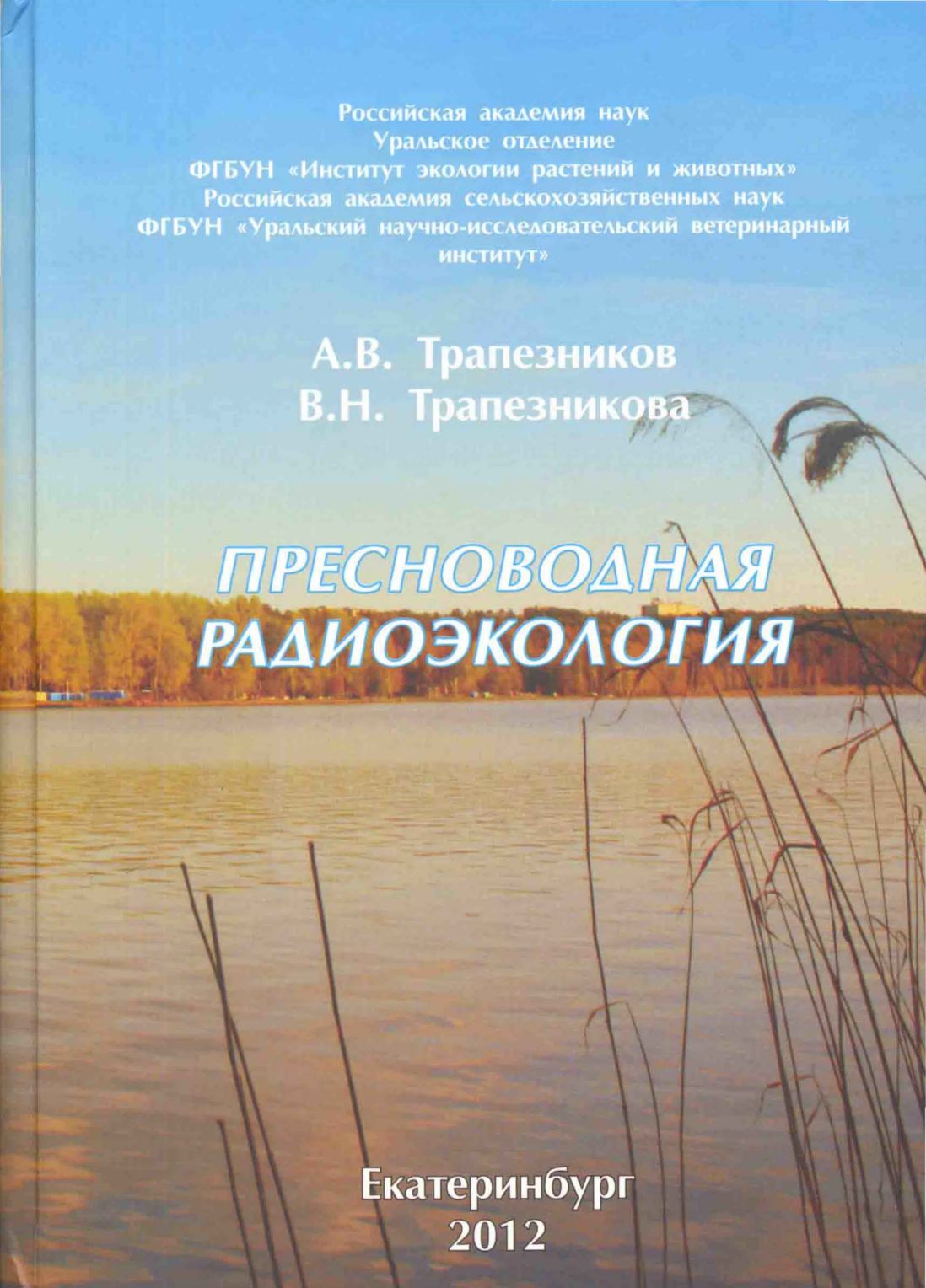
Российская академия наук
Уральское отделение
ФГБУН «Институт экологии растений и животных»
Российская академия сельскохозяйственных наук
ФГБУН «Уральский научно-исследовательский ветеринарный институт»

А.В. Трапезников
В.Н. Трапезникова

ПРЕСНОВОДНАЯ РАДИОЭКОЛОГИЯ



Екатеринбург
2012

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

А.В.Трапезников
В.Н.Трапезникова

ПРЕСНОВОДНАЯ РАДИОЭКОЛОГИЯ

ЕКАТЕРИНБУРГ
Издательство «АкадемНаука»
2012

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08

Ответственный редактор академик РАСХН,
доктор биологических наук, профессор **И.М.Донник**

Рецензенты
профессор, доктор биологических наук **Б.В.Тестов**,
доктор биологических наук **Е.А.Пряхин**

А.В.Трапезников, В.Н.Трапезникова

Пресноводная радиоэкология – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2012. – 544 с.

