

A landscape photograph showing a calm body of water in the foreground, reflecting a line of trees in the middle ground. The trees have yellow and green foliage, suggesting an autumn setting. The sky is filled with soft, white and grey clouds. The overall scene is peaceful and scenic.

**М. Я. Чеботина
О. А. Николин**

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ ТРИТИЯ
В УРАЛЬСКОМ РЕГИОНЕ**

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК • УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

М. Я. Чеботина, О. А. Николин

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ ТРИТИЯ
В УРАЛЬСКОМ РЕГИОНЕ**

ЕКАТЕРИНБУРГ, 2005

УДК 574:539.16.047+574:539.16.047
ББК 28.081.2
Ч343

Чеботина М. Я., Николин О. А. Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. ISBN 5-7691-1519-X.

Приводятся данные о масштабах тритиевого загрязнения водных экосистем Уральского региона. Особое внимание уделено мониторингу трития в районе Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова (водоем-охладитель, Ольховская болотно-речная экосистема, р. Пышма). Рассматривается загрязнение воздушной среды, дождевых осадков, снеговых выпадений, питьевой воды в районе БАЭС. Обсуждается вопрос о современных уровнях концентраций трития в водоемах Восточного Уральского радиоактивного следа и окрестностей ПО “Маяк”, а также в реках и иных водных резервуарах других районов Урала.

*Работа выполнена при поддержке гранта
РФФИ 03-05-64295.*

Ответственный редактор
акад. **В. Н. Большаков**

Рецензенты
чл.-корр. **В. И. Уткин**, д. б. н. **А. Г. Васильев**

ISBN 5-7691-1519-X

© Чеботина М. Я., Николин О. А., 2005 г.

Ч ПРП-2004-47(04)-121 ПВ-2005
8П6(03)1998

ПРЕДИСЛОВИЕ

Тритий относится к числу наиболее широко распространенных в природе радионуклидов. Его концентрации в природных водах на несколько порядков величин выше по сравнению с таковыми радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs . Основным депо нахождения трития в природе служит вода, поэтому он вместе с водным потоком и водяными парами из мест первичного загрязнения легко перемещается на большие расстояния.

В организме человека, состоящего почти на 70 % из воды, всегда содержится тритий. Радионуклид поступает в организм с питьевой водой и продуктами питания, содержащими тритий, а также при дыхании и через кожный покров. При этом весь организм подвергается воздействию β -излучения трития, в связи с чем его можно отнести к числу важнейших дозообразующих радионуклидов. Тритий входит в состав многих биологически значимых, в том числе и наследственных, органических соединений. В процессе β -распада он превращается в газообразный изотоп гелия, что вызывает нарушение целостности молекулярных структур.

В окружающую среду тритий попадает при работе атомных реакторов и предприятий по переработке ядерного топлива, которые являются мощными генераторами антропогенного трития. В настоящее время не существует эффективных мер улавливания трития, поэтому вместе со сбросами и выбросами предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) он поступает в природные влагосодержащие экосистемы. Постоянный сброс трития в открытые водные резервуары, в том числе реки и моря, влечет за собой ширококомасштабное загрязнение. В результате испарения и переноса водных паров загрязняется также воздух на больших территориях вокруг атомных предприятий.

Необходимость контроля за содержанием трития в водных средах и продуктах питания, прежде всего вблизи предприятий ЯТЦ, очевидна. Результаты мониторинга концентраций его в питьевой воде и продуктах питания можно найти в ежегодных до-

кладах об окружающей среде США и других стран мира. В России подобные исследования носят несистематический характер.

В книге приводятся результаты многолетнего мониторинга трития в водных экосистемах района расположения Белоярской АЭС на Урале. Для сравнения представлены также данные об уровнях загрязнения рек и водоемов на территориях, расположенных за пределами зоны влияния АЭС.

Тритий – радиоактивный изотоп водорода – открыт американскими физиками в 1939 г. Это чистый β -излучатель с периодом полураспада ~ 12,4 года. Максимальная энергия распада трития равна 18,6 кэВ, средняя энергия β -частиц 5,7 кэВ. В естественных условиях этот радионуклид образуется в атмосфере при взаимодействии протонов и нейтронов космического излучения с водородом, кислородом и аргоном, а также в литосфере и гидросфере при взаимодействии нейтронов с литием земной коры (Schell et al., 1974).

Более 90 % космогенного трития находится в природе в виде тритиевой воды (НТО), которая входит в состав вод морей и океанов. Концентрация природного трития на поверхности океана составляет в среднем 0,11 Бк/л. В пресной воде она обычно больше, чем в морской. До начала проведения испытаний ядерного оружия концентрация природного трития в пресной воде не превышала 1 Бк/л; эту величину условно можно принять в качестве уровня естественного (природного) фона. Общее содержание трития на планете в это время составляло примерно 1,8 кг (640–2500 РБк, или 17–80 МКи, по оценке разных авторов) (Жигаловская, Колосков, 1976; Моисеев, Иванов, 1974; Ларин, 2002; Kolb, 1974).

С началом испытаний ядерного оружия естественное равновесие трития на земле было нарушено. С 1953 г. содержание радионуклида на планете непрерывно росло и к 1963 г. достигло 100–200 кг. Это обстоятельство побудило Международное агентство по атомной энергии и Всемирную метеорологическую организацию начать систематические исследования глобального распределения трития в осадках, анализ путей его миграции и определение точных запасов в экосистемах земного шара. Для этого было создано более 100 станций наблюдений на суше и в океане. Систематизированные данные (Тетчер и др., 1968) по пяти крупным регионам Земного шара убедительно показывают тенденцию увеличения как общего количества трития на планете, так и его концентрации в осадках. Несмотря на различия в абсолют-

ных количествах радионуклида от пункта к пункту, наблюдаются некоторые общие закономерности. Так, в осадках Северного полушария в период массовых испытаний и в первые годы после их запрещения концентрации трития были намного больше, чем в осадках Южного полушария. Например, в 1958–1960 гг. осадки континентальных участков Северного полушария имели среднее значение содержания радионуклида около 120 Бк/л, а в 1963 г. – около 600 Бк/л. Осадки в Южном полушарии в 1963 г. характеризовались средним значением порядка 2 Бк/л. Такие различия связаны с тем, что практически все термоядерные испытания проводились в Северном полушарии, а связь атмосферы двух полушарий затруднена. Кроме того, большую часть поверхности Южного полушария составляет океан, который интенсивно вымывает тритий из атмосферы за счет молекулярного обмена атмосферной влаги с водной поверхностью.

В период испытаний ядерного оружия к 1970 г. в атмосферу земли было введено 100 ЭБк (2740 МКи) трития в Северном полушарии и 30 ЭБк (820 МКи) – в Южном, что значительно больше естественного содержания этого радионуклида. Установлено, что период пребывания трития в стратосфере Северного полушария составляет ~ 1 год, а время его полубомена между Северным и Южным полушарием – 5 лет (Алексахин, 1982). В этот период концентрация трития в атмосферных осадках оказалась различной для разных географических зон (тенденция уменьшения к экватору). Последнее объясняется неодинаковыми условиями поступления и вымывания трития. Отмечен континентальный эффект в содержании трития в осадках: для одного и того же широтного пояса оно растет по мере движения в глубь континента. Это связано с обогащением атмосферной влаги континентальных участков, удаленных от побережья океана, тритием стратосферного происхождения. Установлено, что концентрация его в осадках увеличивается с высотой местности. Эффект четко проявляется в Северном полушарии. В Южном полушарии ввиду отсутствия поступления систематических данных со станций наблюдения, с одной стороны, и преобладания океана над сушей, с другой, – выявить высотный эффект оказалось нелегко (Сойфер и др., 1971). Отмечены сезонные вариации выпадений атмосферных осадков, насыщенных тритием. Как правило, их максимум приходится на весенне-летний период, что объясняется более активной связью стратосферы и атмосферы в это время года (Вакуловский и др., 1978; Miyake et al., 1980).

В атмосферных осадках установлена связь между содержанием трития, с одной стороны, и стронция-90 и цезия-137, с другой. Как правило, пики выпадений трития следуют за их пиками выпадений с отставанием на один-два месяца. Отношение концентраций трития и стронция-90 в осадках изменяется с годами. Непосредственно после серии испытаний ядерного оружия доля стронция-90 в тропосферных и стратосферных выпадениях относительно выше, чем в более отдаленные периоды (Тетчер и др., 1968).

После прекращения массовых испытаний ядерного оружия наметилась общая тенденция к снижению содержания трития в атмосферных выпадениях. Например, для европейской части нашей страны в 1961–1963 гг. концентрация радионуклида в осадках в среднем составляла 45–60 Бк/л, а к 1973–1975 гг. среднегодовое значение снизилось до 12–18 Бк/л (Вакуловский и др., 1978; Виноградов и др., 1968). К 1969 г. разница концентраций трития в обоих полушариях почти сгладилась. Можно считать, что за 6–8 лет после прекращения испытаний произошло полное смещение влаги в стратосфере Северного и Южного полушарий (Environmental..., 1973).

В отношении содержания трития в поверхностных водах наблюдается та же тенденция, что и в осадках. С началом периода массовых испытаний происходило постоянное его повышение. Максимальный уровень для рек умеренных широт Северного полушария (около 200 Бк/л) отмечен в 1964 г. После прекращения испытаний концентрация радионуклида в воде стала снижаться (период полууменьшения 3–3,6 года) (Bennett, 1973). В реках западной и юго-западной части бывшего СССР она составляла 10 Бк/л, севера европейской части страны – 15 Бк/л, Сибири и Средней Азии – 28 Бк/л (Жигаловская и др., 1976). Тенденция снижения концентраций трития после прекращения испытаний хорошо прослеживалась на примере р. Москвы (в 1960, 1967, 1968 гг. она составляла 43 ± 1 , 13 ± 1 и 8 ± 1 Бк/л соответственно) (Виноградов и др., 1968).

Основные закономерности распределения трития в водах земного шара сводятся к следующему. Как и в случае атмосферных осадков, концентрация его в реках и озерах (при прочих равных условиях) возрастает при движении в глубь континентов. Уровни содержания радионуклида в открытом океане существенно ниже, чем в замкнутых морях, озерах и реках континентов. Последнее связано с интенсивным перемешиванием атмо-

сферных выпадений в большой толще воды океана. В глубоководных водоемах наиболее высокая концентрация трития обнаружена в поверхностных слоях воды, тесно связанных с атмосферными выпадениями (Вакуловский и др., 1978).

После прекращения испытаний содержание трития в атмосфере и поверхностных водах Земли стало снижаться. После стабилизации выпадений его концентрация в воде установилась на более высоком уровне, чем до испытаний, очевидно, за счет вклада наработанного в период испытаний радионуклида. Возможно также, что в течение этого периода часть трития вошла в тела живых организмов планеты, поглотилась почвами и донными отложениями и высвобождается из них в водную среду с замедленной скоростью (Егоров, 1988; Тетчер и др., 1968; Стыро, Коротков, 1994; Ферронский и др., 1975).

В настоящее время основным источником техногенного трития является атомная промышленность. В 35 странах мира функционирует более 500 больших реакторов. Тритий образуется при работе ядерных реакторов всех типов. Источники его – реакции деления тяжелых ядер и взаимодействия быстрых нейтронов с ядрами бора, лития, дейтерия (Weinberg, 1981). По данным (Garbinsky, Pseniska, 1979; Pilmer, Denovan, 1973), сбросы трития с жидкими отходами при работе реакторов разного типа составляют 5–130 ТБк/год. Заводы по переработке использованного ядерного горючего выбрасывают в окружающую среду в год около 600 ТБк трития в виде газообразных отходов и около 15 ПБк – в виде жидких. Скорость образования трития различна в разных типах реакторов. Например, в реакторе на быстрых нейтронах на Белоярской АЭС она составляет 740 ГБк на 1 МВт электроэнергии в год. За 10 лет работы ядерного реактора на тяжелой воде образуется в среднем 700 ГБк трития (Козлов, Алексеев, 1990). Сбросы трития реактором ВВЭР-1000 на Нововоронежской АЭС составляют $15 \pm 1,9$ ГБк/МВт (эл.) в год (Бабенко и др., 1990). По данным (Phillips, Easterly, 1981), поступление радионуклида в окружающую среду от зарубежных АЭС находится в диапазоне от 1,9 до 38 ГБк/МВт (эл.) в год.

В ряде работ указывается на локальное повышение содержания трития в районах расположения крупных ядерно-энергетических комплексов. В нашей стране в пределах Уральского региона мощным источником антропогенного трития являются Белоярская АЭС и ПО “Маяк”. Наряду с воздушными выбросами радионуклида зарегистрированы его повышенные concentra-

ции в водных экосистемах, примыкающих к указанным предприятиям. Так, в Ольховской болотно-речной экосистеме в районе Белоярской АЭС содержание трития в воде варьировало в пределах тысяч–десятков тысяч беккерелей на литр (Куликов и др., 1984, 1996). Большие концентрации радионуклида зарегистрированы в воде промышленных водоемов ПО “Маяк” – от 1 до 4 МБк/л (Ларин, 2002). Удельная активность трития в пруде-отстойнике хозяйственных вод в районе Южно-Украинской АЭС достигала 1000–2000 Бк/л; при этом отмечено распространение радионуклида по водоносному горизонту в питьевые воды (до 100–1000 Бк/л) (Григорьева, Томилин, 1999).

Средняя концентрация трития в воде озер-охладителей в районе Калининской АЭС в период с 1987 по 1993 г. увеличивалась от 140 до 192 Бк/л. Максимальное содержание радионуклида в озерах составляло 260 Бк/л при уровне техногенного фона 4,8 Бк/л. За счет сбросов Калининской АЭС удельная активность трития в озерах Песьво и Удомля превышала это значение в 30–50 раз. В пяти колодцах с питьевой водой, расположенных в береговой зоне оз. Песьво, концентрация трития превышала техногенный фон (до 19,6 Бк/л). Содержание радионуклида в воде прудов, расположенных в непосредственной близости от указанных озер и используемых для водопоя скота, составляла 11–74 Бк/л (Изучение..., 1999; Дельвин и др., 1996). В водотоках с Красноярского горно-химического комбината и в некоторых водных экосистемах района Чернобыльской АЭС регистрируется периодическое повышение концентраций трития по сравнению с уровнем техногенного фона, которое, однако, не достигает уровня вмешательства, установленного для питьевой воды нормами радиационной НРБ-99 (Гудков, 1995, 1999; Носов и др., 2001).

В районе наиболее крупных заводов по переработке ядерного горючего в США (Саванна-Ривер) в 2000–2002 гг. концентрация трития в речной воде варьировала от 40 до 500 Бк/л, а в питьевой – от 30 до 85 Бк/л (Hardeman, 2004).

Мониторинговые работы в окрестностях лаборатории NTLF (Национальной лаборатории меченых препаратов) в районе г. Беркли (США) в 1984–1990 гг. позволили выявить концентрации трития в природной воде, превышающие уровень глобального фона данной местности (1,9 Бк/л). В 1990 г. содержание радионуклида в грунтовой воде вблизи лаборатории составляло 700–1330 Бк/л, что в целом превышало допустимый предел для

питьевой воды (740 Бк/л). В процессе выполнения научной программы были также определены уровни загрязнения радионуклидом растений в районе расположения лаборатории. Содержание трития в воде из листьев лавра в 1995 г. составляло 671 Бк/л, а максимальная концентрация радионуклида в листьях эвкалипта в непосредственной близости от лаборатории – 4700 Бк/л; на расстоянии 50 м она снижалась до 670 Бк/л. В 1996 г. удельная активность радионуклида в образцах растений, собранных с северной стороны лаборатории на расстоянии 100, 200 и 300 м, была 133, 78 и 52 Бк/л соответственно. Средняя эмиссия радионуклида от предприятия в окружающую среду составляла 3,7 ТБк/год (100 Ки/год) (Responses..., 2004).

В окрестностях тяжеловодного реактора в AECL-Chalk River Laboratories (штат Онтарио, Канада) на разном расстоянии от реактора (10–200 км) концентрация трития изменялась от 6,5 до 15,9 Бк/л. В моче сотрудников лаборатории удельная активность радионуклида варьировала от 32 до 92 000 Бк/л в зависимости от уровня содержания трития на рабочем месте. При этом органически связанный тритий мочи составлял 0,8–350 Бк/л (Kotzer, Trivedi, 2001).

В 1979 г. зарегистрированы высокие концентрации трития в грунтовых водах в районе расположения реакторов Hydro CANDU в штате Онтарио – 215 000 Бк/л. В 1994 г. этот показатель снизился до 70 000 Бк/л. Чтобы улучшить ситуацию, вместо существовавших норм трития в питьевой воде (7000 Бк/л) в 1994 г. местный консультативный комитет рекомендовал уменьшить этот уровень сначала до 100 Бк/л, а затем в течение последующих пяти лет до 20 Бк/л (Seven..., 2004).

В окрестностях г. Фукуи в Японии в районах размещения энергетических установок обнаружены сравнительно низкие концентрации трития в поверхностных (1,2–1,5 Бк/л), дождевых водах (1–7 Бк/л) и парах воздуха (1–18 Бк/л) (Hayakawa at al., 2004). Мониторинг трития в районе г. Чернавода в Румынии, где с 1996 г. функционирует реактор CANDU6, показал, что концентрация трития в образцах воды в предпусковой период составляла 3 Бк/л. За время эксплуатации реактора содержание радионуклида в воздухе, почве и растительности на расстоянии до 3 км от источника увеличилось в несколько раз по сравнению с предшествующим периодом (Galerin at al., 2003).

Приведенный небольшой обзор подтверждает тот факт, что в местах расположения предприятий ядерно-топливного цикла

возможно повышенное поступление трития в окружающую природную среду, и в первую очередь в водные экосистемы.

Основные формы соединений трития, поступающего в окружающую среду от предприятий ЯТЦ, – тритиевая вода (НТО), тритиевый водород (НТ) и тритиевый метан (CH_3T). Последние два удерживаются в атмосфере в течение 5–10 лет, после чего в результате переработки бактериями и фотохимического окисления превращаются в тритиевую воду. Таким образом, в настоящее время тритиевая вода – наиболее распространенная форма соединений трития на земле (Ларин, 2002).

В результате локального повышения концентраций трития в районах расположения ядерно-энергетических комплексов неизбежно воздействие радионуклида на те или иные природные экосистемы, в том числе на животных и человека. Внешнее облучение тритием не представляет опасности, поскольку слой кожи защищает от проникновения β -частиц внутрь. Наиболее опасен радионуклид как источник внутреннего облучения при поступлении в организм. При всех способах попадания в организм тритиевая вода очень легко проникает в плазму крови и приходит в равновесие со всеми жидкостями тела. Поступление трития в плазму через легкие происходит в течение секунд, а через кожу и желудочно-кишечный тракт – нескольких минут. Скорость наступления равновесия в различных тканях зависит от состояния сосудисто-проводящей системы; она значительно ниже в жире и костях по сравнению с таковой в мягких тканях. Но для организма в целом можно считать, что при любом способе попадания радионуклида спустя 1–3 ч устанавливается практически его полное равновесие в воде (Окись трития, 1968; Garston, 1979; Siri, Evers, 1962).

Выводится тритий из организма достаточно быстро (Butler, Seroy, 1965; Garston, 1979). Bennett (цит. по: Garston, 1979) определил наличие 3-компонентной модели с периодами полувыведения 9, 30 и 450 дней. Быстрывыводимые фракции соответствуют той части радионуклида, которая находится преимущественно в свободной воде тканей. Медленновыводимый тритий входит в органическую структуру тела. При прочих равных условиях период полувыведения зависит от возраста, количества выпитой воды, использования диуретиков, индивидуальной температуры организма и других факторов (Богданов, Романовская, 1981).

На различных видах животных показано, что 98–99 % трития, введенного в организм в виде НТО, поступает в водную фа-

зу и лишь 1–2 % – в тканевые структуры. В ткани радионуклид распределяется таким образом, что в расчете на 1 г сырого вещества больше всего его находится в печени, затем мышцах, коже и меньше всего в костях (Богданов, 1975; Окись трития, 1968; Эванс, 1979). Через некоторое время после однократного введения происходит перераспределение тритиевой воды в организме. Если в первые дни после введения почти весь тритий находится в водной фазе, то спустя месяц основная его часть содержится в структурных элементах ткани. Поэтому и доза облучения в отдаленные периоды после инъекции радионуклида определяется преимущественно его долей, включенной в структурные элементы тканей (Журавлев, 1981; Bogen, Welford, 1976).

Токсичность трития в значительной мере определяется химической формой соединения, в виде которой он поступает в организм. Так, окись трития менее токсична, чем тритированные органические соединения. Последние связываются с органическими структурами ткани и надолго задерживаются в них, облучая радиочувствительные части клеток (Strack et al., 1980; Tazima, 1980).

Тритий отличается от других радиоизотопов малым пробегом β -частиц, который значительно меньше размеров клетки (средняя длина пробега β -частиц трития в мягкой ткани от 0,5 до 2 мкм; для сравнения – ^{42}K – 19 000 мкм, а ^{32}P – 8000 мкм). В результате тритий создает высокую плотность ионизации. При поражении им преимущественно облучаются те структуры клеток и тканей, которые содержат изотоп или находятся в близком соседстве с атомами трития. Считается, что мягкий β -излучатель тритий в два-три раза эффективнее жестких β -излучателей. Токсический эффект этого радионуклида усугубляется тем, что его атомы превращаются в атомы инертного элемента гелия (^3He), который выпадает из соответствующей водородной связи и разрушает ее. Этот эффект особенно заметен у тех видов живых организмов, чья продолжительность жизни соизмерима с периодом полураспада трития, в частности у человека.

Наконец, вероятно химическая токсичность трития. Косвенным подтверждением этого служат работы, в которых показано, что тяжелая вода (D_2O) отрицательно влияет на рост и развитие растений (Баданова, 1956; Blake et al., 1968; Grane et al., 1969).

Весьма интересен факт периодических изменений содержания трития в водной фазе и органических структурах живых организмов. Периодичность в изменении концентраций трития в

водной фазе и сухих остатках, белках и жирах объясняется существованием направленного обмена в цепочке вода–белки–жиры. Периодичность в обмене водорода, прослеженная по обмену трития между водой и органическими структурами, отражает, очевидно, присущую живому организму внутреннюю периодичность обмена веществ. Она оказывается неоднозначно связанной с периодичностью гибели затравленных тритием животных. Установлено, что пики смертности и моменты обострения лучевых поражений совпадают со временем проявления максимумов удельной активности трития в водной фазе организма. Для крыс это были 3–4, 13–15, 17–19, 23–24, 33–35-е сутки после затравки. Такие же обострения лучевой болезни обнаружены у людей. Следовательно, периодичность обмена веществ согласуется с периодичностью течения радиационных поражений, т. е. характерна для процессов в организме как в норме, так и в патологии. Высказано предположение, что связь между временными совпадениями максимумов концентраций трития в воде тела и максимумами обострения лучевой болезни обусловлена выходом определенных токсических соединений из органических структур в водную фазу, где они оказывают наиболее сильное токсическое действие на организм. Предполагается, что таковы соединения класса кислот и хинонов, поскольку жировые фракции претерпевают при этом наиболее глубокие обменные превращения (Богданов и др., 1959; Окись трития, 1974; Радиотоксины..., 1966; Штуккенберг, 1960).

