55. – № 6. – P. 1094–

1101.

9. **Тряпицына Г.А.** Оценка радиочувствительности фитопланктона водоёма В-11 Теченского каскада // Вестник ЧГПУ: Сер. 4. Естественные науки. – 2011. – №6. – С. 324–332.
10. Осипов Д.И., **Тряпицына Г.А.**, Стукалов П.М., Пряхин Е.А. Зоопланктон промышленного водоёма В-11 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – №1. – С. 29–40.
11. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Андреев С.С., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Обвинцева Н.А., Стяжкина Е.В., Костюченко В.А., Попова И.Я., Аклеев А.В., Стукалов П.М., Иванов И.А., Мокров Ю.Г. Современное состояние экосистем водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 5–23.
12. Духовная Н.И., Осипов Д.И., **Тряпицына Г.А.**, Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Влияние радиоактивного и химического загрязнения водоёмов ПО «Маяк» на состояние фитопланктонных сообществ // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 24–36.
13. Осипов Д.И., **Тряпицына Г.А.**, Стяжкина Е.В., Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Влияние радиоактивного загрязнения на зоопланктон пресных водоёмов // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 37–49.
14. Осипов Д.И., Духовная Н.И., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Иванов И.А. Планктонные сообщества озера Карачай // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 50–59.
15. **Тряпицына Г.А.** Сравнительный анализ показателей роста плотвы водоёма В-10 ПО "Маяк" и водоёмов Южного Урала: Шершнёвского водохранилища, озёр Иртыш, Б. Касли, Кожаккуль // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 60–66.
16. Стяжкина Е.В., Обвинцева Н.А., Шапошникова И.А., **Тряпицына Г.А.**, Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Оценка уровня повреждения и репарации ядерной ДНК у плотвы (*Rutilus rutilus* L.) водоёма В-10 Теченского каскада // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 67–74.
17. **Тряпицына Г.А.**, Тарасова С.П., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Пряхин Е.А. Модифицирующее действие химических поллютантов на реакцию зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda* при остром γ -облучении // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 75–82.
18. Духовная Н.И., Поромов А.А., **Тряпицына Г.А.**, Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Не-

которые особенности культур зелёных водорослей *Scenedesmus quadricauda* из радиоактивно-загрязнённых водоёмов ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 83–91.

Другие публикации

19. Коломиец И.А., Возилова А.В., Сафонова Е.В., Андреев С.С., **Тряпицына Г.А.** Определение эффективности микроядерного теста для оценки влияния цианобактерий Шершнёвского водохранилища на генетический аппарат клеток животных и человека // Экологическая политика в обеспечении устойчивого развития Челябинской области: Материалы Межрегиональной научно-практической конференции, Челябинск: Челяб. гос. ун-т, 2005. – С. 152–155.
20. **Тряпицына Г.А.**, Андреев С.С., Сафонова Е.В., Пряхин Е.А. Динамика токсичности цианобактерий Шершнёвского водохранилища в течение вегетационного периода 2005 года // Экологическая политика в обеспечении устойчивого развития Челябинской области: Материалы Межрегиональной научно-практической конференции, Челябинск: Челяб. гос. ун-т, 2005. – С. 167–169.
21. **Тряпицына Г.А.** Токсическое действие цианобактерий Шершнёвского водохранилища на млекопитающих // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды : материалы I Междунар. науч.-практ. конф., 9-11 октября 2006 г. / Науч. ред. Д.З. Шибкова. – Челябинск: Изд-во Челяб. гос. пед. ун-та, 2006. – С. 152–156.
22. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г. А.**, Сафонова Е.В., Андреев С.С., Коломиец И.А., Белоногова С.П., Ячменев В.А. Значение определения токсических свойств цианобактерий при оценке опасности воды поверхностных водоёмов для здоровья населения // Охрана водных объектов Челябинской области. Проблемы и пути их решения в условиях современного законодательства. Сборник докладов и сообщений областной научно-практической конференции. – Челябинск: Издатель Татьяна Лурье, 2007. – С. 72–78.
23. Пряхин Е.А., Ходоровская Н.И., **Тряпицына Г. А.**, Ячменев В.А. Водный кодекс РФ и проблемы охраны водоёмов – источников питьевого водоснабжения // Охрана водных объектов Челябинской области. Проблемы и пути их решения в условиях современного законодательства. Сборник докладов и сообщений областной научно-практической конференции. – Челябинск: Издатель Татьяна Лурье, 2007. – С. 48–50.
24. Кочергина И.А., **Тряпицына Г.А.** Оценка комбинированного действия токсинов цианобактерий рода *Microcystis* и γ -облучения на состояние костного мозга у