Абсолютно смертельные уровни трития для мышей при однократном введении составляют 44 МБк/г (100 %-ная гибель при средней продолжительности жизни пять сут). При любом способе заражения тритием (однократном или хроническом введении) степень тяжести лучевого повреждения находится в прямой зависимости от количества введенной окиси трития. Развитие лучевой болезни сопровождается поражением всех основных органов (нарушение обмена веществ, снижение иммунологической реактивности, поражение кроветворной ткани, нарушение функции печени, почек, патология сосудистой системы, легких, желез внутренней секреции, поджелудочной, половых желез, обширное развитие опухолей различных органов) (Окись трития, 1968).

Как сказано ранее, при поступлении в организм тритий распределяется между двумя компонентами – свободной водой тканей и органическими структурами (сухим веществом). При поступлении радионуклида в свободную воду организма концен-

трация его в этой фракции в условиях равновесия, как правило, бывает близка к содержанию в воде окружающей среды. Это показано многочисленными исследователями в опытах на разных объектах (Богданов, Романовская, 1981; Bleylock, Frank, 1979; Gerland, Ameen, 1979; Pinson, 1951; Skauen, 1963, 1964; Tompson, 1953, 1954). Исключение составляют наземные растения, поглощающие воду в основном через корни. Для них концентрация радионуклида в свободной воде различных органов и тканей меньше, чем в питательном растворе даже при условии равновесия с ним, что, по-видимому, объясняется потерей трития в процессе обмена воды между тканями растений и атмосферной влагой (Дюсе, Вандеваль, 1960; Ленский, 1981; Сыроватко, Антоненко, 1981; Butler, Seroy, 1965; Garland, Ameen, 1979; Takeda et al., 2004; Washburg, Smith, 1934).

При включении трития (НТО) в органическое вещество живых организмов происходит его дискриминация по отношению к протию (Adams et al., 1979; Bleylock, Frank, 1979; Elwood, 1971; Kirchmann et al., 1977; Farlane, 1976; Farlane et al., 1979). Наблюдаемый изотопный эффект обусловлен большими разницеми в массах указанных изотопов водорода, что приводит к заметным различиям в физических и химических свойствах их соединений (Дерпгольц, 1979; Jones, 1968). В частности известно, что константы скоростей реакций различаются для аналогичных соединений, меченных и не меченных тритием (Weston, 1973).

Наряду с изложенными фактами о дискриминации трития по отношению к протию при включении их в органическое вещество, имеются сведения о большем включении в органическое вещество первого из них. Так, в работе (Kirchmann et al., 1977) исследовалось поступление трития в органическое вещество *Scenedesmus obliquus* из жидких стоков одной радиохимической лаборатории. Оказалось, что отношение удельной радиоактивности (Т/Н) в сухом веществе ткани и во внешнем растворе варьирует от 24 до 44. В этой же работе соответствующее отношение для пресноводной рыбы *Salam trutta forma fario* составляло 1,5–27,6. Теми же авторами исследовалось распределение трития в компонентах природной водной экосистемы, куда сбрасывались жидкие стоки из комплекса ядерных предприятий в Моле (Бельгия). Изотоп присутствовал в стоках в виде тритиевой воды и органических соединений. Тритий инкорпорировался в органическое вещество рыбы и уток количествах, в 20 раз больших, чем его содержалось в речной воде. Эти данные говорят

о том, что внедрение трития в биологические структуры зависит от формы нахождения его в среде. Известны тритированные соединения, которые накапливаются преимущественно в клеточных структурах (*l*-цитидин, тимидин, аденин-2, α -лейцин и др.). Тритий в виде окиси включается преимущественно в водную фазу (Strack et al., 1980; Tazima, 1980).

Следует отметить также наличие изотопного эффекта при дыхании животных и человека. В работе Ю. М. Штуккенберга (1960) показано, что удельная активность вдыхаемых паров трития у крыс и кроликов на 10–15 % ниже удельной активности воды тела, а у людей – на 5–15 %. Эти факты объясняются тем, что упругость паров НТО меньше, чем H_2O , поэтому обычная вода испаряется быстрее тритиевой (Окись трития, 1968; Jones, 1968).

Закономерности распределения тритиевой воды в почвах и грунтах фактически те же самые, что и для живых организмов. Концентрация трития наиболее высока в свободной воде; молекулярно и химически связанная вода в среднем на 15–20 % обеднена тритием. Это объясняется, с одной стороны, изотопным эффектом, а с другой – изотопным разбавлением в процессе обмена трития и протия между твердой и жидкой фазами почвы. Таким образом, концентрирование трития почвами и грунтами в обычных условиях не происходит (Ленский, 1981; Рачинский, Ленский, 1965 а, б, в). Тем не менее в литературе описаны случаи, когда концентрация трития в воде грунтов больше, чем в свободной воде. По данным (Adams et al., 1979), при хронической затравке оз. Эри, расположенного в окрестностях Девис-Бисской атомной станции, содержание трития в донных отложениях было почти в 2 раза больше по сравнению со свободной водой. В другой работе (Cohen, Kneip, 1973) наблюдали накопление трития в осадке р. Гудзон ниже Индийской атомной станции. Оказалось, что вода осадка имела примерно в 10 раз большую концентрацию трития по сравнению с окружающей водной средой. С нашей точки зрения, этот факт можно объяснить тем, что период повышенного сброса трития, когда радионуклид вошел в грунт, сменился другим периодом, когда удельная активность свободной воды снизилась, и вода грунта, содержащая повышенные концентрации радионуклида, еще не пришла в равновесие с ней.

Период полувыведения трития из почв продолжительнее, чем из растений и воздуха. Однако он очень сильно варьирует для почв разных климатических зон. Так, для Северной Финляндии,

Таблица 1

Нормы предельной концентрации трития в питьевой воде

Регион	Источник	Допустимый предел, Бк/л
Россия	Санитарные правила № 333-60	1,1·10 ⁴
—”—	Нормы радиационной безопасности НРБ-76	1,2·10 ⁵
—”—	НРБ-76/87	1,5·10 ⁵
—”—	НРБ-96	3,0·10 ⁴
—”—	НРБ-99	7,7·10 ³
Канада	Canadian Drink Water Standart, 1996	7·10 ³
Онтарио (Канадская провинция)	—”—	20
США	Hanf, Kelly, 2001; Moghissi, Cothem, 1986; Drinking Water, 2003	740
Euratom	Reference..., 1998; Drinking Water Inspectorate..., 2000	100
Румыния	Galeriu et al., 2003	4000

где насыщенные влагой почвы замерзают на срок до 200 дней, время полупребывания трития в почве составляет недели, месяцы, а иногда и годы, тогда как для хорошо прогреваемых почв Франции варьировает в пределах нескольких часов (Miettinen, 1979).

Согласно литературным данным, концентрация трития в природной воде и водяных парах атмосферы после периода испытаний ядерного оружия установилась на уровне около 5 Бк/л. Эту величину можно условно принять за уровень техногенного фона. Превышение ее укажет на дополнительное поступление радионуклида в водные экосистемы от локального источника.

Допустимая концентрация трития в питьевой воде в официальном нормировании нашей страны в разное время варьировала в несколько раз (табл. 1). В последнем документе (НРБ-99) принята допустимая концентрация радионуклида в воде 7700 Бк/л. Указанный норматив значительно снижен по сравнению с аналогичными показателями более ранних лет. Нормативы допустимых концентраций в европейских странах, США, Канаде и других в целом заметно ниже, чем у нас. Очевидно, это связано с тем, что научное сообщество этих стран осознает радиационную значимость трития и ставит его в один ряд с таким опасным радионуклидом, как плутоний.

Объектами наших исследований служили различные водные системы в Уральском регионе (водоемы, реки, родники, скважины, колодцы, снеговые и дождевые осадки). При этом особое внимание уделялось району Белоярской АЭС (Свердловская область), где с 1980 г. проводится систематический мониторинг трития в различных водных экосистемах, находящихся в зоне влияния станции (водоем-охладитель, Ольховское болото, реки Ольховка и Пышма). Эпизодические работы проводились в других регионах Свердловской области, а также на территории Челябинской, Оренбургской, Курганской областей, в Удмуртии. В качестве контрольных служили более удаленные от источников загрязнения тритием территории, в том числе расположенные на севере Свердловской области (города Кытлым, Краснотурьинск).

Воду для определения содержания в ней трития отбирали по 0,5–1 л в двух-трех повторностях. Пробы снега брали в конце периода снеготаяния (марте) на всю глубину снежного покрова с площади 15×15 см в трех повторностях. Дождевые осадки собирали с мая по октябрь в стеклянные емкости во время дождя. Из них для анализа отбирали среднюю пробу воды в количестве 1 л. Все пробы, в том числе из растаявшего снега, фильтровали через бумажный фильтр, дистиллировали и хранили в холодильнике в плотно закрытых сосудах.

Для количественного определения трития в пробах воды проводили предварительное обогащение методом одноступенчатого электролиза с одним или двумя доливами (Чиркова, 1974). Метод основан на значительной разнице в скорости выделения легкого (протия) и тяжелых (дейтерия и трития) изотопов водорода при разрядке ионов на катоде в ходе электролитического разложения воды. Выделяющийся при этом молекулярный водород обогащается протием, а электролит – тритием и дейтерием (последнего в пробах мало, поэтому при количественном определении трития им можно пренебречь).

Обогащение производили с помощью специально сконструированной электролитической установки, представляющей собой плексигласовую ванну, которая наполняется дистиллированной водой (рис. 1). На верхней панели крепятся два ряда электролизеров. В верхней части ванны имеется система металлических трубок, через которые осуществляется подача и сброс проточной воды, обеспечивающей охлаждение системы. Температура воды в ванне поддерживается на уровне не более 30 °С.

Электролизеры представляют собой стеклянные трубки, из термо- и химически стойкого стекла. В электролизеры вставляются электроды, имеющие вид пяти параллельных пластин, которые изготовлены из мягких сортов стали, между ними имеется свободное пространство. Пластины соединены между собой через одну, образуя катод и анод. Электроды сверху зафиксированы пробками, в которые вставлены стеклянные трубки, выводящие образующийся газ (водород) за пределы помещения. В электролизеры заливали по 150 мл исследуемой воды, в каждый вносили по 3 г химически чистого КОН, служащего электролитом. После полного растворения реактива включали установку и проводили электролиз при силе тока 10 А. Длительность одного электролиза от 8 до 12 сут. По окончании электролиза измеряли объем воды после обогащения, затем ее помещали в колбы из термостойкого стекла и добавляли в каждую по 9 г нитрата свинца для нейтрализации электролита. Это необходимо для того, чтобы извлечь водород из КОН во избежание изотопных эффектов. Воду отгоняли путем дистилляции до сухого состояния осадка.

В процессе приготовления проб в специальные флаконы из бескальевого стекла наливали по 11 мл сцинтилляционной жидкости (ЖС-8) и добавляли по 1 мл очищенной путем дистилляции пробы. Тщательно закрытые пузырьки помещали в гнезда счетчика на 1 сут для стабилизации. Пробы просчитывали на американской установке "Дельта-300". Концентрацию трития определяли относительным методом путем сравнения со стандартным раствором. Для этого в процесс электролиза включали контрольный электролизер с известным содержанием трития в воде. Такой раствор предварительно готовили на основе стандартного раствора, полученного от фирмы "Изотоп".

При определении концентрации трития в пробе выполняли следующие процедуры:

1. Измерение фона счетной установки Дельта-300 ($N_{\text{ф}}$, имп/мин).

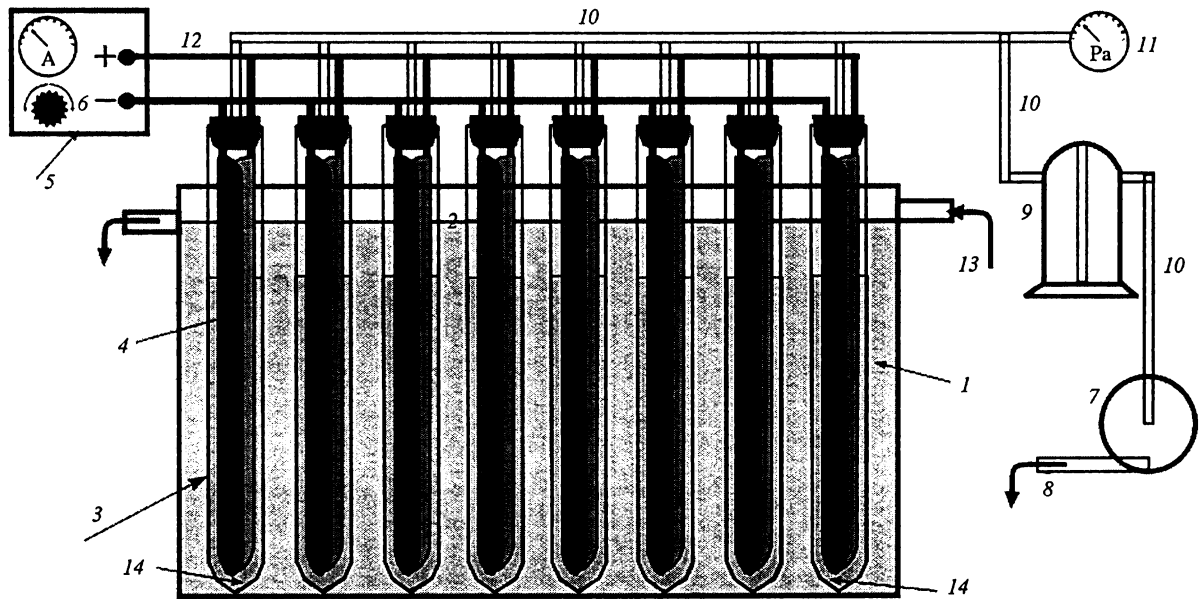


Рис. 1. Общий вид установки для электролитического обогащения водных проб тритием:
 1 — плексигласовая ванна, 2 — змеевик (холодильник), 3 — электролизеры, 4 — электроды, 5 — блок питания, 6 — регулятор тока, 7 — вытяжной компрессор, 8 — вывод, 9 — конденсор, 10 — газывыводящие трубки, 11 — манометр, 12 — соединительные провода, 13 — кран для подачи холодной воды, 14 — исследуемый раствор

2. Определение эффективности счета (E) для каждой партии проб, используемой в электролизе. Эффективность счета представляет собой отношение показателя счета стандарта с известным содержанием трития (расп/мин/мл) к показателю счета счетной установки (имп/мин/мл).

3. Определение начальной ($'N_0$) и конечной ($'N_k$) удельной активности контрольной пробы с известным содержанием трития за вычетом фона.

4. Определение коэффициента обогащения (R) как отношения конечной и начальной удельной активности контрольной пробы ($R = 'N_k / 'N_0$).

5. Определение коэффициента сокращения объема (K) как отношения объема контрольной пробы до электролиза к объему этой пробы после него.

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

7. Измерение удельной активности исследуемой пробы ($N_{\text{пробы}}$) после электролиза за вычетом фона ($N_{\text{ф}}$).

8. Определение коэффициента сокращения объема воды данной пробы ($'K$) как отношения начального объема пробы (V_0) к конечному ее объему после электролиза (V_k).

9. Учет потери трития при откачке газов из электролизеров (κ): $\kappa = 'K^{1-1/\beta}$.

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

Для оценки надежности метода проводили сверку методик количественного определения трития, принятых в Институте экологии растений и животных УрО РАН и во ВСЕГИНГЕО Министерства природных ресурсов (пос. Зеленый, Московская обл.). Для этого в двух пробах воды определено содержание трития указанными организациями. Результаты определения свидетельствуют о достаточно большой сходимости методов.

Лабораторные эксперименты по изучению вертикальной миграции трития в грунтах Белоярского водохранилища проводили

в стеклянных цилиндрах высотой 23 см и диаметром 3,5 см. В одной серии опытов изучали переход радионуклида из воды в грунт. Влажный грунт помещали на дно экспериментального сосуда, уплотняя так, чтобы исключить образование в нем воздушных прослоек, после чего сверху осторожно заливали раствор, содержащий тритий. Во второй серии опытов исследовали обратный процесс – переход трития из грунта в водную среду. С этой целью на дно сосуда через воронку с удлиненным кончиком заливали раствор, содержащий тритий, так, чтобы стенки верхней части сосуда не загрязнялись радионуклидом. После этого через воронку на дно засыпали сухой грунт до уровня меченного тритием раствора, затем сверху заливали чистую воду. Высота слоя грунта и слоя воды была одинакова и составляла 10 см. Тритий вносили в исходные растворы в виде тритиевой воды в количестве 0,1 МБк/л. Сосуды плотно закрывали пробками. В опытах с различной температурой воды экспериментальные сосуды разделяли на три партии, каждую из которых размещали в холодильнике ($t = 4\text{ }^{\circ}\text{C}$), на лабораторном столе ($t = 17\text{ }^{\circ}\text{C}$) и в термостате ($t = 42\text{ }^{\circ}\text{C}$). Продолжительность опытов варьировала от 0,5 до 3 лет. В процессе проведения экспериментов периодически отбирали пробы воды, находящейся над грунтом. Пробы для радиометрии готовили указанным выше способом.

В специальных лабораторных опытах изучали распределение трития по различным категориям влаги в зависимости от времени взаимодействия грунта с водой. С этой целью сосуды, заполненные грунтом и водой, меченной тритием, как описано выше, выдерживали при температуре $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 256 сут. Через определенные промежутки времени часть опытов разбирали: воду сливали, грунт полностью извлекали и выделяли из него капиллярную, адсорбционную (молекулярно-адсорбированную) и кристаллизационную (химически связанную) формы влаги. Для выделения капиллярной влаги навески грунта центрифугировали в пробирках с сетчатым дном на центрифуге ЦЛС-3 при скорости 5000 об/мин. Адсорбционную и кристаллизационную формы влаги выделяли путем отгонки в специальной печи при температуре 105 и 600 $^{\circ}\text{C}$ соответственно. Опыты проведены в трех повторностях.

В ряде случаев объектом исследования служила вода загрязненных тритием донных отложений, в частности Ольховского болота. Образцы грунта отбирали торфобуром до глубины 120–160 см по 50–100 г на повторность, помещали в банки с

крышками и хранили в морозильной камере. В процессе анализа свободную воду извлекали из оттаявшего грунта путем фильтрования через бумажный фильтр, а затем из него выделяли капиллярную, адсорбированную и кристаллизационную формы влаги указанным выше способом. Статистическая обработка результатов заключалась в определении среднеарифметического значения и среднеквадратических ошибок среднего арифметического (Стрелков, 1966). Результаты в случае необходимости обрабатывали с помощью *t*-критерия и другими способами (Бейли, 1959; Плохинский, 1978).

**ТРИТИЙ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ
КОНТРОЛЬНОГО РЕГИОНА**

Для выявления вклада локальных источников в загрязнение тритием природной среды необходимо в первую очередь определить уровень техногенного фона, который установился на земной поверхности после прекращения испытаний ядерного оружия в атмосфере. Согласно данным Росгидромета, концентрация трития в реках России в 1997 г. составляла 2–7 Бк/л при среднем показателе 4 Бк/л (цит. по: Иваницкая, Малофеева, 2001). В Киевском водохранилище после аварии на Чернобыльской АЭС определен уровень техногенного фона по тритию 5 Бк/л. Эту величину можно условно принять за уровень техногенного фона в поверхностных водах, что вполне согласуется с данными концентраций радионуклида в атмосферном воздухе (осадках) на территории России, которые отражают поступление трития в атмосферу из естественных и техногенных источников на поверхности земли (Иваницкая, Малофеева, 2001).

Для подтверждения установленного выше показателя уровня техногенного фона по тритию для Уральского региона в 2002 г. нами обследованы различные водные источники на севере Свердловской области (города Кытлым, Краснотурьинск). В районе отсутствуют предприятия ядерно-топливного цикла, кроме того, этот регион достаточно удален от крупных промышленных объектов. Мы полагали, что концентрация трития в водных средах должна примерно соответствовать уровню техногенного фона (табл. 2). Действительно, концентрация трития на северной территории области в среднем составляет 5 Бк/л. Таким образом, этот показатель может служить в качестве реперной величины при характеристике уровня техногенного фона исследуемого радионуклида для Уральского региона. В дальнейшем будем считать, что превышение

Таблица 2

Концентрация трития в водных системах севера Свердловской области

Источник воды	Название, месторасположение	Концентрация, Бк/л
Река	Лобва	8,4±1,9
		5,8±4,6
—”—	Йов	7,1±0,4
—”—	Серебрянка	4,9±1,2
Водоем	г. Краснотурыинск	4,5±1,0
Дождевая вода	г. Кытлым	4,1±1,6
Снеговая вода	Косьвинское плечо	3,8±0,3
Колодезная вода	г. Кытлым	4,3±0,5
		6,6 ±1,3
<i>Среднее</i>		5,5

этого показателя в конкретных водных экосистемах свидетельствует о дополнительном поступлении радионуклида в них от локального источника.

**МОНИТОРИНГ ТРИТИЯ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ
РАЙОНА БЕЛОЯРСКОЙ АЭС**

Белоярская атомная электростанция – первая крупная промышленная АЭС и первый крупный гражданский объект ядерной техники в мире – расположена в 60 км к востоку от Екатеринбурга. Она была пущена в эксплуатацию в 1964 г. Первая очередь БАЭС состояла из первого и второго блоков. На обоих блоках использовался уран-графитовый реактор канального типа. Первый блок выведен из эксплуатации в 1981 г. второй блок проработал с 1967 по 1989 г. В 1980 г. начал работать третий блок на быстрых нейтронах корпусного типа с жидкометаллическим теплоносителем, который эксплуатируется до настоящего времени (Колтик, 1997).

3.1. ВОДОЕМ-ОХЛАДИТЕЛЬ

Район исследований. Водоемом-охладителем АЭС служит Белоярское водохранилище, образованное в 1959–1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы в 75 км от ее истока. В зону затопления включена часть территории Белоярского района, которая в основном покрыта смешанными березово-сосновыми лесами. Кроме того, затоплены пахотные и луговые угодья Белоярского и Березовского районов. Ложе водохранилища было подготовлено для затопления только в приплотинной части; на основной его площади затоплены кустарники, пни, срубленные деревья. Протяженность водоема около 20 км, ширина на уровне БАЭС около 3 км. Глубина по фарватеру р. Пышмы достигает 15–20 м; средняя глубина 8–9 м. Зеркало водоема составляет 47 км² (Бескrestнов др., 1978). В водоем впадают речки Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка и др.

Белоярское водохранилище находится в начальной стадии формирования, поэтому водные растения встречаются преимущественно в заливах, центральная часть водоема практически их

лишена. Среди 29 зарегистрированных видов макрофитов преобладают рдесты (*Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. compressus*), кладофора (*Cladophora glomerata*, *C. fracta*), элодея канадская (*Elodea canadensis*), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*) и некоторые другие (Любимова и др., 1988). Ихтиофауна водоема представлена в основном плотвой, лещем, щукой, зеркальным карпом, реже встречаются линь, карась, окунь, судак. Среди фитопланктонных организмов по числу видов преобладают зеленые водоросли (хлорококковые, десмидиевые, вольвоксовые), менее распространены диатомовые, синезеленые, эвгленовые, пирофитовые и другие отделы водорослей. Основную массу зоопланктона составляют ракообразные (веслоногие и ветвистоусые рачки), в меньшей численности встречаются коловратки (Чеботина и др., 2002). Преобладающим типом донных отложений в водоеме является илистый сапропель, кроме него встречаются затопленная почва, песчано-илистый и песчаный грунты. По гидрохимическому составу водохранилище можно характеризовать как гидрокарбонатно-кальциевый со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом (Ярушина и др., 2002).

Белоярская атомная электростанция расположена на левом берегу водоема в 7 км к северу от плотины. Поступление радиоактивных веществ, в том числе и трития, от АЭС во внешнюю среду возможно воздушным (через вентиляционные трубы в виде принудительного выхлопа пара из барбатеров) и водным путями. Коммуникации жидких стоков расположены следующим образом. Дебалансные промышленные воды станции поступают в Ольховское болото, которое находится в 5 км к юго-востоку от АЭС. Частичный сброс слаборадиоактивных жидких стоков в водоем-охладитель осуществляется через промливневый канал (ПЛК). На расстоянии около 0,5 км от него вниз по течению расположен водозаборный канал, через который производится забор воды из водоема для систем охлаждения АЭС. Еще ниже (~ 2–2,5 км) располагается водосбросной (теплый) канал, с помощью него вода после прохождения через системы охлаждения сбрасывается в водоем. В зоне подогрева (Теплый залив) температура воды в летний период в среднем на 6–7 °С выше, чем за ее пределами.

В 0,5 км от БАЭС в сторону верховья водохранилища расположен еще один канал общей протяженностью около 1,5–2 км. Он берет свое начало у водоочистных сооружений, далее в

Рис. 2. Схема Белоярского водохранилища:

1 — верховье водоема (ПТН-1); 2 — район плотины (ПТН-2); 3 — Теплый залив (ПТН-3); 4 — район Биофизической станции (ПТН-4). Каналы: 5 — обводной (нагорная канава, ПТН-5), 6 — промливневый (ПТН-6), 7 — водозаборный, 8 — водосбросной (теплый)

него сливаются воды из котельной БАЭС. Канал впадает в залив водоема-охладителя за Биофизической станцией. Этот канал является ответвлением канала, окружающего атомную станцию, поэтому его и называют обводным. Кроме того, он получил название нагорной канавы.

Постоянные точки наблюдений (ПТН). На рис. 2 приведена схема Белоярского водохранилища и расположение постоянных точек наблюдений на нем:

– ПТН-1 – район верховья водоема. Точка наблюдения расположена вверх по течению водоема на расстоянии примерно 15 км от АЭС;

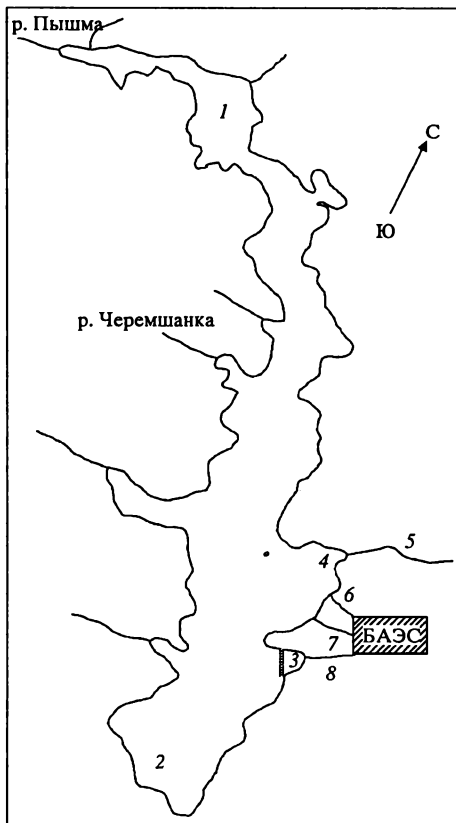
– ПТН-2 – район плотины. Точка характеризует акваторию водоема на выходе в р. Пышму;

– ПТН-3 – район Теплого залива. Точка характеризует место сброса в Белоярское водохранилище подогретой воды из системы охлаждения АЭС;

– ПТН-4 – район Биофизической станции. Точка характеризует акваторию, расположенную вверх по течению от АЭС, где в водоем поступают стоки нагорной канавы;

– ПТН-5 – нагорная канава;

– ПТН-6 – промливневый канал;



– ПТН-7 – каменная скважина, снабжающая г. Заречный питьевой водой. Расположена недалеко от верховья северо-восточнее АЭС.

Верховье водоема. Мониторинг трития в Белоярском водохранилище проводится с 1980 г. На рис. 3 показана динамика изменения концентраций трития в воде верховья водоема (ПТН-1). Как сказано выше, район расположен вверх по течению на значительном расстоянии от атомной станции. Поскольку слаборадиоактивные стоки, поступающие в водохранилище от АЭС, перемещаются преимущественно вниз по течению в сторону плотины, мы полагали, что они не могут непосредственно попадать в верхнюю часть водоема, поэтому первоначально мы приняли ее в качестве контрольной. Однако с 1980 г. концентрация трития в воде указанного региона варьировала в пределах от нескольких единиц до 60–70 Бк/л, как показали наши исследования. Напомним, что уровень техногенного фона по тритию составляет примерно 5 Бк/л. Таким образом, большая часть проб воды верховья Белоярского водохранилища значительно превышает этот показатель. На фоне общей нестабильности концентраций трития во времени в отдельные периоды фиксировалось заметное повышение содержания радионуклида в воде по сравнению со средними показателями. В частности, наиболее заметное превышение зафиксировано в феврале 1996 г. (~ 70 Бк/л).

Анализ результатов всех наблюдений с 1980 по 2003 г. в совокупности позволил выявить тенденцию к снижению содержания трития в воде района от 40–60 Бк/л в 1980–1982 гг. до 6–7 Бк/л в 1999–2003 гг. До 1989 г. средняя концентрация изотопа оказалась примерно в 2 раза выше, чем в последующий период (34 и 16 Бк/л соответственно). Эти различия статистически достоверны при высоком уровне значимости ($p < 0,01$). Разница в уровнях концентраций трития обусловлена тем, что в ранний период (1980–1981 гг.) работали первый и второй энергоблоки, а в последующий (до 1989 г.) – второй и третий. В конце 1989 г. второй блок был снят с эксплуатации, вследствие чего заметно снизилась концентрация трития в воде. В настоящее время в верховье Белоярского водохранилища она практически приближается к уровню техногенного фона.

На рис. 4 для сравнения представлена концентрация радионуклида в воде глубинной (21 м) скважины, расположенной северо-восточнее АЭС и обеспечивающей г. Заречный питьевой водой (ПТН-9). Как и в верховье водоема, содержание трития в во-

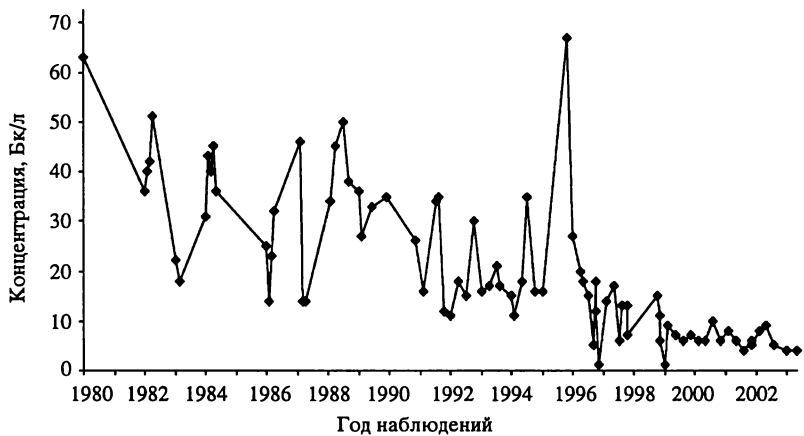


Рис. 3. Динамика концентраций трития в воде верховья Белоярского водохранилища

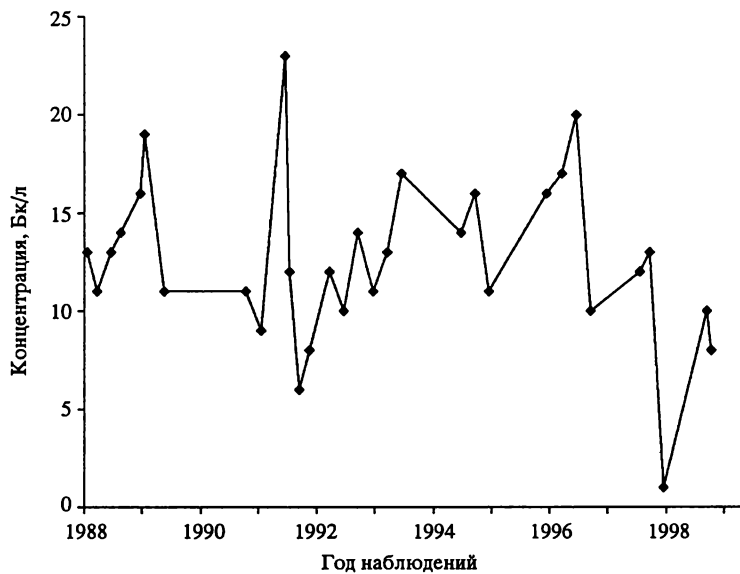


Рис. 4. Динамика концентраций трития в воде глубоинной скважины

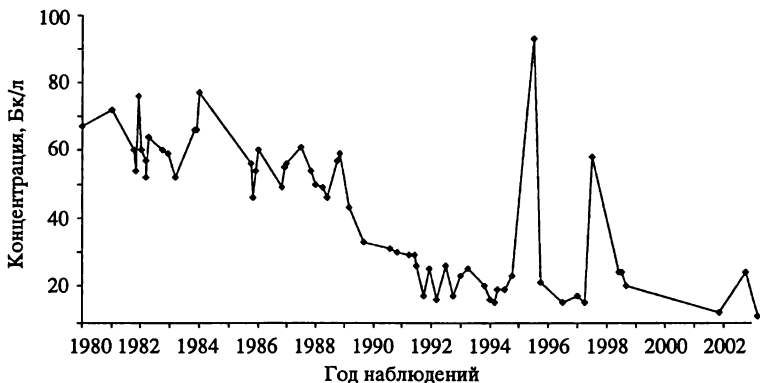


Рис. 5. Динамика концентраций трития в воде Белоярского водохранилища в районе плотины

де скважины за период исследования (1988–1999 гг.) изменялось, однако в более узких пределах концентраций (1–24 Бк/л). Средняя концентрация радионуклида составляла примерно 12 Бк/л. Заметим, что пик ее повышения в воде Белоярского водохранилища (февраль 1996 г.) проявился и в воде глубинной скважины, правда, с некоторым запозданием (апрель 1996 г.). Не исключено, что глубинные и поверхностные воды вокруг достаточно крупного Белоярского водохранилища каким-то образом взаимодействуют между собой, о чем косвенно свидетельствует появление тритиевой метки в обоих объектах исследования. Корреляционный анализ данных о содержании трития в воде верховья Белоярского водохранилища и глубинной скважины выявил наличие положительной корреляционной связи между ними (коэффициент корреляции 0,77), что подтверждает высказанное предположение.

Район плотины. На рис. 5 показана динамика концентраций трития в районе плотины (ПТН-2), где вода из Белоярского водохранилища стекает в р. Пышму. В целом, если исключить пиковые выбросы радионуклида в 1996 и 1998 гг., можно проследить тенденцию снижения концентраций радионуклида во времени. Повышенная концентрация трития в воде отмечалась в период совместной работы первого и второго блоков АЭС (60–75 Бк/л) и в последующие годы после снятия с эксплуатации первого энергоблока. После остановки второго блока снижение содержания трития в воде стало более заметно, однако на этом фоне регист-

рировались пиковые выбросы (февраль 1996 г. 93 Бк/л, февраль 1998 г. 60 Бк/л), связанные, возможно, с технологическими особенностями работы станции. Средний показатель концентрации трития в период с 1980 по 1989 гг. при совместной работе блоков (58 Бк/л) был достоверно выше, чем в последующее время, когда работал только третий энергоблок (22 Бк/л).

Сравнение данных, характеризующих содержание трития в верховье и районе плотины водоема, позволяет выявить вклад атомной станции в загрязнение водной среды. С 1980 по 1989 гг. средняя концентрация трития в воде в районе плотины была достоверно выше (при уровне значимости $< 0,01$), чем в верховье (58 и 34 Бк/л соответственно). После вывода из эксплуатации второго энергоблока на фоне общего снижения содержания изотопа в воде обоих обследованных регионов достоверные различия между ними сохранились.

Район Биофизической станции. Интересны данные, характеризующие динамику содержания трития в районе, примыкающем к Биофизической станции Института экологии растений и животных УрО РАН (ПТН-4). Здесь в водоем поступают воды из нагорной канавы, дренирующей территорию вокруг АЭС. Хотя сама канава маловодна, она несет повышенные количества трития. Обращают на себя внимание резкие перепады концентраций радионуклида в воде залива (рис. 6). Так, в январе 1988 г., октябре 1989 г., декабре и феврале 1998 г. и феврале 1999 г. зарегистрированы пиковые выбросы, приведшие к повышению содержаний трития в воде до 140–1000 Бк/л. Если не принимать

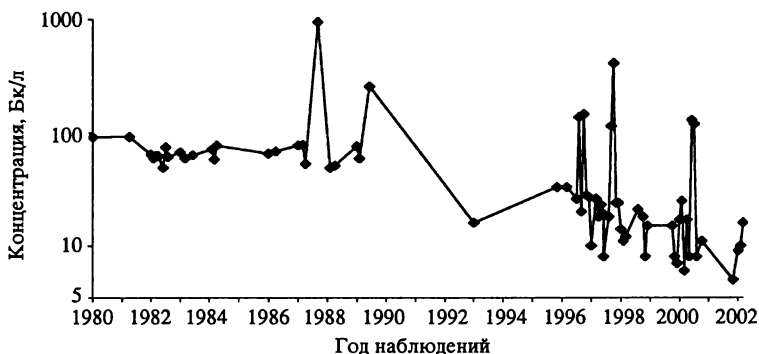


Рис. 6. Динамика концентраций трития в воде Белоярского водохранилища в районе Биофизической станции

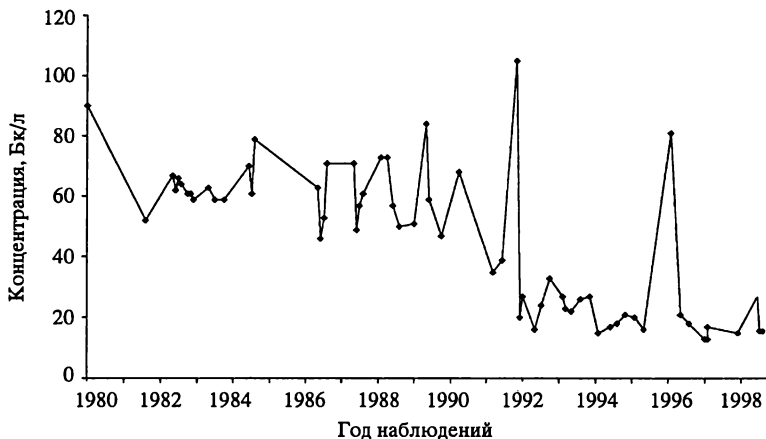


Рис. 7. Динамика концентраций трития в воде Теплового залива Белоярского водохранилища

во внимание пиковые выбросы радионуклида, которые можно рассматривать как следствие протечек труб и другого оборудования, то в целом можно отметить повышенные концентрации трития в воде в период работы первого и второго энергоблоков АЭС в 1980–1981 гг. по сравнению с последующим периодом. В 1981–1982 гг. она составляла в среднем 90–95 Бк/л, а в 1983–1989 гг. – 66 Бк/л. После вывода из эксплуатации второго энергоблока содержание трития в воде достоверно снизилось и составило примерно 17 Бк/л.

Район Теплового залива. Этот район (ПТН-3) весьма важен в плане радиоэкологического мониторинга в связи с тем, что здесь функционирует рыбное хозяйство по выращиванию садкового карпа. В Теплый залив сбрасывается подогретая вода, прошедшая через системы охлаждения АЭС. В свою очередь в эти системы через заборный канал засасывается вода из расположенной выше части водоема, от которого залив изолирован дамбой, так что вода непосредственно из водоема в него не поступает.

Концентрация трития в воде Теплового залива в разное время исследований варьировала от 13 до 105 Бк/л (рис. 7). Период совместной работы энергоблоков (1980–1989 гг.) характеризовался повышенным содержанием трития в воде (в среднем 65 Бк/л) по сравнению с последующим периодом, когда работал только третий блок. В это время количество трития в воде зоны подогрева

снизилось в среднем в три раза (до 22 Бк/л). В ноябре 1991 г. и феврале 1996 г. зарегистрированы пиковые концентрации радионуклида в воде Теплового залива, что, по-видимому, обусловлено поступлением изотопа в системы охлаждения через водозаборный канал из расположенной выше части водоема. В целом результаты мониторинга показали, что в воде наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища, где размещались ПТН-2, ПТН-3 и ПТН-4, содержание исследуемого радионуклида в воде было достоверно выше, чем в верховье водоема (ПТН-1), расположенном примерно в 15 км вверх по течению ($p < 0,001$). Это связано с дополнительным поступлением трития в водоем в результате работы АЭС. Концентрация радионуклида в воде Белоярского водохранилища не превышала допустимых уровней для питьевой воды, однако практически во всех случаях была больше условно принятого нами уровня техногенного фона (5 Бк/л).

Распределение трития по акватории Белоярского водохранилища. Одновременный отбор проб в различных местах 10-километровой наблюдаемой зоны по центру водоема в период совместной работы второго и третьего энергоблоков показал, что, несмотря на неравномерное поступление трития от АЭС в прилегающие к атомной станции заливы, в самом Белоярском водохранилище радионуклид достаточно быстро перемешивается с основной массой воды, поэтому в конечном счете в наблюдаемой зоне АЭС распределяется более или менее равномерно (табл. 3). Примерно двукратное снижение концентрации радионуклида в верховье связано с затруднением водообмена между удаленной частью водоема и остальной его акваторией.

Сравнение Белоярского и Рефтинского водохранилищ. Интересно проследить изменение концентрации трития в воде Белоярского водохранилища по сравнению с другими водоемами

Таблица 3

Концентрация трития в различных точках по центру Белоярского водохранилища

Район наблюдений	Концентрация, Бк/л	Район наблюдений	Концентрация, Бк/л
Биофизическая станция	60±2	Щучий залив	60±2
р. Черная	64±5	Верховье	33±3
Плотина	60±2		

Таблица 4

**Сравнительная концентрация трития в воде Белоярского
и Рефтинского водохранилищ, Бк/л**

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

Примечание. В скобках — количество проанализированных проб.

на Среднем Урале. Для этого выбрали Рефтинское водохранилище, расположенное в 45 км на северо-восток от Белоярского, которое аналогично ему по морфометрическим показателям и используется в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭЦ. В период наблюдений концентрация трития в воде верховья Белоярского водохранилища оказалась заметно больше, чем в Рефтинском водоеме (табл. 4). Эти данные, а также приведенные выше результаты мониторинга трития свидетельствуют о том, что верховье Белоярского водохранилища, несмотря на его удаленность, испытывает на себе влияние АЭС. Таким образом, использование верховья в качестве контрольной зоны при мониторинге трития в этом водохранилище не совсем правомерно. В данном случае верховье водоема-охладителя целесообразно рассматривать лишь как район сравнения, учитывая, что и он подвержен влиянию АЭС, но в меньшей степени, чем нижняя и средняя части водоема.

Поглощение трития грунтами Белоярского водохранилища. В данном разделе приводятся результаты лабораторных опытов по изучению вертикальной миграции трития в грунтах Белоярского водохранилища. Изучали передвижение трития в донных отложениях в зависимости от типа грунта, наличия или отсутствия в нем органического вещества, температуры водной среды (Чеботина и др., 1988). В экспериментах использовали наиболее широко распространенные в водохранилище нативные грунты (песчаный, затопленную почву, илистый сапропель).

На рис. 8 показано снижение концентрации трития в свободной воде при поглощении радионуклида грунтом. Равновесие

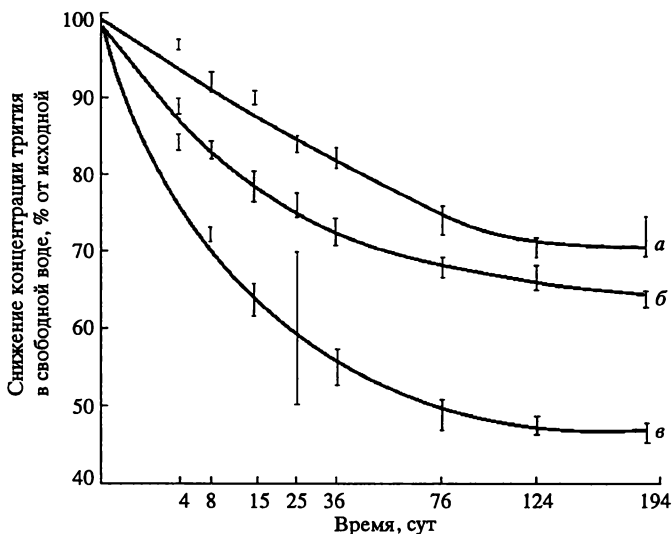


Рис. 8. Переход трития из воды в грунт.

Тип грунта: *а* — песчаный, *б* — затопленная почва, *в* — илистый сапропель

между водой и слоем грунта мощностью 10 см устанавливается примерно в течение шести-семи месяцев. За это время концентрация радионуклида в воде снизилась примерно на 50, 35 и 30 % в вариантах с илистым сапропелем, затопленной почвой и песчаным грунтом соответственно. Таким образом, от 50 до 70 % трития из водной среды перешло в связанную форму грунта. Исходя из этих результатов можно заключить, что скорость перемещения трития из воды в илистый сапропель больше, чем в другие типы грунта. Это объясняется большей степенью обводненности илистого сапропеля по сравнению с затопленной почвой и песчаным грунтом (содержание влаги в них составляет 68, 23 и 4 % соответственно).