- мышей СВА // Вестник Челябинского государственного университета: Биология. Вып. 1. – 2008. – № 4. – С. 11–112.
25. Белоногова С.П., Коломиец И.А., Сафонова Е.В., Духовная Н.И., **Тряпицына Г.А.** Биотестирование воды водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов с использованием водорослей *Scenedesmus quadricauda* и семян *Lutuca sativa* // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Матер. II Междун. научн.-практич. конф. – Челябинск, 2008. – Т. 1. – С. 30–33.
 26. Белоногова С.П., Сафонова Е.В., Духовная Н.И., Коломиец И.А., **Тряпицына Г.А.**, Пряхин Е.А. Биотестирование воды водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов (Челябинская область) с использованием водорослей и семян латука // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, 11-16 ноября 2008 г., г. Борок. – Борок: Изд-во ООО «Ярославский печатный двор», 2008. – Часть 3. – С. 6–9.
 27. Богданов Г.О., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Пряхин Е.А. Оценка острой и подострой токсичности донных отложений водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов с использованием *Tubifex tubifex* // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, 11-16 ноября 2008 г., г. Борок. – Борок: Изд-во ООО «Ярославский печатный двор», 2008. – Часть 3. – С. 9–13.
 28. Коломиец И.А., Дерябина Л.В., **Тряпицына Г.А.**, Андреев С.С., Александрова О.Н., Пряхин Е.А. Биоиндикация радиоактивного загрязнения водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов с использованием плотвы (*Rutilus rutilus L.*) и окуня (*Perca fluviatilis L.*) // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, 11-16 ноября 2008 г., г. Борок. – Борок: Изд-во ООО «Ярославский печатный двор», 2008. – Часть 2. – С. 66–69.
 29. Богданов Г.О., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Пряхин Е.А. Использование олигохет в биотестировании донных отложений // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Матер. II Междун. научн.-практич. конф. – Челябинск, 2008. – Т. 1. – С. 33–36.
 30. Коломиец И.А., **Тряпицына Г.А.**, Александрова О.Н., Дерябина Л.В., Андреев С.С., Пряхин Е.А. Использование биомаркеров в оценке радиоактивного загрязнения водных экосистем // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Матер. II Междун. научн.-практич. конф. – Челябинск, 2008. – Т. 1. – С. 40–43.
 31. **Тряпицына Г.А.**, Духовная Н.И., Сафонова Е.В., Пряхин Е.А. Использование

- культуры водорослей *Scenedesmus quadricauda* при биотестировании радиоактивно загрязнённых экосистем // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Матер. II Междун. научн.-практич. конф. – Челябинск, 2008. – Т. 1. – С. 37–39.
32. Сафонова Е.В., **Тряпицына Г.А.**, Ячменев В.А., Андреев С.С., Коломиец И.А., Пряхин Е.А. Влияние различных факторов на токсичность цианобактерий // Охрана водных объектов Челябинской области. Современные технологии водопользования: Сборник докладов и сообщений областной ежегодной научно-практической конференции. – Челябинск, 2008. – С. 152–157.
 33. **Тряпицына Г.А.**, Белоногова С.П., Коломиец И.А., Дерябина Л.В., Богданов Г.О., Пряхин Е.А. Биотестирование воды и донных отложений Шершнёвского водохранилища // Охрана водных объектов Челябинской области. Современные технологии водопользования: Сборник докладов и сообщений областной ежегодной научно-практической конференции. – Челябинск, 2008. – С. 161–165.
 34. Ячменев В.А., **Тряпицына Г.А.**, Сафонова Е.В., Андреев С.С., Коломиец И.А., Дерябина Л.В., Ходоровская Н.И., Пряхин Е.А. К вопросу о качестве воды поверхностных источников питьевого водоснабжения // Экологический ежегодник. Челябинск, 2008. – № 2. – С. 36–37.
 35. **Тряпицына Г.А.**, Коломиец И.А., Белоногова С.П., Андреев С.С., Пряхин Е.А. Исследование состояния ихтиофауны водоёмов, расположенных в районе предполагаемого размещения Южно-Уральской АЭС // Экология в высшей школе: синтез науки и образования: Материалы Всеросс. науч.-практ. конф., 30 марта – 1 апреля 2009 г.: в 2 ч. – Челябинск: Изд-во Челяб. гос. гед. ун.та, 2009. – Ч. 1. – С. 291–293.
 36. Пряхин Е.А., Мокров Ю.Г., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Андреев С.С., Коломиец И.А., Гаврилова Е.В., Белоногова С.П., Богданов Г.О., Духовная Н.И., Костюченко В.А., Стукалов П.М., Александрова О.Н., Ровный С.И., Аклеев А.В. Современное состояние экосистемы водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов ПО «Маяк» // Материалы международной конференции. Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Сыктывкар, 28 сентября – 1 октября 2009. – С. 267–272.
 37. Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Дерябина Л.В., Гаврилова Е.В., **Тряпицына Г.А.**, Ровный С.И., Аклеев А.В. Некоторые показатели планктона водоёма В-17 (промышленный водоём ПО «Маяк») // Материалы международной конференции. Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное за-