Чтобы оценить роль органического вещества в процессах вертикальной миграции трития проводили опыты с илистым сапропелем, в котором органическое вещество удаляли путем прокаливании в муфельной печи при температуре 450° С. За четыре месяца эксперимента нативный грунт поглотил из водной среды 50 % радионуклида, который перешел из свободной воды в связанную форму (рис. 9). Тот же илистый грунт, лишенный органического вещества, при условии одинаковой

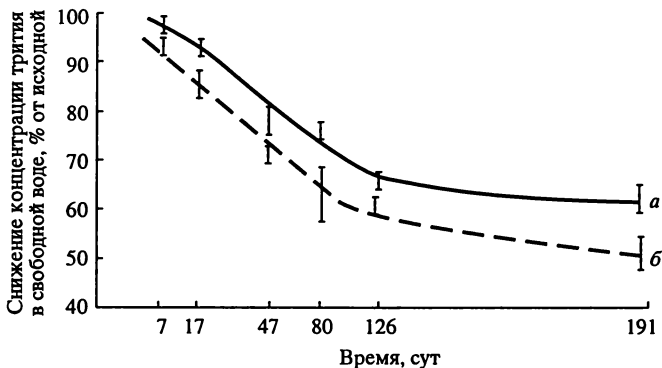


Рис. 9. Переход трития из воды в нативный (а) и прокаленный (б) грунт

мощности слоя под водой, удерживал в себе немного меньше 40 % радионуклида. Эти различия можно объяснить связыванием некоторого количества трития органическим веществом нативного грунта. Вместе с тем более медленное проникновение трития в прокаленный грунт обусловлено снижением степени его обводненности и повышенной плотностью по сравнению с нативным грунтом. Коэффициент накопления трития в ильном грунте составил 0,40, а в прокаленном грунте — 0,37.

На рис. 10 и 11 представлены экспериментальные данные и теоретические кривые, характеризующие переход трития из наружного раствора в грунт и из грунта в водную среду от температуры (данные приведены для илистого сапропеля, однако, аналогичные результаты получены для затопленной почвы и песчаного грунта). Процесс выравнивания концентраций радионуклида в системе вода–грунт состоит из двух стадий. На первой стадии продолжительностью до 80 сут наблюдается в основном диффузия трития в воде, скорость которой зависит от температуры. На второй стадии (после 150 сут) тритий поглощается грунтом, и этот процесс практически не зависит от температуры. Весь процесс можно представить в виде суммы решений двух уравнений: уравнения второго закона Фика (диффузия трития в воде)

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

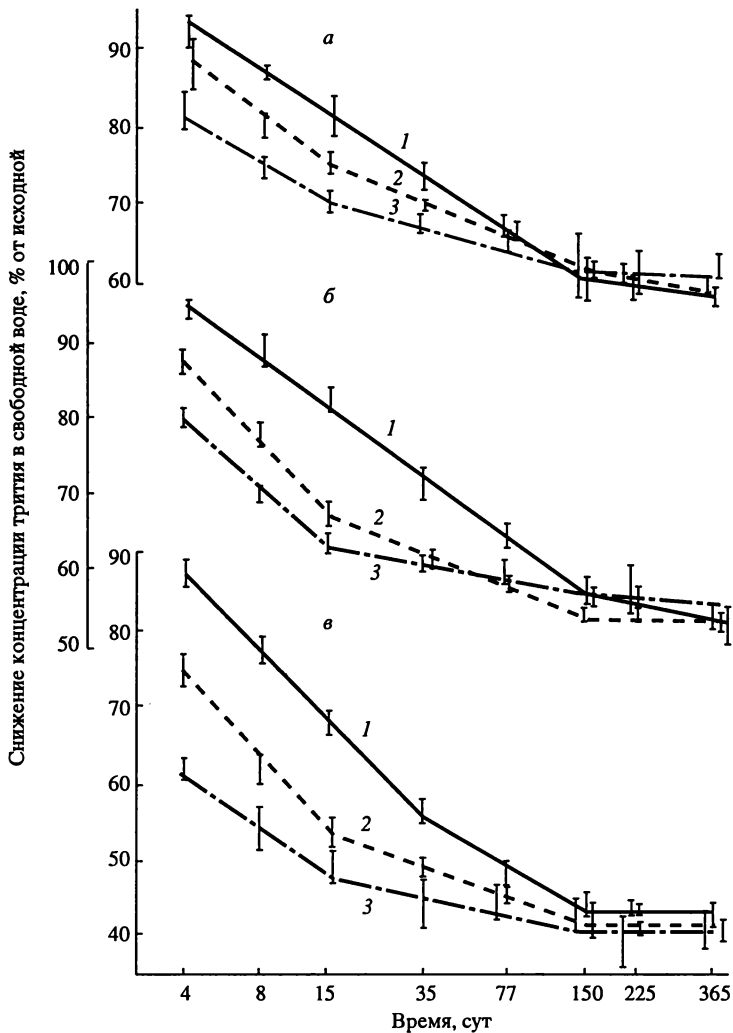
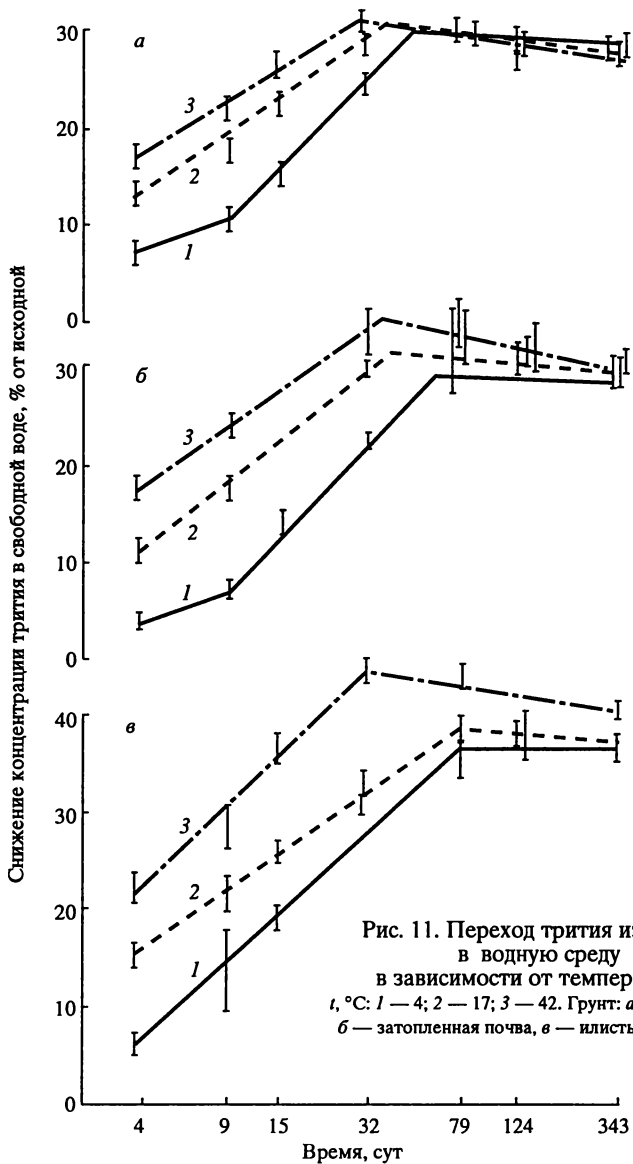


Рис. 10. Переход флота из воды в грунт в зависимости от температуры. t , °C: 1 — 4; 2 — 17; 3 — 42. Грунт: а — песчаный, б — затопленная почва, в — илистый сапропель



и кинетического уравнения реакции первого порядка (поглощения трития грунтом)

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

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

Зависимости коэффициентов диффузии трития в грунтах от температуры приведены в табл. 5. Для всех типов грунта их значения возрастают с повышением температуры. Как оказалось, они не зависят от направления диффузии. Для илистого сапропеля значения коэффициентов диффузии больше, чем для затопленной почвы и песчаного грунта. Поскольку сопротивление диффузии падает с уменьшением плотности грунта, более высокая скорость диффузии в илистом сапропеле, как уже указывалось, связана с повышенной степенью обводненности этого грунта по сравнению с остальными.

С увеличением времени контакта илистого грунта с тритиевой водой относительная концентрация радионуклида во всех категориях влаги возрастает (рис. 12). К концу опыта содержание

Таблица 5

Зависимость коэффициентов диффузии трития (D) от температуры

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

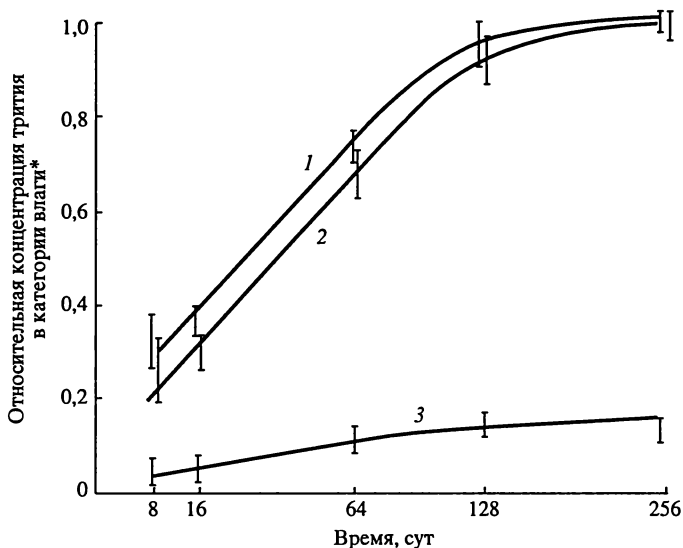


Рис. 12. Изменение относительного распределения трития по различным категориям влаги илстого сапропеля в зависимости от времени.

Влага: 1 — капиллярная, 2 — адсорбционная, 3 — кристаллизационная.

*За единицу принята концентрация трития в столбе воды в момент отбора проб

его в капиллярной и адсорбированной формах влаги выравнивается с его концентрацией в свободной воде. Последнее свидетельствует о том, что распределение трития в указанных формах влаги к этому моменту приближается к состоянию равновесия. Относительная концентрация радионуклида в кристаллизационной влаге значительно меньше, чем в капиллярной и адсорбционной, что можно объяснить процессами изотопного разбавления и дискриминации трития относительно протия при включении его в прочносвязанные формы влаги (Ленский, 1981; Рачинский, Ленский, 1966). Интересно, что в течение 3-летнего периода наблюдений относительное распределение тритиевой воды по различным категориям влаги практически не изменилось.

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

3.2. ПУТИ ВОДНОЙ МИГРАЦИИ ТРИТИЯ ОТ АЭС В ВОДОЕМ

Для определения путей, по которым тритий поступает в водоем-охладитель, детально обследованы каналы, соединяющие АЭС с водохранилищем.

Промливневый канал. Динамика изменения концентраций трития в воде ПЛК, куда поступают стоки с территории станции и соседнего предприятия СФНИКИЭТ, показана на рис. 13. Пробы отбирали из общего канала, соединяющего стоки обоих предприятий, однако иногда их анализировали отдельно. Данные указывают на резкие колебания концентрации радионуклида в воде ПЛК. Высокий показатель зарегистрирован в общем канале в июле 1987 г. (1516 Бк/л). В мае 1995 г. в канале СФНИКИЭТ концентрация трития в воде составила 3020 Бк/л, что свидетельствует о дополнительном загрязнении тритием окружающей среды данного региона этим предприятием. После остановки второго энергоблока среднее содержание трития в воде ПЛК заметно снизилось, однако диапазон колебаний предельных значений при этом даже увеличился.

Нагорная канава. Нагорная канава, как отмечалось выше, дренирует территорию вокруг АЭС. Ответвление канавы идет вдоль водоочистных сооружений мимо котельной, затем впадает в водоем в районе Биофизической станции. Мониторинг трития в нагорной канаве проводили с 1989 по 2001 гг. в пяти точках на-

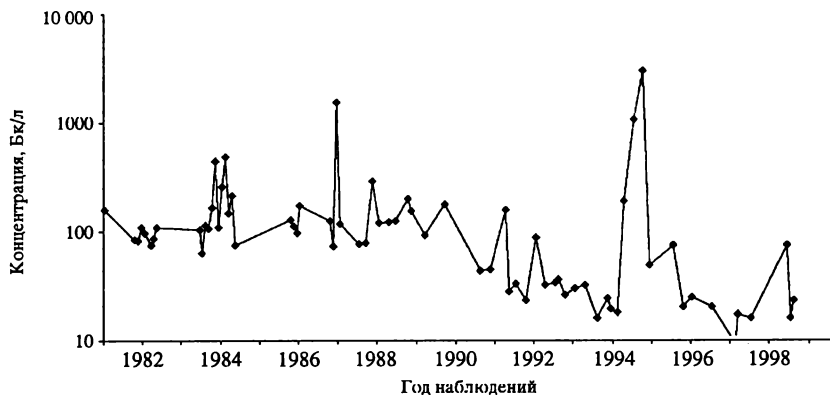


Рис. 13. Динамика концентрации трития в воде промливневого канала

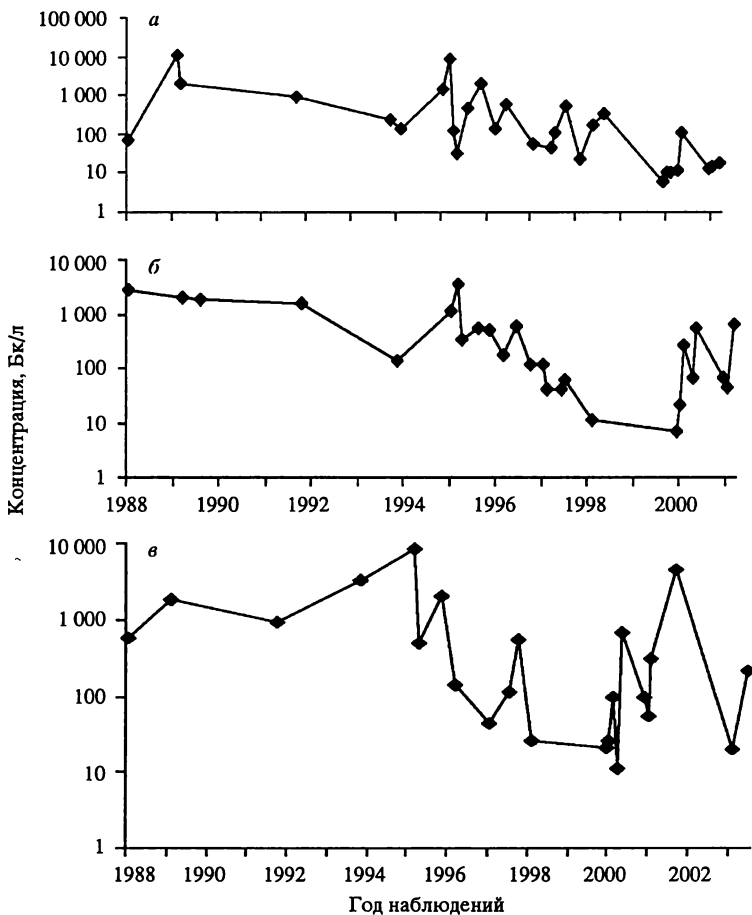


Рис. 14. Динамика концентраций трития в воде нагорной канавы.
 а — район водоочистных сооружений; б — район котельной; в — устье канавы

блюдений (ниже очистных сооружений и выше них, в районе котельной, пересечения дорог и в устье канавы). Отбор проб воды производили произвольно и не привязывали его к технологическим мероприятиям АЭС. В трех из указанных точек наблюдений (рис. 14) концентрация радионуклида в воде за период исследований варьировала в широких пределах – от уровня техногенного фона до десятка тысяч беккерелей на литр.

**Средние концентрации трития в воде нагорной канавы
в различные периоды наблюдений, Бк/л**

Место отбора проб	1988 — сентябрь 1989 г.	Сентябрь 1989—1995 г.	1996—1998 гг.	2000—2001 гг.
Ниже водоочистных сооружений	4150	1672	409	24
Выше водоочистных сооружений	5420	1493	Не опр.	22
Район котельной	2420	1398	197	218
Около пересечения дорог	1620	2972	Не опр.	282
Устье канавы	1220	2615	218	162
<i>Среднее</i>	2970	2030	275	142

В процессе проведения исследований выделены четыре этапа наблюдений. Первый включал период с 1988 по сентябрь 1989 г., когда работали второй и третий энергоблоки. В сентябре 1989 г. второй энергоблок был выведен из эксплуатации и в последующие годы работал только третий энергоблок. Второй этап включал период с сентября 1989 по 1995 г., третий – 1996–1998 гг., четвертый – 2000–2001 гг. (табл. 6).

Видно, что в среднем концентрация радионуклида в воде постепенно снижается. Наиболее высокие показатели отмечены в период совместной работы второго и третьего энергоблоков. В 1996–1998 и 2000–2001 гг. содержание трития в воде нагорной канавы снизилось примерно в 10 раз, что связано, с одной стороны, с остановкой второго энергоблока, а с другой – с технологическими мероприятиями, проводимыми АЭС в целях снижения поступления трития в водные экосистемы. Несмотря на эти мероприятия, в настоящее время не исключены случаи повышенного поступления радионуклида в водоем через нагорную канаву. Об этом свидетельствуют результаты измерений концентраций трития в нижней части нагорной канавы в 2002 г.: 26.06.2002 – 20 Бк/л; 1.10.2002 – 1500 Бк/л. Очевидно, проводимые АЭС мероприятия недостаточны для предотвращения поступления радионуклида в водоем-охладитель.

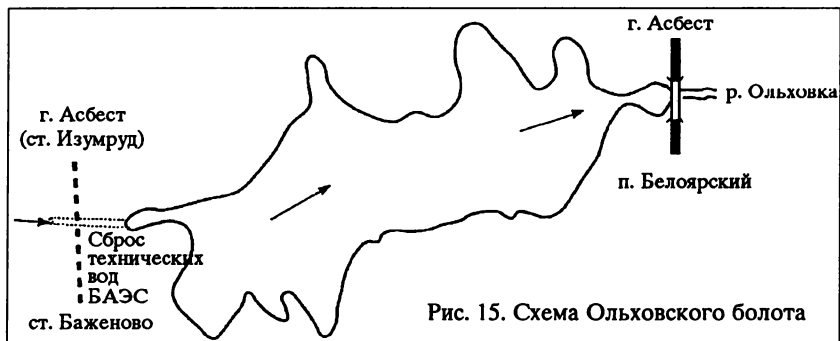
Таким образом, исследования показали, что промливневый канал и нагорная канава являются поставщиками техногенного трития в Белоярское водохранилище.

3.3. ОЛЬХОВСКОЕ БОЛОТО И р. ОЛЬХОВКА

Другой водной экосистемой, испытывающей на себе влияние АЭС, является Ольховское болото и р. Ольховка.

Характеристика района исследований. Ольховское болото находится примерно в 5 км к юго-востоку от Белоярской АЭС. В течение всего времени работы станции можно выделить два периода ее функционирования. Первый период продолжался с момента пуска первого энергоблока примерно до 1998 г.; в это время в болото через сбросной канал производился контролируемый сброс дебалансных вод и хозфекальных стоков Белоярской АЭС (рис. 15). Общая площадь болота составляла около 0,5 км² (протяженность 2,5–3 км, ширина 100–150 м). Сбросная вода на территории болота формировала несколько небольших русел, по которым она стекала в р. Ольховку, впадающую в р. Пышму. Протяженность р. Ольховки около 3,5 км, ее сток в р. Пышму составлял примерно $(3-8)10^6$ м³/год, что несколько превышало объем сбросных вод АЭС (Кононович и др., 1988). Высота стояния воды в указанный период составляла 0,5 м, причем нижние 0,2 м водной толщи представляли собой суспензию, включающую перегнившие остатки растений и канализационные взвеси. Под суспензией располагались торфяные, илистые и сапропелевые отложения мощностью 1–1,5 м. Они сформировались на изначально затопленной почве, что свидетельствовало о преобладании процессов антропогенного заболачивания в это время.

Второй период наступил после реконструкции сбросов в 1998 г. В результате проведенных мероприятий дебалансные



воды через специальный трубопровод были выведены в нижнюю часть болота. Предполагалось, что это предотвратит вымывание в речную сеть радионуклидов из верхней и средней частей болота. Несмотря на то, что хозфекальные стоки, как и прежде, выводятся в верхнюю часть болота, содержание воды в нем резко сократилось. В настоящее время вода протекает по болоту через одно русло, которое переходит в р. Ольховку.

В растительном покрове болота преобладают осоково-рогозовые и осоково-березовые ассоциации. Наиболее распространенные виды растений – осоки пузырчатая, носатая, дернистая, тростник обыкновенный, сабельник болотный, вейник Лангсдорфа, рогоз широколистный, лабазник вязолистный, кипрей болотный, звездчатка болотная, вахта трехлистная, паслен сладкогорький, калужница болотная и др. Среди мохового покрова – сфагнум щетинистый, в микропонижениях – аулакониум болотный и другие виды растений. К окраинам болота приурочен березняк осоковый с высотой древостоя 10–12 м. На прилегающих к болоту территориях располагаются периодически затопляемые луга, а также березово-разнотравные и сосново-разнотравные леса, под которыми сформированы бурые лесные и бурые оторфованные, иногда оглеенные почвы.

Использование Ольховской болотно-речной экосистемы в качестве природного фильтра на пути слаборадиоактивных стоков Белоярской АЭС предполагало необходимость всестороннего исследования ее в целях прогнозирования поведения поступивших радионуклидов, в том числе трития, что в конечном счете необходимо для обеспечения защиты окружающей среды и населения близлежащих регионов от радиационных воздействий. Радиоэкологическая характеристика функционирования болота в первом периоде достаточно подробно освещена в литературе (Молчанова и др., 1982, 1985; Нифонтова и др., 1986; Изучение влияния..., 1988; Маковский и др., 1991; Кононович и др., 1991). Результаты исследований показали, что содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде болотной системы в 1980–1988 гг. варьировало в среднем от 0,12 до 0,24 и от 3,4 до 11,9 Бк/л соответственно. Эти показатели не изменялись на всем протяжении болотно-речной экосистемы и незначительно варьировали по годам. Такие обстоятельства свидетельствуют о том, что к концу указанного периода слаборадиоактивные стоки практически не очищались от радиоактивных примесей. Концентрация радионуклидов в растениях на залитых участках Ольховского болота была на один-два

**Концентрация трития в воде болотно-речной экосистемы
в период 1981—1982 гг., Бк/л**

Время отбора проб	Сбросной канал	Ольховское болото		Р. Ольховка	
		Начало	Средняя часть	Исток	Устье
13.08.81	1220	17 170	7550	7400	6480
20.08.81	960	2070	5370	8210	7180
26.08.81	44	2290	6440	4960	4510
03.09.81	170	370	3700	2660	Не опр.
14.09.81	5810	19 830	2740	2740	2220
20.04.82	19 720	Не опр.	8330	Не опр.	Не опр.
25.05.82	53 130	5550	7030	6920	6070
28.06.82	2480	520	2370	1670	1670
27.07.82	520	440	2150	2220	1960
30.08.82	29 710	8580	2920	3030	2290
1982	10 800	12 510	4960	3550	4070
3.11.82	10 800	11 430	Не опр.	3520	Не опр.
<i>Среднее</i>	11 280±4910	7240±1520	4520±580	4600±610	4050±660

порядка выше, чем в контрольном регионе, достаточно удаленном от болота. По суммарному количеству радионуклидов в грунтах они классифицировались как радиоактивные отходы (Правила работы..., 1984).

Мониторинг трития в Ольховском болоте и р. Ольховке. Мониторинг трития в воде Ольховского болота проводится с 1981 г. В табл. 7 представлены данные содержания трития в воде различных звеньев Ольховской болотно-речной экосистемы в 1981–1982 гг., когда функционировали второй и третий блоки АЭС. На всем протяжении обследованной водной системы концентрация трития в воде болота на несколько порядков величин была выше уровня техногенного фона, что указывает на АЭС как источник поступления радионуклида в водную среду. Концентрация изотопа в воде сбросного канала, Ольховского болота и вытекающей из него р. Ольховки варьировала в широких пределах в зависимости от времени отбора проб, что свидетельствует о периодичности выбросов трития с жидкими стоками АЭС в указанный период. Между верхним и нижним участками болота содержание трития снижается примерно в 2 раза (см. табл. 7). Хотя эти различия статистически недостоверны из-за большого разброса дан-

**Концентрация трития в воде Ольховского болота
в различные годы наблюдений**

Год наблюдений	Число повторностей	Концентрация, Бк/л	Год наблюдений	Число повторностей	Концентрация, Бк/л
1980	2	340±120	1985	5	3220±2000
1981	10	6450±1820	1986	12	2710±270
1982	11	6150±1200	1988	6	2710±270
1983	6	1010±230	1989	8	3390±1958
1984	4	480±70	1990	46	1030±156

ных, снижение концентрации радионуклида в нижней части Ольховского болота указывает на то, что при прохождении через него сбросные воды разбавляются подземными источниками (Кононович и др., 1988). Это предположение подтвердилось геофизическими исследованиями, которые показали, что болото располагается в тектонически нарушенной зоне, где имеется подпор глубинных вод из тектонического разлома (Радиоактивные беды Урала, 2000). Разбавление сбросной воды происходит в основном на участке, расположенном в верхней части болота.

В табл. 8 приведены усредненные данные содержания трития в воде Ольховского болота с 1980 по 1990 г. Несмотря на заметную вариабельность результатов, отметим, что в период работы второго и третьего энергоблоков концентрация трития в воде болота была в среднем в 3 раза больше (3380 ± 480 Бк/л при $n = 62$), чем после остановки второго блока, когда функционировал только третий (1034 ± 156 Бк/л при $n = 46$). Различие достоверно при $p < 0,001$.

Среднегодовое поступление радионуклида в Ольховское болото от АЭС с 1980 по 1989 г. составило $(300-400)10^{10}$ Бк/год, а в 1990 г. – $(110-130)10^{10}$ Бк/год (Поступление трития..., 1994).

Для оценки поступления трития из Ольховского болота в расположенную ниже по течению речную систему выбрали постоянную точку наблюдений в месте пересечения р. Ольховки с Асбестовским трактом (рис. 16). Концентрация радионуклида в воде в течение периода наблюдений варьировала в пределах нескольких порядков величин (от 10 до 100 000 Бк/л). На фоне общей вариабельности данных здесь прослеживается отчетливое снижение концентрации после вывода из эксплуатации второго энергоблока. Так, с 1980 г. до конца 1989 г. она составляла в среднем 2600 ± 260 Бк/л ($n = 33$), а в последующие годы снизилась

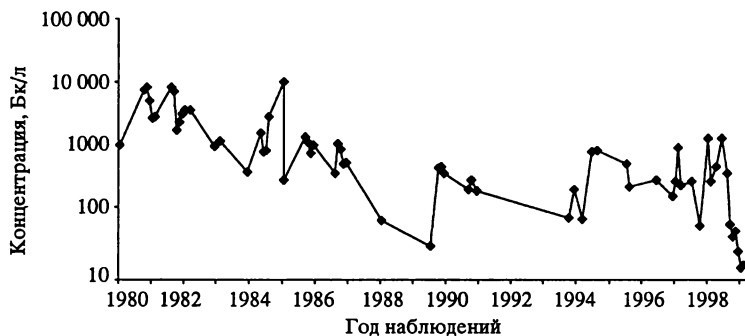


Рис. 16. Динамика концентраций трития на выходе из Ольховского болота

примерно в 10 раз (250 ± 50 Бк/л при $n = 8$). Статистическая обработка результатов показала, что эти различия высоко достоверны при уровне значимости $p < 0,01$. После реконструкции сбросов наблюдали дальнейшее снижение концентрации трития в воде в Ольховской болотно-речной экосистеме (табл. 9).

Определение скорости прохождения жидких сбросов Белоярской АЭС через Ольховское болото с применением тритиевой метки. Для оценки функционирования Ольховского болота как природного фильтра на пути слаборадиоактивных стоков АЭС было необходимо определить скорость прохождения воды через него. Простое решение этой задачи методом измерения скорости и направления движения воды в пределах болота практически невозможно, в связи с чем решили использовать тритиевую метку. При этом принята во внимание способность трития слабо поглощаться растениями и грунтами и мигрировать преимущественно

Таблица 9

Концентрация трития в воде болотно-речной экосистемы после реконструкции сбросов, Бк/л

Время отбора проб в 2000 г.	Стоки в Ольховское болото		Стоки в р. Ольховку около Асбестовского тракта
	Верхняя часть болота	Нижняя часть болота	
Апрель	$8 \pm 0,7$	$49 \pm 0,5$	$6 \pm 0,4$
Май	$14 \pm 0,7$	$83 \pm 0,4$	$78 \pm 0,4$
Июнь	$841 \pm 0,4$	$10 \pm 0,3$	$181 \pm 0,3$
Август	2120 ± 298	116 ± 28	1027 ± 108

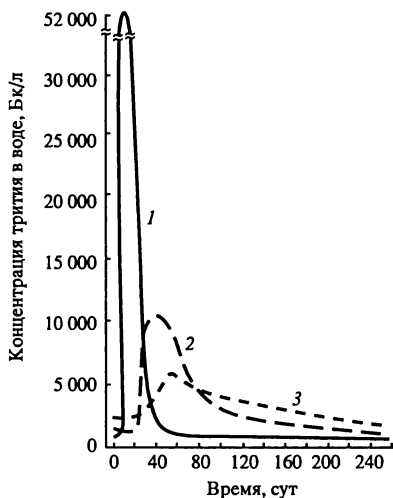
Рис. 17. Изменение концентрации трития в воде Ольховского болота при прохождении через него дебалансных вод АЭС.

1 — начало болота, 2 — средняя часть болота,
3 — нижняя часть болота

с водным потоком (Ферронский и др., 1975). План эксперимента состоял в том, чтобы после предварительной промывки Ольховского болота от трития сбросить в него воду из технологической емкости, содержащей небольшие количества трития, и зафиксировать время прохождения его фронта через начало, середину и конец болота. Работа проводилась отделом континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН совместно с Белоярской АЭС и НИИ АЭС (Радиоэкологическая оценка..., 1990; Луппов и др., 1992; О динамике..., 1993).

Эксперимент проводили в сентябре 1989 г. Воду на содержание трития отбирали 1–3 раза в сутки в накопительных емкостях АЭС, начале, середине и конце Ольховского болота, а также в р. Ольховке у Асбестовского тракта. Сбросу трития из накопительной емкости предшествовала стадия промывки в целях освобождения болота от тех количеств трития, которые поступили в него в результате сбросов. Согласно предварительным оценкам, длительная промывка болота водами хозяйственной канализации г. Заречного, не содержащими тритий, обеспечивает его концентрационный фон 740 Бк/л. Приведенная величина находится на грани чувствительности метода, применяемого без обогащения, который использовался в данном эксперименте. Промывка Ольховского болота водами хозяйственной канализации в течение 10 дней обеспечивала указанный концентрационный фон лишь в начале болота. В средней и нижней частях болота остаточная радиоактивность составляла примерно 1200–2200 Бк/л.

Сброс слаборадиоактивных вод, содержащих тритиевую метку (525 м^3 воды с общим содержанием трития 361,6 ГБк), из накопительной емкости в Ольховское болото производили 11–12 сентября 1989 г. (рис. 17).



Хорошо видно постепенное смещение тритиевой метки вниз по течению воды в болоте. Одновременно увеличивается длительность периода прохождения метки, что объясняется перемешиванием водной массы. Появление тритиевой метки в начале болота зафиксировано через 4 ч, в середине и конце его – через 19 и 21 ч соответственно после начала сброса. Время прохождения максимума трития составило 14, 41 и 53 ч от начала эксперимента в начале, середине и конце болота соответственно. Полное прохождение фронта трития в начале болота отмечалось через 53 ч, в середине и конце болота – через восемь-девять сут после начала сброса. Среднее время пребывания тритиевой метки в конкретном участке болота (t_{cp}) определяли по формуле

$$t_{cp} = \frac{\int_0^{\infty} t C_t dt}{\int_0^{\infty} C_t dt},$$

где C_t – концентрация трития в наблюдаемой точке, t – время наблюдений (Закгейм, 1982). Интегрирование проводили по данным рис. 15 методом трапеций. Оказалось, что среднее время пребывания тритиевой метки увеличивается от начала к концу болота и равно 16, 65 и 83 ч соответственно. Последнее можно объяснить, с одной стороны, изменением геометрических параметров потока от начала к концу болота, а с другой – диффузией трития к периферии болота и взаимодействием его с грунтом и растениями. Обратный процесс вымывания тритиевой метки идет, как правило, медленно, поэтому для количественного учета этой доли трития требуется длительное время.

Экспериментальные данные позволили рассчитать среднюю линейную скорость прохождения дебалансных вод через Ольховское болото. В процессе расчетов в качестве реального пути, проходящего частицами воды, принято расстояние между наблюдаемыми точками. Среднюю линейную скорость перемещения дебалансных вод на заданном участке от очистных сооружений до наблюдаемой точки (ω) выражали как отношение расстояния от очистных сооружений до наблюдаемой точки (l) к промежутку времени, за которое меченая вода проходит этот путь.

**Средние линейные скорости прохождения жидких сбросов АЭС
через Ольховское болото**

Параметр и его размерность	Участок от очистных сооружений Белоярской АЭС до		
	начала болота	середины болота	конца болота
Расстояние от очистных сооружений промплощадки до данной точки (l), м	6580	7640	8540
Средняя линейная скорость прохождения самых быстрых частиц тритиевой воды (ω_0), м/ч	1600 ± 400	400 ± 20	410 ± 20
Средняя линейная скорость прохождения основной массы воды (ω_{cp}), м/ч	399 ± 12	112 ± 1	103 ± 1

Примечание. Расчеты выполнены В. Г. Лисовских.

Таким образом получили следующие линейные скорости: для самых быстрых частиц меченой воды $\omega_0 = l/t_0$, для основной массы воды $\omega_{cp} = l/t$.

Средняя линейная скорость прохождения самых быстрых частиц и основной массы воды на участке от очистных сооружений промплощадки до начала болота примерно в 3–4 раза выше, чем на остальных его участках (табл. 10). Это можно объяснить изменением геометрии потока при прохождении сбросных вод до р. Ольховки. В частности, на участке от водоочистных сооружений промплощадки до входа в сбросный канал сечение потока изменяется примерно от 0,02 до 0,2 м², а в канале оно колебалось в пределах 2–3 м². Далее сечение увеличивалось в несколько десятков раз, что вызывало резкое уменьшение средней линейной скорости течения воды. В нижней части болота поток разбивался на несколько отдельных струй, сливающихся в конце в единое русло сечением около 1 м².

Распределение трития в грунте Ольховского болота. Как упоминалось выше, основным депо нахождения трития в природе является вода, поэтому при поглощении этого радионуклида живыми организмами и грунтами он преимущественно включается в водную фазу и лишь небольшая его часть входит в структурные элементы тканей и органическое вещество грунта (Ленский, 1981; Романов, 1983; Чеботина, 1983).

Изучение распределения трития по категориям влаги в торфяной залежи Ольховского болота показало, что относительная

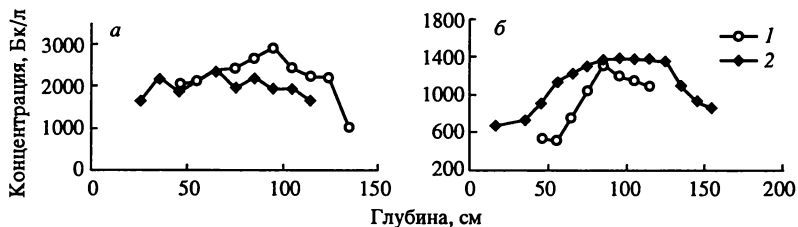


Рис. 18. Распределение трития по глубине профиля Ольховского болота.
a — 1983 г., *б* — 1984 г.

1 — профиль на транзитном потоке; *2* — профиль на расстоянии 10 м от транзитного потока

концентрация радионуклида по сравнению со свободной водой грунта в капиллярной форме влаги составила $0,99 \pm 0,12$, в адсорбционной — $0,96 \pm 0,03$, в кристаллизационной — $0,71 \pm 0,006$. Однако поскольку кристаллизационная влага составляет незначительную долю от общей влажности грунта (не более 2 % от суммы капиллярной, адсорбционной и кристаллизационной форм влаги), можно считать, что она не играет существенной роли в общем круговороте трития во влажных грунтах (Чеботина и др., 1988).

В 1983 и 1984 гг. изучено распределение трития в связанных формах влаги по глубине торфяной залежи Ольховского болота. Грунт отбирали торфобуром в центральной части болота. Один вертикальный профиль располагался на транзитном потоке, другой — на расстоянии примерно 10 м от него. На рис. 18 показано изменение содержания трития в связанной воде грунта в зависимости от глубины торфяной залежи Ольховского болота в 1983 г. (концентрация трития в капиллярной и адсорбционной формах влаги усреднена). Результаты обработаны методом скользящей средней. Концентрация радионуклида в воде грунта составляла около 1000–3000 Бк/л. Некоторое ее понижение в верхних слоях торфяной залежи можно объяснить снижением его содержания в сбросной воде в период отбора проб. Уменьшение концентрации трития в нижних слоях профиля связано с его замедленной диффузией в более глубокие слои торфа и частичным разбавлением водой, содержащейся в грунте. Следует заметить, что профиль, заложенный на транзитном потоке, характеризовался более высоким содержанием радионуклида в воде и более контрастным распределением по глубине донных отложений, чем профиль, расположенный в стороне от основного потока.

В 1984 г. концентрация трития в грунте болота была заметно меньше, чем в 1983 г., причем профиль грунта на транзитном потоке характеризовался более низкими показателями, чем профиль в стороне от него. Возможно, уменьшение концентрации радионуклида в грунте в 1984 г. объясняется уменьшением его содержания в сбросных водах в этот период (см. табл. 8), что привело к вымыванию радионуклида из грунта водным потоком, проходящим через болото, в расположенную ниже часть водной экосистемы. В 2003 г. исследовали всю территорию Ольховского болота. Результаты работы подтвердили наметившуюся тенденцию к снижению концентрации радионуклида в торфяной залежи. Наиболее высокие показатели удельной активности трития в свободной воде грунта находились на уровне 1000–1300 Бк/л.

Таким образом, данные показали, что при длительном транзите тритийсодержащей воды через торфяную залежь Ольховского болота часть радионуклида вошла в грунт и удерживается им. Тритий, связанный с грунтом, находится в состоянии динамического равновесия с водой, протекающей через болото.

3.4. РЕКИ ПЫШМА И ТУРА

Р. Пышма является наиболее крупной водной артерией в окрестностях Белоярской АЭС, она принимает в себя воды, проходящие через Белоярское водохранилище, а далее вниз по течению – слаборадиоактивные стоки, текущие через Ольховское болото и р. Ольховку. По берегам р. Пышмы расположены населенные пункты и базы отдыха, вода ее используется для различных хозяйственных целей.

Пышма – правый приток р. Туры (бассейн р. Оби) – протекает по территории Свердловской и Тюменской областей. Она берет начало на восточных склонах Урала, протекает по территории Западно-Сибирской низменности. Питается преимущественно за счет снеговых вод, частично – дождевых. Длина реки 603 км, площадь бассейна 19 700 км², средний расход воды 34 м³/с. Замерзает в первой половине ноября, вскрывается во второй половине апреля.

Для оценки вклада Ольховского болота в загрязнение р. Пышмы проводился мониторинг трития в воде реки выше места впадения р. Ольховки (д. Ялунино) и ниже (Кумовская мельница). Исследования охватывали периоды совместной работы всех трех энергоблоков (1981 г.), второго и третьего блоков, (1982–1983 гг.) и третьего энергоблока (после 1989 г.).

Усредненные концентрации трития в воде р. Пышмы, Бк/л

Период наблюдений	Река выше места впадения р. Ольховки	Река ниже места впадения р. Ольховки
1981 г.	47±14	618±325
1982—1983 гг.	47±2	149±31
После 1989 г.	10±1	13±1

В период 1981–1983 гг. средняя концентрация трития в р. Пышме на участке, расположенном вверх по течению от места впадения р. Ольховки, составляла примерно 47 Бк/л, а вниз по течению была заметно выше (табл. 11). После вывода из эксплуатации второго энергоблока (1989 г.) она снизилась на обоих участках. В настоящее время тритийсодержащие сбросы, поступающие в р. Пышму из Ольховского болота и р. Ольховки, разбавляются водами этой реки таким образом, что в целом практически не влияют на концентрацию радионуклида. Однако в отдельные промежутки времени на фоне общей стабильной обстановки в р. Пышма отмечались повышенные (пиковые) выбросы трития. В частности, 15–20 июня в п. Мезенское (выше места впадения р. Ольховки) зарегистрирована концентрация трития в воде ~ 170 Бк/л. Как будет показано дальше, этот выброс радионуклида регистрировался и на участках р. Пышмы, расположенных вверх по течению. Источником поступления трития в р. Пышму в данном случае служило не Ольховское болото, а расположенное вверх по течению Белоярское водохранилище, куда тритий поступает через промливневый канал и нагорную канаву. Очевидно, такие выбросы связаны с нештатными ситуациями на АЭС и СФИНИКИЭТ и носят временный характер.

Представляло интерес проследить миграцию тритиевой метки вниз по течению р. Пышмы. Для этого периодически обследовали воду на расстоянии до 120 км от места впадения р. Ольховки. В качестве постоянных точек наблюдений служили участки реки вблизи 10 основных населенных пунктов, расположенных по ее берегам (табл. 12). В целом за период исследований на данном промежутке реки концентрация трития варьировала от 10 до 109 Бк/л. В 1983–1984 гг. на участке от Кумовской мельницы до г. Камышлова содержание радионуклида было наиболее высоким и снижалось вниз по течению в полтора-два раза за счет разбавления водами этой реки. После вывода из эксплуата-

Таблица 12

**Концентрация трития в воде р. Пышмы на разном расстоянии
от места впадения р. Ольховки**

Пункт наблюдений	Расстояние от места впадения р. Ольховки, км	Август 1983 г.	Октябрь 1983 г.	Август 1984 г.	Среднее за 1983—1984 гг.	Июль-август 1990 г.
Кумовская мельница	0,5	72	109	55	79	43±10
п. Малиновка	13	62	103	37	67	40±5
п. Петушки	18	61	101	28	63	43±6
п. Белокаменный	26	56	97	85	79	42±5
Химлесхоз	33	55	—	—	55	42±5
п. Глядены	44	49	93	101	81	—
п. Знаменский	56	48	63	51	54	—
п. Курьи	71	44	56	41	47	—
п. Филатовское	86	—	—	38	38	—
г. Камышлов	120	—	—	37	37	—
<i>Среднее</i>		64±3			42±1	

Пункт наблюдений	Май 1991 г.	Июнь 1991 г.	Июль 1991 г.	Июль 1999 г.	Июль 2000 г.	Август-декабрь 2001 г.
Кумовская мельница	—	—	—	17; 24	—	—
Малиновка	30	44	30	10; 13	10	12
п. Петушки	22	27	28	11; 20	—	14
п. Белокаменный	23	22	27	11; 12	22	—
Химлесхоз	23	23	27	14; 12	—	—
п. Глядены	—	—	—	—	—	—
п. Знаменский	—	—	—	—	—	—
п. Курьи	—	—	—	—	—	—
п. Филатовское	—	—	—	—	—	—
г. Камышлов	—	—	—	—	—	—
<i>Среднее</i>		27±2			14±1	

ции второго энергоблока средняя концентрация трития в воде р. Пышмы на участке выше п. Химлесхоз в целом была ниже, чем в предшествующий период, и продолжала снижаться (1990 г. 42±1 Бк/л, 1991 г. 27±2, 1999–2001 г. 14±1 Бк/л).

Р. Пышма в среднем и нижнем ее течении обследовалась нами неоднократно. В период отсутствия сбросов отмечались небольшие концентрации радионуклида, которые, как правило, не превышали двукратно уровень техногенного фона – до 13 Бк/л

(рис. 19). В отдельные же периоды, например 15–20 июня 2002 г., зарегистрированы повышенные (залповые) выбросы: п. Белокаменный – 22 Бк/л, Пылаево – 430, Успенка – 13, Винзили – 1500, Муллаши – 62 Бк/л. Повышенная концентрация трития в районе п. Мезенское (170 Бк/л), расположенного недалеко от места впадения стоков воды из Белярского водохранилища в р. Пышму, указывает на то, что изотоп поступил в реку через водоем-охладитель. Возможно, подобная ситуация в р. Пышме носит эпизодический характер, однако она свидетельствует о том, что эта река должна находиться под постоянным наблюдением.

Р. Тура, принимающая в себя воды р. Пышмы, протекает по территории Свердловской и Тюменской областей и территориально располагается севернее р. Пышмы. За исключением одной точки (в районе п. Липовское), где концентрация радионуклида оказалась завышенной, в целом средние показатели содержания трития в воде этой реки варьировали от 2 до 12 Бк/л при среднем значении 8 Бк/л. В воде р. Ницы они не превышали уровень техногенного фона (2–7 Бк/л) (рис. 20).

3.5. ВОЗДУШНАЯ СРЕДА

Водные экосистемы в районах размещения предприятий атомной промышленности могут загрязняться при непосредственном сбросе в них вод, содержащих тритий, а также при поступлении радионуклида через воздух в виде паров воды и последующем поглощении их водными средами.

Для оценки возможности поступления трития через воздух на крыше Биофизической станции, расположенной примерно в 400 м от АЭС в пределах санитарно-защитной зоны, размещали открытые стеклянные сосуды с дистиллированной водой. Аналогичные сосуды поставили в помещении Биофизической станции. Экспозицию длительностью одни сутки проводили в разное время года в течение ряда лет. Сосуды помещали на экспозицию во времени произвольно. Содержание трития в дистиллированной воде, использованной в опыте в качестве поглощающей радионуклид среды, в разное время проведения эксперимента варьировало от 5 до 28 Бк/л при среднем значении $9,7 \pm 1,2$ Бк/л (рис. 21). Оказалось, что более 80 % временных точек по содержанию трития превышали уровень, установленный для дистил-

Рис. 19. Концентрации трития в воде р. Пышма (1999—2001 гг.).