- грязнение среды. Сыктывкар, 28 сентября – 1 октября 2009. – С. 272–274.
38. Пряхин Е.А., Ячменев В.А., **Тряпицына Г.А.**, Ходоровская Н.И., Дерябина Л.В., Иванов И.А., Ровный С.И., Аклеев А.В. Организация системы комплексной экологической оценки водных экосистем для целей оценки экологического риска антропогенного загрязнения водоёмов // Материалы международной научно-практической конференции «Планирование восстановления, использования и охраны водных ресурсов речных бассейнов». Екатеринбург, 5–6 октября 2009. – С. 56–59.
 39. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Мокров Ю.Г., Костюченко В.А., Ровный С.И., Аклеев А.В. Охрана здоровья населения: экосистемный подход // Медицина экстремальных ситуаций. – 2009. – № 4(30). – С. 88–98.
 40. Коломиец И.А., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Андреев С.С., Тарасова С.П., Александровна О.Н., Попова И.Я., Пряхин Е.А. Оценка частоты микроядер в эритроцитах плотвы (*Rutilus rutilus L.*) и окуня (*Perca fluviatilis L.*) водоёма В-11 // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин (Под ред. В.И. Мигунова, А.В. Трапезникова) Выпуск 13. Екатеринбург, Издательство Уральского университета: Полиграфист, 2010. – С. 180–192.
 41. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Костюченко В.А., Аклеев А.В. Организация системы комплексной экологической оценки водных экосистем для целей определения экологического риска радиоактивного загрязнения водоёмов // Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения: Материалы V международной научно-практической конференции, посвященной 10-летию создания Северского биофизического научного центра ФМБА России, 13–14 апреля, 2010., Северск – Томск / Отв. ред. Р.М. Тахауов. – Томск: ООО «Графика», 2010. – С. 143–145.
 42. Дерябина Л.В., Богданов Г.О., Андреев С.С., **Тряпицына Г.А.** Индикация радиоактивного загрязнения водных экосистем по показателям зообентоса // Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения: Материалы V международной научно-практической конференции, посвященной 10-летию создания Северского биофизического научного центра ФМБА России, 13–14 апреля, 2010., Северск – Томск / Отв. ред. Р.М. Тахауов. – Томск: ООО «Графика», 2010. – С. 124–125.
 43. Коломиец И.А., Стяжкина Е.В., Тряпицына Г.А., Стукалов П.М., Пряхин Е.А. Частота эритроцитов с микроядрами в периферической крови у плотвы из водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов ПО «Маяк» // Медицинские и экологиче-

- ские эффекты ионизирующего излучения: материалы V международной научно-практической конференции, посвященной 10-летию создания Северского биофизического научного центра ФМБА России, 13 – 14 апреля, 2010., Северск – Томск / Отв. ред. Р.М. Тахауов. – Томск: ООО «Графика», 2010. – С. 128–129.
44. Коломиец И.А., Стяжкина Е.В., **Тряпицына Г.А.** Оценка частоты эритроцитов с микроядрами в периферической крови у плотвы из водоёма В-10 Теченского каскада водоёмов // Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования: Материалы III Всерос. науч. – практ. конф. Нижний Тагил, 1-5 марта 2010. Ч. 1 / Отв. ред. Т.В. Жуйкова, О.В. Семенова, О.А. Тимохина; Нижнетагил. гос. соц. – пед. акад. – Нижний Тагил, 2010. – С. 96–98.
 45. Пряхин Е.А., **Тряпицына Г.А.**, Дерябина Л.В., Стукалов П.М., Андреев С.С., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Шапошникова И.А., Тарасова С.П., Обвинцева Н.А., Стяжкина Е.В., Костюченко В.А., Аклеев А.В. Гидробиологические исследования специальных промышленных водоёмов ПО «Маяк» // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: материалы III Международной научно-практической конференции, Челябинск: Изд-во Челяб. гос. пед. ун-та, 2010. – С. 16.
 46. Kolomiets I.A., Styashkina E.V., **Tryapitsina G.A.**, Pryakhin E.A. Frequency of the erythrocytes with micronuclei in peripheral blood at roach from radioactive wastes storage // EPRBioDose 2010 International Conference. Abstract book. Mandelieu-La Napoule (France), October 10-14, 2010. Rome: Pioda Imaging. – 2010. – P. 179.
 47. Dukhovnaya N.I., Gavrilova E.V., **Tryapitsyna G.A.**, Pryakhin E.A. Use of phytoplankton characteristics as biomarkers of water ecosystem radioactive pollution // EPR-BioDose 2010 International Conference. Abstract book. Mandelieu-La Napoule (France), October 10-14, 2010. Rome: Pioda Imaging. – 2010. – P. 137.