Цифрами на рис. 19, 20, 25—27 обозначены концентрации трития, Бк/л

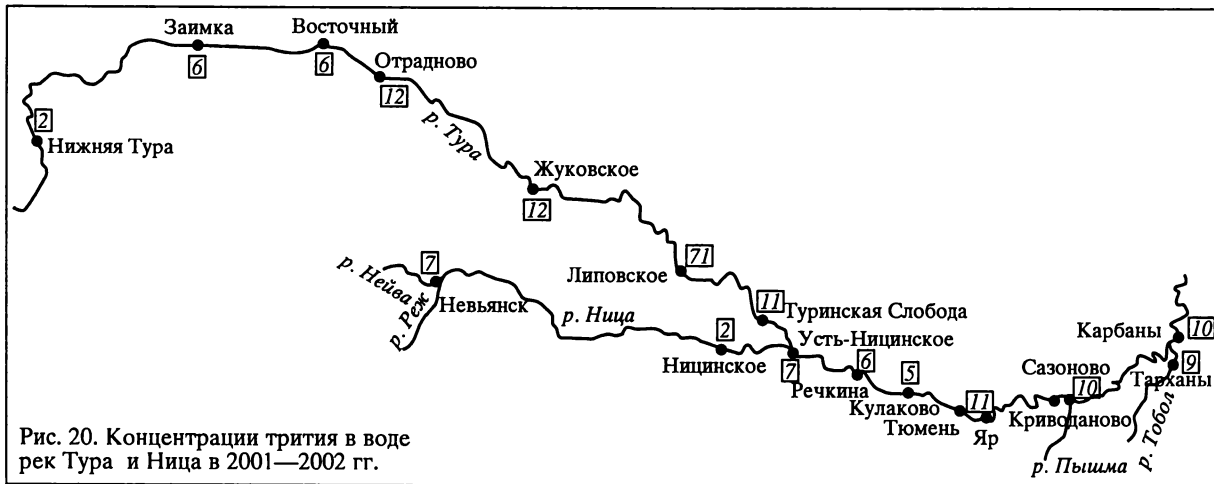


Рис. 20. Концентрации трития в воде рек Тура и Ница в 2001—2002 гг.

3.6. ДОЖДЕВЫЕ ОСАДКИ

Дождевые осадки, проходя через воздушное пространство, поглощают содержащийся в нем радионуклид, очищая тем самым атмосферный воздух. Однако время контакта дождевых осадков с воздушной средой сравнительно невелико. В наших исследованиях, проведенных в 1983–1984 гг. в период совместной работы второго и третьего энергоблоков АЭС, не установлено существенных различий концентраций трития в дождевых осадках различных пунктов наблюдений в районе Белоярской АЭС. Содержание трития в воздухе изменялось от 14 до 32 Бк/л при средних значениях 20 ± 1 и 26 ± 1 Бк/л в 1983 и 1984 гг. соответственно (табл. 13). Контрольной территорией служил район Рефтинской ГРЭС и территория Ботанического сада Института экологии растений и животных УрО РАН. Концентрация радионуклида в дождевых осадках этих районов составляла 20 ± 1 и 24 ± 1 Бк/л в 1983 и 1984 гг. соответственно.

В 1997 г. после вывода из эксплуатации второго энергоблока содержание трития в дождевых осадках в районе Биофизической станции составляло, Бк/л: в мае 18, июне 22, июле 41, августе 14, сентябре 9,5. Среднее значение за этот период (21 ± 6 Бк/л) не отличалось от соответствующего показателя для района Биофизической станции в 1983–1984 гг.

Таблица 13

Содержание трития в дождевой воде в районе Белоярской АЭС и контрольных пунктах, Бк/л

Место отбора проб	1983 г.			1984 г.			Среднее
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август	
п. Каменка	20	20	14		23	17	$19 \pm 0,2$
п. Режик	27	20	15		30; 27	23	24 ± 2
п. Муранитный	17	20	16	27	27	22	21 ± 2
п. Мезенка					28; 27	27	$27 \pm 0,4$
г. Заречный	20	25	16	32			23 ± 4
Биостанция	30	25	20	20	32; 28	23; 23	25 ± 1
Промплощадка БАЭС					30; 31	23; 22	26 ± 2
п. Рефтинский	23	22	16	26	28	22	23 ± 2
Екатеринбург, Ботанический сад	18	22	18		24	20	20 ± 1

(25 ± 1 Бк/л). Двукратное измерение концентрации трития в дождевых осадках в 2002 г. выявило довольно низкие значения (май 4 Бк/л; июль 3 Бк/л), тогда как в 2003 г. они были заметно выше (май 31 Бк/л; июль 29; сентябрь 228 Бк/л). Очевидно, в последнем случае периоды выпадения дождя и выброса трития в атмосферу совпали.

Все приведенные показатели концентраций трития в дождевой воде в районе Белоярской АЭС и близко расположенных территорий были существенно выше, чем, например, в районе г. Кытлыма, расположенного на севере Свердловской области в относительно чистой по радиационному фактору природной среде. В последнем случае концентрация трития в дождевой воде близка к уровню техногенного фона ($4-5$ Бк/л). Данные свидетельствуют о том, что воздушное пространство в районе Белоярской АЭС более загрязнено тритием, чем удаленный от нее регион на севере области.

3.7. СНЕГОВЫЕ ВЫПАДЕНИЯ

Исследование содержания трития в снеговых осадках в районе АЭС проводили многократно. Снег отбирали в конце зимы на всю глубину снежного покрова. В период 1981–1985 гг. в качестве контрольных районов выбраны п. Рефтинский (60 км на северо-восток от АЭС), п. Верх. Дуброво (20 км на юго-восток) и Ботанический сад УрО РАН в Екатеринбурге (45 км на северо-запад от АЭС). Повышенная концентрация радионуклида в воде из снега отмечена на промплощадке БАЭС (76–118 Бк/л) и на территории Биофизической станции (29–41 Бк/л) (табл. 14). В остальных пунктах наблюдений среднее содержание трития в талой воде варьировало от 21 до 27 Бк/л. Эти показатели близки к таковым на контрольных участках (19–24 Бк/л).

В 1986 г. указанный выше прилегающий к АЭС регион был обследован более детально. Для этого отбирали пробы снега на расстоянии примерно 1 км в разных направлениях от АЭС, а также в районе Биофизической станции. Полученные данные подтвердили факт повышенных концентраций радионуклида в снеге вокруг АЭС (табл. 15).

Исследования, проведенные в 1997–2003 гг. после вывода из эксплуатации второго энергоблока, показали, что и в этот период территория, примыкающая к БАЭС, в том числе пло-

Таблица 14

Концентрация трития в воде из снега в 1981—1985 гг., Бк/л

Место наблюдений	Март 1981 г.	Март 1982 г.	Декабрь 1983 г.	Март 1985 г.	Среднее
п. Каменка	33±1	12±0,5	—	18	21
п. Режим	30±1	21±0,5	—	23	25
п. Муранитный	33±1,6	18±0,4	—	17	23
п. Мезенка	22±0,6	20±1	—	23	22
г. Заречный	33±1,5	29±1	—	20	27
Биостанция	41±2	38±1	—	29	36
Промплощадка					
БАЭС	118±6	76±4	—	100	98
п. Рефтинский	33±2	28	18	15	24
Екатеринбург, Ботанический сад	—	12	—	27	19
п. Верх. Дуброво	33±2	16±1	—	—	24

Таблица 15

Концентрация трития в снеговой воде в январе—марте 1986 г.

Место отбора проб	Содержание трития, Бк/л	Место отбора проб	Содержание трития, Бк/л
Территория БАЭС	51±1	Территория БАЭС, 1 км к югу	40±3
За зданием Биостанции	69±4	Территория БАЭС, 1 км к западу	53±5
Территория БАЭС, 1 км к северу	41±1	Перед зданием Биостанции	136±2
Территория БАЭС, 1 км к востоку	45±3	На крыше Биостанции г. Екатеринбург	172; 41 9±0,1

щадки вокруг СФНИКИЭТ и Биофизической станции, отличались повышенными концентрациями радионуклида в снеге (табл. 16). В частности, в 2002 г. содержание трития в снеговых выпадениях с северной стороны от СФНИКИЭТ, расположенного рядом с Белоярской АЭС, составляла 1090 Бк/л. В 2003 г. концентрация радионуклида в снеговой воде с западной стороны от БАЭС составляла 456 Бк/л. Данные свидетельствуют о возможном загрязнении тритием прилегающей к АЭС территории за счет работы экспериментального реактора СФНИКИЭТ. Последнее подтверждается ранее полученными данными

Концентрация трития в снеговой воде в марте 1997—2003 гг., Бк/л

Место отбора проб	1997 г.	1998 г.	1999 г.	2000 г.	2002 г.	2003 г.
Екатеринбург	25±0	–	–	–	–	–
К востоку от БАЭС	95±1	10±2	19±2	20±1	138±1	43±1
К юго-западу от БАЭС	25±1	–	–	–	–	–
К югу от БАЭС	–	–	–	21±1	13±1	35±1
К северо-западу от БАЭС	32±1	–	–	–	–	–
К западу от БАЭС	–	14±2	93±10	32±1	34±1	456±2
Биостанция	–	31±4	29±2	59±1	32±1	20±1
Биостанция (водоем)	48±0,5	16±1	–	–	–	–
К западу от СФНИКИЭТ	–	16±2	26±1	28±1	–	–
К северу от СФНИКИЭТ	68±1	–	–	63±1	1090±2	13±1
К востоку от СФНИКИЭТ	–	22±3	26±1	28±1	–	–
П. Муранитный	–	25±1	7±1	14±1	–	–
Г. Заречный (центр)	32±15	2±1	19±1	17±1	–	–
Г. Заречный (теплицы)	27±1	9±3	–	–	–	–
Г. Заречный (блинная)	–	4±1	13±2	–	–	–
Г. Заречный (лодочная станция)	–	–	8±3	–	–	–
Профилакторий	34±1	–	–	–	–	–
Территория будущего блока № 4 АЭС	37±1	–	18±1	–	–	–
П. Режик	36±1	16±2	16±1	14±1	14±1	–
П. Каменка	25±1	3±2	–	–	–	10±1
Плотина	–	9±1	17±1	16±1	17±1	–
Северо-запад оз. Худыш	–	14±1	–	–	–	–
Запад оз. Худыш	–	16±1	–	–	–	–
УСМ	–	49±2	13±1	–	–	–
СМУ-8	–	9±3	–	–	–	–
Свинарник	–	9±1	–	–	–	–

ми о поступлении радионуклида в водоем-охладитель через промливневый канал СФНИКИЭТ: в 1995 г. в воде этого канала была зарегистрирована концентрация трития 3020 Бк/л (см. раздел 3.2).

Снежный покров остальной части обследованной территории в эти годы характеризовался относительно нестабильными показателями, которые варьировали от года к году в несколько раз. Например, в точке наблюдения, расположенной в 1 км вос-

точнее БАЭС, концентрация трития в снеговой воде изменялась в 14 раз, а на УСМ и в п. Муранитный – в 3–4 раза. С одной стороны, это свидетельствует о нестабильности выбросов трития в воздушную среду от АЭС в различные годы, с другой – несовпадением по времени этих выбросов с периодами снежных выпадений.

В среднем концентрация трития в воде снеговых выпадений района Белоярской АЭС в период работы третьего энергоблока варьировала от 4 до 1100 Бк/л. В качестве контроля для сравнения этих показателей использовались пробы снега из п. Кытлым, располагающегося на севере Свердловской области, где концентрация трития в 2002 г. составляла $3,8 \pm 0,3$ Бк/л. Практически все пробы снега в районе Белоярской АЭС по содержанию радионуклида превышали этот уровень.

Приведенные данные свидетельствуют о том, что в воздушное пространство исследуемых районов определенная часть трития поступает от Белоярской АЭС и СФНИКИЭТ аэральным путем. Это доказано опытами как с экспозицией сосудов с открытой водой на данной территории, так и путем сбора и анализа дождевых и снеговых выпадений.

3.8. ОЗЕРО ХУДЫШ

К югу от Белоярской АЭС располагается водоем площадью около 1–2 км² – оз. Худыш, изолированный от Белоярского водохранилища дамбой. В 1988–1989 гг. в период совместной работы второго и третьего энергоблоков АЭС концентрация трития в воде озера была наибольшей и составляла в среднем 954 ± 86 Бк/л. После вывода из эксплуатации второго энергоблока она стала снижаться и к 2001 г. уменьшилась почти в 50 раз (табл. 17).

Не исключено, что повышенная концентрация трития в водоеме в период совместной работы блоков объясняется протечками в трубопроводе, отводящем слаборадиоактивные стоки в Ольховское болото. Трубопровод проходит под землей в северо-западном направлении от озера. Уменьшение концентрации радионуклида в воде оз. Худыш в 2001–2002 г. связано с общей тенденцией снижения поступления трития в водные экосистемы после вывода из эксплуатации второго энергоблока, а также с технологическими мероприятиями, проводимыми на АЭС в этот период.

Таблица 17

Концентрация трития в воде оз. Худыш, Бк/л

Время отбора проб	Северо-запад	Юго-запад	Восток	Среднее
Апрель 1988 г.	—	1184	—	954±86
Июнь 1988 г.	1369	1295	1443	—
Июнь 1989 г.	999	1038	962	—
Июль 1989 г.	890	1000	814	—
Декабрь 1989 г.	481	555	370	—
Июнь 1990 г.	—	422±14	—	422±14
Апрель 2001 г.	14±1	13±0,5	16±0,5	29±4
Май 2001 г.	13±0,3	15±0,4	22±0,7	—
Июнь 2001 г.	22±0,5	19±0,3	29±1	—
Июль 2001 г.	29±0,8	25±1	35±1	—
Август 2001 г.	28±0,4	27±0,5	39±0,3	—
Октябрь 2001 г.	23±0,3	24±0,3	30±0,6	—
Май 2002 г.	79±1	38±0,2	67±1	—

Таблица 18

Концентрация трития в воде колодцев и скважин в районе
Белоярской АЭС в разные годы наблюдений, Бк/л

Пункт наблюдения	Водный источник	Глубина, м	1981 г.	1982 г.	1983 г.	1984 г.	1985 г.	1989 г.
п. Режик	Колодец	3	37	40	32	32	27	—
	Скважина	9	—	—	—	—	24	27
	—”—	14	—	—	—	—	28	—
	—”—	25	—	—	—	—	20	—
	—”—	50	—	—	—	—	15	—
	—”—	172	—	—	—	—	13	—
п. Муранитный	Колодец	9	41	46	46	—	27	22
	Скважина	12	—	—	—	—	31	12
	—”—	21	44	48	43	49	42	—
	—”—	27	—	—	—	—	34	—
	—”—	40	—	—	—	—	14	—
	—”—	—	—	—	—	—	—	—
п. Мезенка	Колодец	7	—	—	—	—	23	—
	—”—	8—10	18	19	—	—	23	—
	Скважина	15	—	—	—	—	17	—
	—”—	16	—	—	—	—	19	—
	—”—	20	—	—	—	—	16	—

Пункт наблюдения	Водный источник	Глубина, м	1981 г.	1982 г.	1983 г.	1984 г.	1985 г.	1989 г.
п. Каменка	Скважина	21	22; 15	20	18	–	–	11
п. Кировский	–”–	15	–	–	–	–	–	11
г. Заречный	Колодец	4	26	–	22	–	–	–
п. Белоярский	Скважина	–	–	–	–	–	–	11
	Колодец	–	–	–	–	–	–	31

Таблица 19

Концентрация трития в воде родников, Бк/л

Пункт наблюдения	1981 г.	1983 г.	1985 г.	1988 г.	1990 г.	1999 г.
п. Ялунино	16; 5	15	–	9; 17; 44;	–	8; 9; 14
	–	–	–	14; 17; 10;	–	–
	–	–	–	15	–	–
п. Режик	–	–	23	–	–	–
Устье р. Ольховки	–	13	–	–	–	–
Химлесхоз	–	–	–	–	11	–
п. Гагарка	–	–	–	14	–	–

3.9. КОЛОДЦЫ И СКВАЖИНЫ

Согласно исследованиям, концентрация трития в колодцах и скважинах района БАЭС в период с 1981 по 1989 г. варьировала от 11 до 49 Бк/л (табл. 18). Средние показатели, характеризующие содержание радионуклида в этих водных экосистемах, имели близкие значения (для колодцев и скважин 30 ± 2 и 26 ± 2 Бк/л соответственно) и в 5–6 раз превышали уровень техногенного фона.

3.10. РОДНИКИ

Концентрация трития в воде родников варьировала от уровня техногенного фона до 44 Бк/л при среднем значении 15 ± 3 Бк/л (табл. 19). Большая часть измеренных значений, характеризующих концентрацию радионуклида в воде указанных источников, превышала уровень техногенного фона.

**ТРИТИЙ В РАЙОНАХ ПО “МАЯК” И ВОСТОЧНО-
УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА**

Наряду с Белоярской АЭС мощным генератором антропогенного трития в Уральском регионе является ПО “Маяк” и, в частности завод по регенерации ядерного топлива (РТ-1). Повышенные концентрации трития прослеживаются как в воздухе вокруг предприятия, так и в водных резервуарах, включая технологические водоемы, озера, реки. По данным С. Н. Демина, в период с 1980 по 1999 г. содержание радионуклида в воздухе в районе предприятия варьировало от 5 до 28 Бк/м³, при этом отмечена тенденция к его снижению в указанном временном интервале, что связано с уменьшением объема перерабатываемого топлива. Приведенные автором показатели в 2–40 раз превышали таковые в выбранном контрольном варианте (Демин, Телушкина, 1987; Демин, 2001).

По данным М. В. Иваницкой и А. И. Малофеевой (2001), концентрация трития в воде оз. Карачай в период с 1981 по 1995 г. составляла 1100–3100 кБк/л, водоема Старое Болото – 1600–3700 кБк/л. Содержание радионуклида в водоемах № 3 и 4 Теченского каскада до 1990 г. приближалась к уровню ДУА – 20–27 кБк/л. В остальных технологических водоемах того периода оно было ниже: оз. Кызылташ 0,2–0,9 кБк/л, оз. Татыш 0,4–1,8 кБк/л, водоеме № 10 – 8–9 кБк/л, № 11 – 2–13 кБк/л. В настоящее время наблюдается миграция трития из технологических водоемов в подземные воды, в результате чего под этими водоемами образовалась зона загрязнения. В 1996 г. концентрация радионуклида в подземных водах водоема № 9 (оз. Карачай) составляла 2–8 ДКБ (Усачев, 2001). Зона загрязнения достигла долины р. Мишеляк.

Исследованиями 1982 г. выявлены повышенные по сравнению с уровнем глобального и техногенного фона концентрации трития в ряде водоемов, расположенных на разном расстоянии и в разных направлениях от ПО “Маяк”. В 39 водоемах содержа-

ние радионуклида варьировало от 20 до 220 Бк/л при среднем значении 117 ± 5 Бк/л. Через четыре года оно незначительно снизилось до среднего показателя 108 ± 7 Бк/л (Иваницкая, Малофеева, 2001).

В 2001–2002 гг. была проведена оценка современных уровней загрязнения тритием воды ряда водоемов вокруг предприятия и территории ВУРСа. К моменту проведения исследований содержание радионуклида в воде 34 озер варьировало от 7 до 113 Бк/л при среднем значении 16 ± 3 Бк/л (табл. 20). Наиболее высокие показатели зарегистрированы для оз. Татыш (107 Бк/л) и Улагач (113 Бк/л), расположенных на расстоянии 6–7 км южнее ПО “Маяк”.

Согласно литературным данным (Иваницкая, Малофеева, 2001), концентрация трития в озерах в 2002–2003 гг. по сравнению с 1982 г. снизилась в среднем в 8 раз, а по сравнению с 1986 г. – в 6. При этом уровень снижения содержаний радионуклида в каждом из обследованных водоемов был свой и варьировал в разных случаях от 2 до 16 раз. В оз. Татыш в 1990 г. концентрация трития составляла 410 Бк/л, а в 2002–2003 гг. снизилась в 4 раза – до 107 Бк/л.

Четко прослеживается уменьшение концентраций радионуклида в воде исследуемых озер в зависимости от удаленности от ПО “Маяк” (рис. 23). На расстоянии до 20–25 км спад концентраций трития в воде озер более резкий по сравнению с показателями для озер, расположенных на дальнем расстоянии. В озерах, удаленных от ПО “Маяк” более, чем на 50 км, концентрация трития варьирует вокруг средней величины 10 Бк/л, примерно в

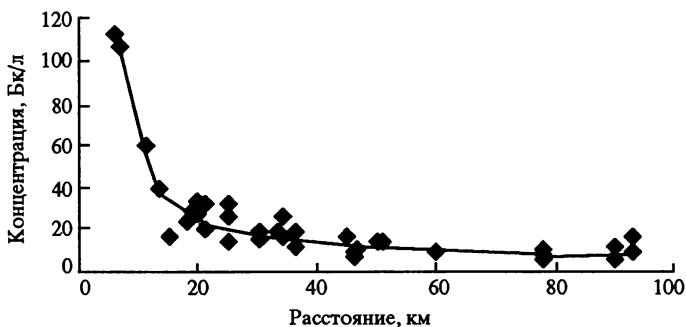


Рис 23. Зависимость концентраций трития в воде озер от расстояния от ПО “Маяк”

Таблица 20

**Концентрация трития в водоемах Челябинской и Свердловской областей,
расположенных на разном расстоянии от ПО "Маяк"**

Водоем	Направление от ПО "Маяк"	Расстояние от ПО "Маяк", км	Содержание трития, Бк/л		
			1982 г.	1986 г.	2002—2003 гг.
Татыш	ЮЗ	7	—	410*	107
Бол. Нанога	С	10–12	210 (3,5)	230 (4)	60
Улагач	Ю	6	—	—	113
Иртяш	С	12–18	140 (8)	200 (12)	17
Бердяниш	СВ	13,5	220 (5,5)	180 (4,5)	40
Урукуль	С	18	70 (3)	140 (6)	24
Кожаккуль	СВ	19	160 (5,5)	100 (3)	29
Сергайды	Ю	20	—	—	34
Мал. Касли	СВ	19–20	—	—	28
Долгое	СЗ	21	—	—	20
Р. Кирпичники	С	21–25	—	—	33
Т. Кирпичники	С	21–25	—	—	40
Бол. Касли	С	25	180 (13)	70 (5)	14
Алабуга	СВ	25	70 (2,6)	60 (2)	27
Кисегач	СВ	30	70 (4)	120 (7,5)	16
Кунашак	В	50	120 (8,6)	91 (6,5)	14
Куяш	В	30	120 (6)	70 (4)	19
Бол. Аллаки	СВ	33	110 (6)	100 (5)	19
Мал. Аллаки	СВ	34	—	—	17
Силач	С	34	—	—	26
Карагайкуль	С	36	140 (7)	91 (5)	19
Аракуль	СЗ	36	—	—	12
Синара	С	46	70 (7)	40 (4)	10
Аргази	ЮВ	36–48	70 (10)	80 (11)	7
Карагуз	СВ	45	70 (4)	69 (4)	17
Пороховое	СВ	46,5	170 (15)	70 (6)	11
Анжелы	С	51	220 (16)	80 (6)	14
Тишки	ЮВ	60	—	—	10
Кабанское	СВ	78	—	—	8
Шаблиш	СВ	78	62 (6)	70 (6)	11
Червяное	СВ	90	—	—	12
Щучье	СЗ	93	—	—	17
Сунгуль (Св.)	СВ	93	—	—	10
Тыгиш	СВ	90	м	—	11,5

В скобках показано, во сколько раз удельная активность трития в воде указанных водоемов в 1982 и 1986 гг. (Иваницкая, Малофеева, 2001) превышала соответствующие показатели 2002—2003 гг.; * Данные 1990 г. (Иваницкая, Малофеева, 2001).

**Концентрация трития в снеговой воде некоторых пунктов
наблюдения района ПО “Маяк”**

Пункт наблюдения	Расстояние, км	Концентрация трития, Бк/л	Пункт наблюдения	Расстояние, км	Концентрация трития, Бк/л
Новогорный	6	24	Худайбердинск	13	10
Татыш	9	16	Аргази	70	5

2 раза превышающей уровень техногенного фона (озера Тишки, Шаблиш, Червяное, Щучье, Сунгуль, Тыгиш).

Содержание трития в снеговой воде изучали в четырех пунктах наблюдений, расположенных в районе ПО “Маяк”. Полученные данные (табл. 21) подтверждают зависимость концентрации трития в снеговой воде от расстояния от предприятия. Относительно высокая концентрация радионуклида в снеговой воде зарегистрирована в поселках Новогорный и Татыш, довольно близко расположенных от предприятия, а наиболее низкая (уровень фона) – в максимально удаленном пункте наблюдений (Аргази).

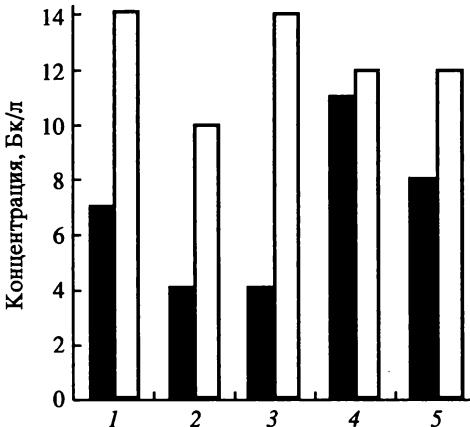
Содержание трития в р. Синара в 2001–2002 гг. составляла 10–16 Бк/л, что заметно меньше соответствующего показателя за 1986 г. (60 Бк/л) (Иваницкая, Малофеева, 2001). Примерно такой же уровень содержания трития в р. Егоза (г. Кыштым) – 16 Бк/л. В р. Багаряк концентрация радионуклида зафиксирована на уровне техногенного фона (4,5 Бк/л).

Таким образом, исследования последних лет показали, что уровень содержания трития в водных резервуарах района ПО “Маяк” и Восточно-Уральского радиоактивного следа заметно снизился по сравнению с 1982 и 1986 г. Установлено, что концентрация радионуклида в воде исследованных озер и в снеговой воде повышается по мере приближения к предприятию. Практически во всех проанализированных пробах воды содержание трития превышало уровень техногенного фона.

ТРИТИЙ В ВОДЕ Р. ЧЕПЦЫ (УДМУРТИЯ)

С запада к Уральскому региону примыкает Республика Удмуртия. Представляло интерес оценить содержание трития в р. Чепце, протекающей по территории этого промышленного района и испытывающей большую антропогенную нагрузку, а также сравнить показатели концентраций трития в воде этой реки с таковыми в водных экосистемах Уральского региона, подверженных влиянию Белоярской АЭС и ПО “Маяк”.

Река Чепца – левый приток р. Вятки (бассейн Волги). Ее длина 5001 км, площадь бассейна 20 400 км². Протекает по территории Пермской, Кировской областей и Республики Удмуртия. Исследования проводили в течение двух лет – в 1993 и 1994 г. Пробы воды брали в следующих точках: на границе с Пермской областью, в районах городов Балезино, Глазова, ниже металлургического завода, г. Яр и на границе с Кировской областью. Полученные данные показали (рис. 24), что в 1993 г. средняя концентрация трития в реке составила 7 Бк/л, что немного превышало уровень техногенного фона. В 1994 г.



практически все значения оказались выше, при этом среднее значение возросло почти в 2 раза (12 Бк/л). Предполагаемая причина такого повышения – поступление в реку и дре-

Рис. 24. Тритий в воде р. Чепцы в 1993 г. (темные столбики) и 1994 г. (светлые столбики).

1 — на границе Республики Удмуртия с Пермской областью, 2 — г. Глазов, 3 — г. Балезино, 4 — г. Яр, 5 — на границе с Кировской областью

нируемые ею поверхностные воды радионуклида воздушным путем из других прилегающих регионов, где функционируют предприятия ядерно-топливного цикла.

В целом полученные данные показали, что на момент исследований концентрация трития в воде реки была заметно ниже соответствующих значений, которые характеризуют содержание радионуклида в воде районов Белоярской АЭС и ПО “Маяк”.

**ТРИТИЙ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ
ОРЕНБУРГСКОЙ ОБЛАСТИ**

Отличительной особенностью района исследований является то, что 14 сентября 1954 г. здесь осуществлен взрыв атомной бомбы. Непосредственным местом взрыва служила Каланчевская гора, расположенная недалеко от п. Тоцкое. Более полную информацию по этому вопросу можно найти в книгах В. И. Уткина, М. Я. Чеботиной и др. авторов “Радиоактивные беды Урала” (2000) и “Особенности радиационной обстановки на Урале” (2004), а также в монографии “Отдаленные эколого-генетические последствия радиационных инцидентов: Тоцкий ядерный взрыв” (2000).

Основным радиоактивным загрязнителем территории в момент взрыва был кобальт-60, который к настоящему времени практически весь распался. В биологических пробах обнаружены большие концентрации бериллия-7 (100–600 Бк/кг против 0,3 Бк/кг для биосферы в целом), что дает основание предполагать его техногенное происхождение. Содержание стронция-90 и цезия-137 в наземных и пресноводных экосистемах обследованного региона практически не отличалось от нормы.

Представляло интерес оценить уровни загрязнения водных экосистем данной территории тритием. В 1994 г., через 40 лет после взрыва, были обследованы основные реки (Ток, Сорочка, Недь, левый приток р. Самары) и пруды в районе Тоцкого радиоактивного следа. В качестве контрольных были выбраны водные системы, расположенные за пределами следа (поселки Павлово-Антоновка, Верхняя и Нижняя Кристалка и Дмитриевка). Остальные пункты наблюдения (поселки Кинзелька, Пронькино, Маховка, Кирсановка, Грачевка, Тоцкое, Султанкай, Рождественка) располагались на территории Тоцкого радиоактивного следа. Полученные данные показывают (рис. 25), что как на контрольной территории, так и в районе следа концентрация трития во всех обследованных водных экосистемах не превышает уровень техногенного фона и составляет в среднем 3 Бк/л.



Рис. 25. Концентрация трития в водных экосистемах Оренбургской области, Бк/л

Таким образом, в настоящее время территория Тоцкого радиоактивного следа не только не содержит повышенных концентраций трития, но даже может служить контрольным районом по этому радионуклиду, поскольку из числа всех обследованных на Урале регионов здесь зафиксированы наиболее низкие средние показатели. Близкие к ним значения установлены лишь для северного района Свердловской области (г. Кытлым).

ТРИТИЙ В РЕКАХ ИСЕТЬ, ТЕЧА, МИАСС

Река Исеть – правый приток р. Тобол – протекает по территории Свердловской, Курганской и Тюменской областей. Она берет свое начало в оз. Исетском недалеко от Екатеринбурга. Западнее г. Каменска-Уральского река протекает по территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. В районе г. Долматово в нее вливаются загрязненные воды р. Теча, а в районе п. Поротова – р. Миасс. Река Теча берет свое начало в оз. Иртяш, далее в нее поступают воды из водоемов-отстойников ПО “Маяк”. Отличительная особенность этой реки состоит в том, что в нее с 1949 г. сбрасывались радиоактивные сточные воды ПО “Маяк”, что привело к сильному радиоактивному загрязнению речной системы. В настоящее время грунты реки содержат повышенные концентрации це-



Рис. 26. Концентрации трития в реках Теча, Исеть, Миасс

зия-137, стронция-90, плутония-239, 240, технеция- 99 и других радионуклидов.

Наиболее высокие показатели концентраций трития отмечены в р. Теча (рис. 26). В районе Асановских болот содержание радионуклида в воде составляло 134 Бк/л, далее оно уменьшается вниз по течению примерно в 2–2,5 раза.

Река Миасс протекает южнее р. Теча, но исток ее располагается недалеко от ПО “Маяк”. По нашим немногочисленным данным, концентрация трития в этой реке находится на уровне 15–20 Бк/л.

Концентрация трития в воде истока р. Исеть (оз. Исетское) составляет 8 Бк/л. Далее по течению реки она варьирует от 9 до 18 Бк/л при среднем значении 15 Бк/л. Несмотря на некоторую вариабельность данных, в целом можно отметить несколько повышенный (приблизительно в 2 раза) тритиевый фон на всем протяжении реки по сравнению с ее истоком. Очевидно, он создается за счет притоков – рек Течи и Миасса. Концентрация трития в воде исследуемого региона в несколько раз превышает уровень техногенного фона: в р. Теча – в 10–30 раз, в р. Миасс – в 3–4, в р. Исеть – в 2–3 раза.

Глава 8

ТРИТИЙ В ВОДЕ НЕКОТОРЫХ РЕК ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Реки Иртыш и Обь, протекающие по территории Западной Сибири, принимают в себя стоки р. Тобол, куда в свою очередь поступает вода уральских рек – Пышмы, Исети, Течи, Миасса, Туры.

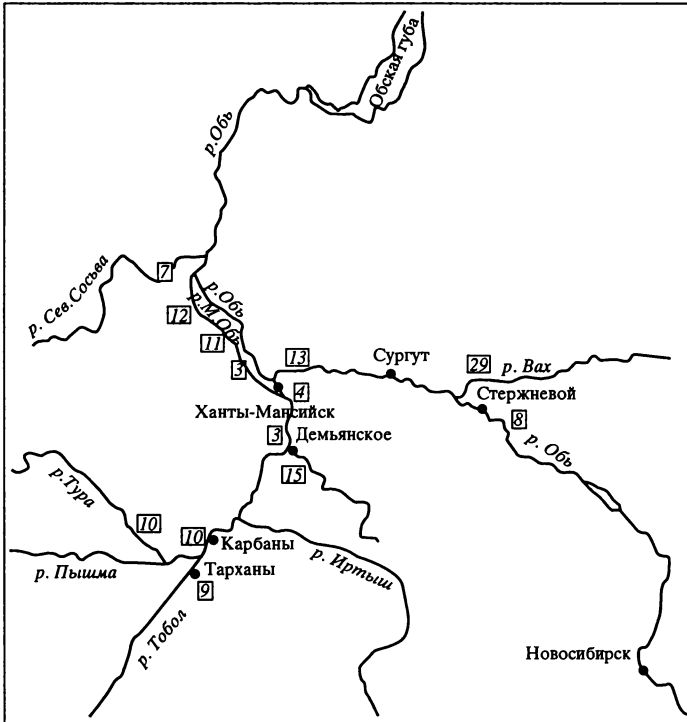


Рис. 27. Концентрация трития в реках Западной Сибири

Одноразовое обследование воды системы указанных рек в 2002–2003 гг. показало, что концентрация трития в районе вокруг г. Ханты-Мансийска варьирует в среднем в пределах одного-трех уровней техногенного фона (2–15 Бк/л). На момент исследований лишь одно повышенное значение (29 Бк/л) зарегистрировано в нижнем течении р. Вах, впадающей в р. Обь (рис. 27).

В качестве источников питьевого водоснабжения Екатеринбурга используются как поверхностные, так и подземные воды. В целях установления дозы облучения населения из-за употребления воды, содержащей тритий, в 1998 г. исследованы основные источники водоснабжения: поверхностные водоемы (оз. Исетское, Верх-Исетский пруд, Верхне-Макаровское и Волчихинское водохранилища) и подземные водозаборы (Кольцовский, Елизаветинский, Чубаров Лог, водозаборы Компрессорного завода, Новосвердловской ТЭЦ и Западной фильтровальной станции). Пробы воды из открытых водоемов отбирали в конце апреля из-под льда, а из подземных водозаборов – после окончания периода снеготаяния в конце мая – начале июня.

Содержание радионуклида в питьевой воде Екатеринбурга варьирует от 8 до 13 Бк/л. Наиболее низкие показатели отмечены для Верх-Исетского пруда, оз. Исетского, Волчихинского водохранилища и Кольцовского водозабора. Несколько повышена концентрация трития в водозаборах Компрессорного завода и Чубарова Лога. В целом эти данные хорошо согласуются с результатами содержания трития в природной воде прилегающего района Свердловской области за 1993 г. (в р. Исток около п. Барановское, р. Черемшанка около д. Клевакино и р. Камышинка около д. Кислово концентрация трития составляет 11 ± 1 Бк/л). Очевидно, что содержание трития в открытых водоемах хозяйственно-питьевого водоснабжения и подземных водозаборах Екатеринбурга в среднем на порядок величин больше уровня естественного фона и примерно в 2 раза выше уровня техногенного фона по этому радионуклиду. Можно считать, что почти весь тритий в питьевой воде имеет техногенное происхождение.

Статистический анализ двух рассмотренных выборок данных по концентрациям трития – поверхностные водоемы и подземные водозаборы – позволил установить однородность выборок (критерий Кохрена $U_3/U_{0,05} < 1$). Последнее свидетельствует о том, что и поверхностные водоемы, и подземные резервуары за-

**Концентрация трития в источниках питьевого водоснабжения
Екатеринбурга**

Место отбора проб	Концентрация трития, Бк/л	Место отбора проб	Концентрация трития, Бк/л
<i>Поверхностные водозаборы</i>		<i>Подземные водозаборы</i>	
Оз. Исетское	8,0±0,2	Компрессорного завода	12,7±0,2
Верх-Исетский пруд	8,0±0,2	Новосвердловской ТЭЦ	10,4±0,3
Верхне-Макаровское водохранилище	10,6±0,4	Кольцовский	9,2±0,2
Волчихинское водохранилище	8,3±0,2	Чубаров Лог	12,0±0,5
		Елизаветинский	10,9±0,8
		Западной фильтровальной станции	10,0±0,2

грязнены тритием из одного общего источника, которым, вероятно, являются атмосферные выпадения.

Отмечено достоверное превышение (по критерию t) концентраций трития в подземных водозаборах по сравнению с поверхностными водами в исследуемом регионе. Причиной этого является наблюдаемое в последние годы снижение содержания трития в поверхностных водах, но поскольку обмен между ними и глубинными водами осуществляется медленно, процесс естественной миграции трития еще не достиг подземных резервуаров.

Дозу облучения населения Екатеринбурга техногенным тритием питьевой воды рассчитывали согласно НРБ-99 (1999). Для оценки индивидуальной (D_i) и коллективной (D_k) доз использовали формулы

$$D_i = TME \cdot 10^6 \text{ мкЗв/год}, D_k = NTME \text{ чел} \cdot \text{Зв/год},$$

где T – средняя концентрация трития в воде (Бк/л); M – количество воды, потребляемой человеком в среднем в течение года (согласно НРБ-99, 730 л/год); E – дозовый коэффициент (Зв/год); N – численность населения (чел.).

При расчете доз облучения для жителей Екатеринбурга приняты следующие параметры: средняя концентрация $T = 11$ Бк/л; дозовый коэффициент $E = 4,8 \cdot 10^{-11}$ Зв/год; численность населения Екатеринбурга $N = 1,321 \cdot 10^6$ чел.

Индивидуальная доза облучения (D_i) составила 0,38 мкЗв/год, а коллективная доза (D_k) 0,5 чел-Зв/год. Последняя примерно в 2 раза ниже установленного дозового предела (1 чел-Зв/год) суммарного воздействия внешнего и внутреннего облучения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Итак, тритий – радиоактивный изотоп водорода – относится к числу наиболее распространенных в природе радиоактивных водных мигрантов. Будучи β -излучателем, он включается во все структуры организма и является важным дозообразующим радионуклидом.

Уровень природного фона трития в воде составляет 1 Бк/л, а техногенного фона ~ 5 Бк/л. Допустимые концентрации этого радионуклида различны для разных стран мира и варьируют от 20 до 7700 Бк/л. Последнее значение допустимого предела установлено для нашей страны в 1999 г., до этого периода показатель был значительно выше.

На территории Уральского региона наиболее высокие значения концентраций трития в водных экосистемах установлены на Среднем Урале для района Белоярской АЭС. В настоящее время здесь эксплуатируется третий энергоблок АЭС, но планируется строительство и пуск четвертого блока. Кроме того, в непосредственной близости от АЭС функционирует экспериментальный реактор в Свердловском филиале научно-исследовательского и конструкторского института энерготехники (СФНИКИЭТ).

Мониторинг трития в водоеме-охладителе АЭС позволил выявить уровни загрязнения воды, превышающие величину техногенного фона во всех точках наблюдений, включая верховье водоема. Здесь концентрация радионуклида варьировала от уровня техногенного фона до 60–70 Бк/л, районе плотины – до 93, в зоне подогрева – до 105, в районе Биофизической станции – до 1000 Бк/л. В течение периода наблюдений с 1980 по 2003 гг. прослеживалась тенденция к снижению концентрации трития в воде. Особенно четко она проявилась после вывода из эксплуатации второго энергоблока (1998 г.), когда содержание радионуклида в воде водоема снизилось примерно в 2 раза.

Основными водными путями поступления трития в Белоярское водохранилище являются промливневый канал и нагорная канава. Первый из них принимает стоки с территории АЭС и от

соседнего предприятия СФНИКИЭТ; нагорная канава дренирует территорию, прилегающую к АЭС, котельной, водоочистным сооружениям. Концентрация трития в воде указанных водотоков варьировала от уровня техногенного фона до нескольких тысяч беккерелей на литр. После вывода из эксплуатации энергоблока № 2 содержание радионуклида в воде каналов заметно уменьшилось. В настоящее время, несмотря на проводимые на БАЭС мероприятия по снижению поступления трития в водоем, не исключаются отдельные случаи залповых поступлений, которые могут быть связаны не только с работой АЭС, но и экспериментального реактора в СФНИКИЭТ. Так как Белоярское водохранилище широко используется в хозяйственных целях (зоны отдыха населения, рыборазведения и т. д.), необходим тщательный контроль за сбросами трития в водоем.

Установлено, что поступивший в водоем радионуклид частично поглощается его донными отложениями. Илистый грунт, обогащенный органическим веществом и имеющий высокую степень обводненности, лучше поглощает тритий, чем песчаный, песчано-илистый грунты и затопленная почва. Процессы взаимодействия радионуклида с грунтом состоят из двух стадий: на первой тритий проникает в грунт путем миграции через влагу, содержащуюся в грунте; на второй он, по-видимому, входит в состав органического вещества грунта. Первый из этих процессов зависит от температуры: в интервале температур от 4 до 42 °С коэффициенты диффузии для разных типов грунта возрастают в 4–5 раз. Причем для илистого сапропеля коэффициенты диффузии примерно в 3 раза выше, чем для остальных типов грунта. Вторая стадия, как показали исследования, практически не зависит от температуры.

В процессе поглощения водным грунтом тритий входит в состав кристаллизационной, капиллярной и адсорбционной форм влаги. В условиях равновесия между ними концентрация трития в капиллярной и адсорбционной формах практически выравнивается с таковой в свободной воде, находящейся над поверхностью грунта. В наиболее прочно связанной форме влаги – кристаллизационной – содержание радионуклида составляет лишь 30 % от его концентрации в свободной воде. В этом случае наблюдается дискриминация трития относительно протия – стабильного изотопа водорода.

Концентрация трития в воде Ольховской болотно-речной экосистемы в первые 35 лет после пуска АЭС в целом была относительно высокой и варьировала в среднем в пределах

500–10 000 единиц. Следует подчеркнуть, что вода, содержащая такое количество трития, в жаркое время года легко испаряется и загрязняет воздушное пространство окружающих территорий. Водяные пары легко переносятся ветром на смежные территории, создавая очаги повышенного тритиевого загрязнения. Несмотря на то что в последние годы концентрация радионуклида в болотной экосистеме снизилась, проблема тритиевого загрязнения не исчезла, особенно если иметь в виду предстоящее строительство и пуск четвертого энергоблока.

При прохождении жидких стоков, содержащих тритий, через болотно-речную экосистему, радионуклид также входит в связанные формы влаги грунта Ольховского болота. В 1983–1984 гг., когда функционировали третий и четвертый энергоблоки, концентрация радионуклида в грунте на глубине 50–100 см составляла примерно 1000–3000 Бк/л. Снижение содержания трития в сбросных водах способствует вымыванию его в расположенную вниз по течению речную сеть.

Река Пышма, принимающая в себя содержащие радионуклид стоки из Белоярского водохранилища и Ольховской болотно-речной экосистемы, несет тритий в концентрациях, в несколько раз (от 2 до 20) превышающих уровень техногенного фона. В целом, с 1983 г. наблюдается постепенное снижение содержания радионуклида в воде этой реки, однако периодически наблюдаются всплески его повышенных концентраций вниз по течению, что связано с неконтролируемыми сбросами.

Экспериментально установлено, что наряду с открытыми водными системами в районе расположения Белоярской АЭС тритий загрязняет воздушную среду, в результате чего вода дождей и снеговых осадков содержит радионуклид в концентрациях, существенно превышающих уровень техногенного фона. Аналогичная ситуация наблюдается в питьевых водах в районе АЭС (колодцы, скважины, родники, централизованное водоснабжение).

Концентрация трития в водоемах района ПО “Маяк” уменьшается в зависимости от расстояния от предприятия. Данный факт указывает на ПО “Маяк” как источник загрязнения радионуклидом. В 20–25-километровой зоне вокруг предприятия концентрация трития в водоемах в среднем в 4–10 раз превышает уровень техногенного фона, на более дальнем расстоянии – в 2–3 раза.

Еще раз подчеркнем, что значительная часть Уральского региона, особенно примыкающая к Белоярской АЭС и ПО “Ма-

як”, характеризуется повышенными уровнями содержаний трития в воде по сравнению с уровнем техногенного фона, характерного для контрольных территорий. Учитывая то обстоятельство, что уровень глобального фона для этого радионуклида составляет 1 Бк/л, можно считать, что практически весь тритий в исследуемом регионе, в том числе и на контрольных территориях, имеет антропогенное происхождение. Поскольку очевидно, что предприятия ядерно-топливного цикла являются основными загрязнителями природной среды тритием, следует рекомендовать этим организациям разрабатывать и сооружать технологические узлы для задержания и локализации радионуклида в районах размещения подобных предприятий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алексахин Р. М. Ядерная энергия в биосфере. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.
- Бейли Н. Статистические методы в биологии. М.: Сов. наука, 1959. 270 с.
- Бабенко А. Г., Мехедов Б. Н., Подпоринова Л. Е и др. Сбросы и выбросы трития ВВЭР-1000 5-го блока Нововоронежской АЭС // Атомная энергия, 1990. Т. 68, вып. 4. С. 285–287.
- Баданова К. А. Влияние тяжелой воды на растения // Физиология растений, 1956. Т. 3, вып. 1. С. 43.
- Бескрестнов Н. В., Фатькин А. Г., Колтик И. И. Опыт организации дозиметрического контроля за водоемом-охладителем АЭС // Проблемы радиэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 61.
- Богданов К. М. Определение общей активности трития в живом организме // Медицинская радиология, 1975. № 1. С. 89.
- Богданов К. М., Романовская Л. Л. Биофизические закономерности обмена тритиевой воды в организме. М.: Энергоатомиздат, 1981. 135 с.
- Богданов К. М., Шальнов М. И., Штуккенберг Ю. М. Исследование динамики обмена окислов трития в организме // Биофизика, 1959. Т. 4, вып. 4. С. 437.
- Вакуловский С. М., Воронцов А. И., Катрич А. И. и др. Тритий в атмосферных осадках, реках и морях, омывающих территорию Советского Союза // Атомная энергия, 1978. Т. 44, вып. 5. С. 432.
- Виноградов А. П., Девириц А. Л., Добкина Э. И. Современное состояние трития в природных водах // Геохимия, 1968. № 10. С. 1147.
- Григорьева Л. И., Томилин Ю. А. Оценка степени загрязнения тритием поверхностных водоемов и некоторых источников питьевой воды в районе Южно-Украинской АЭС // Украинский Радиологический журнал, 1999. № 4. С. 433–437.
- Гудков Д. И. Тритий в воде Днепра и его водохранилищ // Гидробиологический журнал, 1995. Т. 31, № 3. С. 95–102.
- Гудков Д. И. Динамика содержания трития в пойменных водоемах р. Припять и пруде-охладителе Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиэкология, 1999. Т. 39, № 6. С. 605–608.
- Дельвин Н. Н., Иванов А. Б., Крылов В. А., Носов А. В. Изучение содержания трития в водных объектах и приземной атмосфере в районе Калининской АЭС // Экология регионов атомных станций, 1996. Вып. 5. С. 264–265.
- Демин С. Н. Тритиевая проблема – гигиенические аспекты // Тритий – это опасно. Челябинск, 2001. С. 13–21.
- Демин С. Н., Телушкина Е. Л. Радиационно-гигиеническая оценка загрязнения внешней среды тритием и дозовые нагрузки на население в рай-

- оне радиохимического предприятия // Бюллетень радиохимической медицины, 1987. № 1. С. 23–28.
- Дерпгольц В. Ф. Мир воды. Л.: Недра, 1979. С. 27.
- Дюсе Г., Вандеваль Г. Поглощение воды отрезанными корнями // Физиология растений, 1960. № 7. С. 407.
- Изгоров Ю. А. Еще раз о тритии, образующемся при работе АЭС, и его переносе в окружающей АЭС среде // Экология регионов атомных станций. М.: АЭП, 1996. С. 237–250.
- Жигаловская Т. Н., Колосков И. А. и др. Тритий в реках умеренных широт северного полушария // Тр. Ин-та экспериментальной метеорологии Гл. упр. Гидрометслужбы при Сов. Мин. СССР, 1976. Вып. 4 (56). С. 21.
- Журавлев В. Ф. Органически связанный тритий // Медицинская радиология, 1981. Вып. 26, № 6. С. 67.
- Закгейм А. Ю. Введение в моделирование химико-технологических процессов. М.: Химия, 1982. 288 с.
- Иваницкая М. В., Малофеева А. И. Источники поступления трития в окружающую среду // Тритий – это опасно. Челябинск, 2001. С. 22–29.
- Изучение влияния Белоярской АЭС на радиационное состояние близлежащего региона (Выбор путей уменьшения радиоактивного загрязнения): Отчет / Ответственные исполнители Н. В. Куликов, И. В. Молчанова, М. Я. Чеботина и др. Свердловск: Ин-т экол. растений и животных УрО РАН СССР, 1988.
- Изучение радионуклидного состава радиационных сбросов и выбросов Калининской АЭС, а также их возможного влияния на растительный покров в окрестности отдельных населенных пунктов: Отчет Гос. ин-та прикладной экологии / Рук. А. Б. Иванов. М., 1999. 39 с.
- Козлов Ф. А., Алексеев В. В. Влияние технологических параметров на перенос трития в АЭС с реакторами на быстрых нейтронах с натриевым теплоносителем // Атомная энергия, 1990. Т. 68, вып. 2. С. 94–98.
- Колтик И. И. Разработка методических основ оценки радиационного состояния внешней среды в районе расположения атомной станции (на примере Белоярской АЭС): Автореф. дис. ... канд. техн. наук. Екатеринбург, 1997.
- Кононович А. Л., Луппов В. А., Маковский В. И. и др. Радиоэкологическая оценка состояния Ольховского болота // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1991. С. 25–36.
- Кононович А. Л., Молчанова И. В., Трапезников А. В. и др. К проблеме нормирования радиоактивного загрязнения водных экосистем в зоне АЭС // Экология, 1988. № 4. С. 29–34.
- Куликов Н. В., Реч Т. А., Чеботина М. Я. Тритий в воде болотно-речной экосистемы // Экология, 1984. № 4. С. 85–86.
- Куликов Н. В., Реч Т. А., Трапезников А. В., Чеботина М. Я. Тритий в регионе Белоярской АЭС на Урале // Экология регионов атомных станций. М., 1996. Вып. 5. С. 251–263.
- Ларин В. Тритиевая проблема на комбинате “Маяк” // Энергия, 2002. № 6. С. 44–49.
- Ленский Л. А. Тритий во влагосодержащих системах. М.: Энергоиздат, 1981. 77 с.
- Луппов В. А., Кононович А. Л., Чеботина М. Я. и др. Изучение водного переноса в Ольховском болоте методом тритиевой метки // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1992. С. 37–41.

Любимова С. А., Ситникова О. Ф., Трапезников А. В. Некоторые вопросы гидрохимии Белоярского водохранилища // Радиэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 60–62.

Маковский В. И., Нифонтова М. Г., Новгородцева Г. Г. Аккумулятивная роль Ольховского болота в зоне действия Белоярской АЭС // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1991. С. 3–24.

Моисеев А. А., Иванов В. И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М.: Атомиздат, 1974. С. 336.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Некоторые итоги радиэкологического изучения природных экосистем в районе Белоярской АЭС // Экология, 1985. № 5. С. 30–34.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам болотно-речной экосистемы // Экология, 1982. № 2. С. 45–49.

Нифонтова М. Г., Маковский В. И., Куликов Н. В. ^{90}Sr и ^{137}Cs в торфяных отложениях низинного болота в зоне влияния Белоярской АЭС // Экология, 1986. № 3. С. 30–35.

Нормы радиационной безопасности НРБ-76. М.: Атомиздат, 1978. 55 с.

Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и Основные санитарные правила ОСП-72/87. М.: Энергоиздат, 1988. 159 с.

Нормы радиационной безопасности НРБ-96. Гигиенические нормативы ГН 2.6.1.054–96. М.: Госкомсанэпиднадзор России, 1996. 126 с.

Нормы радиационной безопасности НРБ-99. М., 1999. 115 с.

Носов А. В., Мартынова А. М., Шибанов В. Ф. и др. Исследование выноса трития водотоками с территории Красноярского ГХК // Атомная энергия, 2001. Т. 90, вып. 1. С. 77–80.

Окись трития / Под ред. Ю. И. Москалева. М.: Атомиздат, 1968.

Отдаленные эколого-генетические последствия радиационных инцидентов: Тоцкий ядерный взрыв / Под ред. А. Г. Васильева. Екатеринбург, 2000. 287 с.

Уткин В. И., Чеботина М. Я., Евстигнеев А. В., Любашевский Н. М. Особенности радиационной обстановки на Урале. Екатеринбург, 2004.

Плохинский Н. А. Биометрия. Новосибирск: Изд-во СО АН СССР, 1978. 370 с.

Правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений. М.: Наука, 1984. 300 с.

Радиоактивные беды Урала / В. И. Уткин, М. Я. Чеботина, А. В. Евстигнеев и др. Екатеринбург, 2000. 91 с.

Радиотоксины, их природа и роль в биологическом действии радиации высочайшей энергии / Под ред. акад. А. М. Кузина. М.: Атомиздат, 1966. 293 с.

Радиэкологическая оценка состояния Ольховской болотно-речной экосистемы в зоне Белоярской АЭС. Этап 2. Определение скорости прохождения жидких сбросов БАЭС через Ольховское болото с применением тритиевой метки: Отчет ИЭРЖ УрО АН СССР о НИР. Свердловск, 1990. 13 с.

Рачинский В. В., Ленский Л. А. Изотопные эффекты при сорбции почвами меченой тритием воды // Изв. ТСХА, 1965 а. № 1.

Рачинский В. В., Ленский Л. А. Изотопный обмен водорода в почвах в статических и динамических условиях // Изв. ТСХА. 1965 б. № 3.

Рачинский В. В., Ленский Л. А. Исследование взаимодействия меченой тритием воды с почвами: Сообщение 2 // Изв. ТСХА. 1965 в. Вып. 3. С. 218.

- Рачинский В. В., Ленский Л. А. Исследование динамики переноса воды в почвогрунтах с применением трития // Изв. ТСХА, 1966. № 3.
- Романов Г. Н. Поведение в окружающей среде и биологическое действие трития. М., 1983. С. 6.
- Санитарные правила работы с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений (№ 333-60). М.: Госиздат, 1960. 118 с.
- Сойфер В. Н., Романов В. В., Гасилина Н. Н., Рослый Н. Н. Об экранирующем эффекте континентов, определяющем изотопный состав атмосферной влаги // Докл. АН СССР. 1971. Т. 201, № 1. С. 78.
- Стрелков Р. Б. Метод вычисления стандартной ошибки и доверительных интервалов средних арифметических величин с помощью таблицы. Сухоми: Алашара, 1966. 15 с.
- Стыро Д. Б., Коротков В. П. Объемная активность трития в водах Балтийского моря в 1987–1989 гг. // Атомная энергия, 1994. Т. 76, вып. 5. С. 441–443.
- Сыроватко В. А., Антоненко Т. М. О накоплении трития растениями // Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. Свердловск, 1981. С. 35.
- Тетчер Л., Пейн Б., Камерон Дж. Тенденции в глобальном распределении трития начиная с 1961 г. // Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов: Пер. с англ. / Под ред. Ю. А. Израэля. М.: Мир, 1968. С. 284.
- Усачев В. Д. Тритий в промышленных водоемах ПО «Маяк» // Тритий – это опасно. Челябинск, 2001. С. 41–56.
- Ферронский В. И., Брезгунов В. С., Онуфриев В. Г. и др. Природные изотопы как индикаторы глобальных и региональных процессов движения воды на Земле // Вод. ресурсы, 1975. № 6. С. 3–29.
- Чеботина М. Я. Тритий в компонентах биосферы // Поведение изотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 3–21.
- Чеботина М. Я., Гусева В. П., Трапезников А. В. Планктон и его роль в миграции радионуклидов в водоеме-охладителе АЭС. Екатеринбург: УрО РАН, 2002. 170 с.
- Чеботина М. Я., Кулигин А. П., Реч Т. А. и др. Поступление трития от БАЭС в водные экосистемы // Безопасность эксплуатации Белоярской АЭС: Сб. науч. тр.). Екатеринбург: УрО РАН, 1994. С. 187–191.
- Чеботина М. Я., Лисовских В. Г., Реч Т. А. и др. Динамика прохождения жидких сбросов Белоярской АЭС через Ольховское болото // Экология, 1993. № 2. С. 88–90.
- Чеботина М. Я., Реч Т. А., Куликов Н. В. Тритий в донных отложениях болотно-речной экосистемы // Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 57–59.
- Чеботина М. Я., Реч Т. А., Лисовских В. Г. Экспериментальное изучение поведения трития в системе вода–грунт // Там же. С. 57–59.
- Чиркова В. Г. О методах концентрирования при измерении трития в природных водах // Труды Ин-та эксперим. метеорологии. 1947. Вып. 3 (42). С. 105.
- Штуккенберг Ю. М. Применение трития в биологических исследованиях. М., 1960.
- Эванс Э. Тритий и его соединения: Пер. с англ. М.: Атомиздат, 1979. С. 311.
- Ярушина М. И., Гусева В. П., Чеботина М. Я. Видовой состав и экологическая характеристика водорослей водоема-охладителя Белоярской АЭС // Экология, 2003. № 1. С. 23–29.

Adams L. W., Peterle T. J., White G. C. Tritium behavior in aquatic plants and animals in a freshwater ecosystems // Behavior of tritium in the environment. IAEA, Vienna, 1979. P. 231.

Bennett B. G. Fallout tritium in the environment and the dose commiyment // HASL-268. 1973, January, 1.

Blake M. I., Crane F. A., Uphous R. H., Katz J. J. Effect of heavy water on the germination of number of species of seeds // Planta, 1968. V. 78. P. 35.

Bleylock B. G., Frank M. L. Distribution of tritium in a chronically contaminated lake // Behavior of tritium in the environment. Proceedings of a Symposium San Francisco, 16–20 Oktober 1978 jointly organized by the IAEA and nea (OECD). International Atomic Energy Agency. Vienna, 1979. P. 247.

Bogen D. C., Welford G. A. Fallout tritium distribution in the environment // Health Physics, 1976. V. 30. P. 203.

Butler H. L., Seroy J. H. Observation of biological half-life of tritium // Health Physics, 1965. V. 11. P. 283.

Canadian Drink Water Standarts. 1996., 5 Nov.

Cohen L. K., Kneip T. J. Environmental tritium studies at a PWR power plant // Tritium / Eds. by A. A. Moghissi, M. W. Carter). Messenger Graphics, 1973. P. 632.

Galeriu D., Paunescu N., Mocanu N., Melintescu A. A. Data Base for Tritium Level around a Chronic Source // Report WP3 IDRANAP 58-03/2003.

Garbinsky L., Psenicka L. Vyuzitie monitorov radioaktivty v zivotnom prostredi // "Zb. 4-Vcd. Konf. SVST: Tvorba a jchr. Zivot. Prosted., Bratislava, 1979. Zvaz. 1". Bratislava, 1979. P. 260.

Garland J. A., Ameen M. Incorporation of tritium in grain plants // Healts Physics, 1979. V. 36, № 1.

Garston A. L. Tritium in the environment // Adv. Radiat. Biol., 1979. V. 8. P. 419.

Grane F. A., Blake M. I., Uphous R. A., Katz J. J. The effect of deuterium replacement on seed development: Influence of excides embryos // J. Bot., 1969. V. 47. P. 1465.

Drinking Water – Radionuclide Contamination. Florida, Departament Protection, 2003.

Drinking Water Inspectorate / Annual Report of Department for Environment, Dood and Rural, Affairs (DEFRA), 2000.

Elwood J. W. Tritium behavior in fish from a chronically contaminated lake // Radionuclides in ecosystems / Ed. D. J. Nelson. National Technical Information Service. Springfield, 1971. P. 435.

Environmental isotopic data: world survey of isotope concentrations in precipitation. № 1 (1953–1963); № 2 (1964–1965); № 3 (1966–1967); № 4 (1968–1969). IAEA, Vienna, 1969, 1970, 1971, 1973.

Farlane M. C. Tritium fractionation in plants // Environ. Exp., 1976. V. 16. P. 9.

Farlane M. C., Beckert W. F., Brown K. W. Tritium in plants // J. Environ. Qual., 1979. V. 8. P. 269.

Jones W. M. Vapor pressures of tritium oxide and deuterium oxide. Interpretation of isotope effect // J. Chem. Phys., 1968. V. 48. P. 207.

Hanf R. W. Kelly L. M. Radiological surveillance of handford site drinking water: Annual Environmental Report. 2001. Report № 4.3.

Hayakava H., Matsura H., Igarashi S., Tokuyama H. Future Tritium Monitoring around Nuclear Power Plant // Fukiuf Pref. Environmental

- Radiation Research and Monitoring Center, Hamare-cho, 39-4, Fukui 910-825. Japan, 2004.
- Hardeman J. A. Whole note about Central Savannah River Area sampling results // Radiation monitoring in Georgia. 2004, March. P. 4.
- Kirchmann R., Piron C., Meurice M. et al. // Annales de l'Association belge de Radioprotection. 1977. V. 2, 3. P. 163.
- Kolb N. Radionuclide concentrations in ground level air from 1971 to 1973 in Brunswick and Tromso // Physikalisch-Technische Bundesanstalt report PTB-Ra-4. Braunschweig, 1974, September.
- Kotzer T., Trivedi A. Dosimetric implications of atmospheric dispersal of tritium near a Heavy-water research reactor facility // Radiation Protection Dosimetry, 2001. V. 93. P. 61-66.
- Miyake Y., Saruhashi K., Brown K. W. Seasonal variation of tritium fractionation and ^{90}Sr fallout on the Earth // Radiat. Res., 1980. V. 21. P. 68.
- Miettinen J. K. Transfer and uptake mechanism of tritium in soil (Department of Radiochemistry, University of Helsinki, Helsinki, Finland) // Behavior of tritium in the Environment. IAEA, Vienna, 1979. P. 339.
- Moghissi A. A., Cothorn C. R. Background information for the development of a standard for tritium in drinking water // Radiation Protection Dosimetry, 1986. Rept 16. P. 175-179.
- Phillips J., Easterly C. Sources of Tritium // Nucl. Safety, 1981. V. 22, № 5. P. 612-626.
- Pinson E. A. The body absorption, distribution and excretion of tritium in man and animals / USAEC Report LA-1218, Los Alamos Scientific Laboratory, 1951. Mar. 12.
- Pilmer D. F., Denovan J. T. Comparison of predicted and measured radionuclide concentrations in marine animals near an operating PWR // Trans Amer. Nucl. Soc., 1972. V. 17, № 1. P. 29.
- Reference values for radioactivity concentration in drinking water European Union: Council Directive 98/83/ES of 3 November, 1998 on the quality of water intended for human consumption // Official Journal L, 1998. 330 (05/13/98).
- Responses to Questions Submitted to Berkeley Lab at the November 12, 2004. Berkeley City Council Meeting., 2004. 40 p.
- Siri W., Evers J. Tritium exchange in biological systems: Tritium exchange in biological systems // Tritium in physical and biological Sciences. Proc. Symp. Vienna, 1961. IAEA, 1962. V. 2. P. 71.
- Skauen D. M. The effects of tritium oxide on aquatic organisms // Final Rept. NYO-3039-1, 1964. P. 16.
- Skauen D. M. The effects of tritium oxide on aquatic organisms // Summary and Progress Rept. TID-18499, 1963. P. 10.
- Seven Ontario Hydro CANDU Reactors to shut down // Nuclear Awareness Project. Ontario, Canada L9P 1M6, 1.04.2004.
- Schell W. R., Gauzay G., Payne W. R. World distribution of environmental tritium // Phys. Behav. Radioactive Contaminated Atmos. Vienna, 1974. P. 375. Discuss. P. 396.
- Strack S., Bonotto S., Kirchmann R. Radioactive contamination of the marine environment. Uptake and distribution of ^3H in *Dunaliella bioculata* // Helgoland. Meeresuntersuch, 1980. V. 33, № 1-4. P. 153.
- Takeda H., Miyamoto K., Fuma S. et al. Comparative biokinetics of tritium in rats during contaminations ingestion of tritiated water and tritiated food (53) // Annual Report, 1999-2000. 2004. P. 1-3.

Tazima Y. Biological effects of tritium particularly of tritiated water // Radiat. Res., 1980. V. 21, № 1. P. 3.

Thompson R. S. Studies of metabolic turnover with tritium as a tracer. II. Cross studies on the rat // J. Biol. Chem., 1953. V. 200. P. 731.

Thompson R. S. Studies of metabolic turnover with tritium as a tracer. IV. Metabolically inert lipide and protein fractions from the rat // J. Biol. Chem., 1954. V. 208. P. 883.

Washburg E. W., Smith E. R. The isotopic fractionation of water by physiological processes // Science, 1934. V. 79. P. 188.

Weinberg A. M. The future of nuclear energy // Phys. Today, 1981. V. 34, № 3. P. 48, 56.

Weston R. E. Kinetic and equilibrium isotope effects of tritium substitution // Tritium / Eds. by A. A. Moghissi, M. W. Carter). CONF 710809. Messenger Graphics, Phoenix, AZ and Los Vegas. NY., 1973. P. 289.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие	3
Введение и обзор основной литературы	5
Глава 1. Материал и методика исследований	17
Глава 2. Тритий в водных экосистемах контрольного региона	23
Глава 3. Мониторинг трития в водных экосистемах района Белоярской АЭС	25
3.1. Водоем-охладитель	25
3.2. Пути водной миграции трития от АЭС в водоем	41
3.3. Ольховское болото и р. Ольховка	44
3.4. Реки Пышма и Тура	53
3.5. Воздушная среда	56
3.6. Дождевые осадки	59
3.7. Снеговые выпадения	60
3.8. Озеро Худыш	63
3.9. Колодцы и скважины	65
3.10. Родники	65
Глава 4. Тритий в районах ПО “Маяк” и Восточно-Уральского радиоактивного следа	66
Глава 5. Тритий в воде р. Чепцы (Удмуртия)	70
Глава 6. Тритий в водных экосистемах Оренбургской области	72
Глава 7. Тритий в реках Теча, Исеть, Миасс	74
Глава 8. Тритий в воде некоторых рек Западной Сибири ..	76
Глава 9. Тритий в питьевой воде г. Екатеринбурга	78
Заключение	80
Список литературы	84

Научное издание

**Мargarита Яковлевна Чеботина
Олег Анатольевич Николин**

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТРИТИЯ
В УРАЛЬСКОМ РЕГИОНЕ**

Рекомендовано к изданию ученым советом ИЭРиЖ
и НИСО УрО РАН

Редактор **М. О. Тюлюкова**
Технический редактор **Е. М. Бородулина**
Корректор **Г. Н. Старкова**
Компьютерная верстка **О. С. Николаевой**

ЛР № 020764 от 24.04.98 г.

НИСО УрО РАН № 47(04)–121. Сдано в набор 09.11.04. Подписано
в печать 20.01.05. Формат 60×84 1/16. Бумага типографская. Печать
офсетная. Усл. печ. л. 5,75. Уч.-изд. л. 7. Тираж 300. Заказ 7.

Оригинал-макет изготовлен в РИО УрО РАН.
620219, Екатеринбург, ГСП-169, ул. Первомайская, 91.

Отпечатано с готовых диапозитивов в типографии УрО РАН.
620219, Екатеринбург, ГСП-169, ул. С. Ковалевской, 18.