ISBN 978-5-904196-10-3

Обобщен 37-летний опыт радиоэкологических исследований крупных пресноводных экосистем Урала и Западной Сибири, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла. Изучены закономерности миграции, накопления и распределения по основным компонентам пресноводных биогеоценозов техногенных радионуклидов – ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239,240}Pu. Показана специфичность поведения радионуклидов в озерных экосистемах (на примере водоемов, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа), речных (реки Теча, Исеть, Тура, Иртыш и Обь, относящиеся к Обь-Иртышской речной системе, загрязненной радиоактивными веществами различного генезиса и, прежде всего, в результате деятельности ПО «Маяк» на Южном Урале), а также в искусственных водных экосистемах (на примере Белоярского водохранилища – водоема-охладителя Белоярской АЭС). Показано, что после выведения из эксплуатации I и II блоков Белоярской АЭС, содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище снизилось в основных компонентах водоема-охладителя (вода, донные отложения, ихтиофауна и макрофиты) в десятки, сотни и даже тысячи раз. Рассмотрены особенности барьерной роли различных пресноводных экосистем на пути рассеяния радионуклидов во внешней среде. В проведенных исследованиях широко использован метод математического моделирования. Показано, что радиоэкология пресноводных экосистем является самостоятельной научной дисциплиной; дана ее детальная структура и рассмотрены основные задачи.

Таблиц – 102, рисунков – 97, библиография – 494 названия.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант № 10-05-00516а), интеграционного проекта Президиума УрО РАН № 12-И-4-2006, проекта Президиума УрО РАН № 12-4-3-016-«Арктика» и проекта по конкурсу ориентированных фундаментальных исследований Президиума УрО РАН № 12-4-006-ЯЦ

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08

ISBN 978-5-9903763-3-5

© А.В.Трапезников, В.Н.Трапезникова, 2012
© ФГБУН «Институт экологии растений и животных» УрО РАН, 2012
© ФГБУН «Уральский научно-исследовательский ветеринарный институт, 2012

ПРЕДИСЛОВИЕ

Настоящая книга является переизданием монографии 2006 года «Радиоэкология пресноводных экосистем», дополненной новым материалом, прежде всего, главой VI.

Авторы благодарят проф. А.Ааркрога (Дания) за обсуждение материала и написание совместных статей по радиоэкологии рек Течи и Исети, положенных в основу соответствующих разделов настоящей книги.

Большую благодарность высказываем В.Н. Николкину за разработку математических моделей миграции радионуклидов в озерных экосистемах, а также в реках Туре, Иртыше, Оби и их пойме.

На различных этапах сбора и обработки материалов в экспедиционных, лабораторно-экспериментальных и аналитических работах авторам помогали многие специалисты: д.т.н. М.Я.Чеботина, к.б.н. П.И.Юшков, к.в.н. А.В. Коржавин, к.б.н. В.И.Мигунов, к.б.н. О.А. Николин, Н.Ф.Титова, Ю.А.Ватолин, А.В.Молодиков, М.Д.Рыбин, Г.И.Рябухина, А.П.Платаев.

Всем им авторы выражают искреннюю благодарность.

ВВЕДЕНИЕ

Прогресс науки и техники в XX веке привел к практическому применению ядерной энергии: созданию и испытанию атомного и термоядерного оружия, а также к развитию совершенно новой отрасли промышленности – атомной энергетики. Ионизирующая радиация превратилась в постоянно усиливающийся фактор внешней среды, воздействующий на все живое, что привело к созданию радиоэкологии – новой области экологии, изучающей процессы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой их обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного фона ионизирующих излучений (Кузин, Передельский, 1956; «О поведении...», 1956; Передельский, 1957; Тимофеев-Ресовский, 1957; Одум, 1958; Поликарпов, 1964; Алексахин и др., 1970; Верховская, 1971; Куликов, 1971 а,б; Куликов, Молчанова, 1975; Алексахин, Поликарпов, 1981; Алексахин, 1982).

Одной из важнейших дисциплин, входящих в состав радиоэкологии, является радиоэкология пресноводных экосистем. Имеется ряд специальных сводок и обобщений в этой области (Тимофеева-Ресовская, 1963; Куликов, Молчанова, 1975; Марей, 1976; «Биологические ...», 1983; Шеханова, 1983; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина, Трапезников и др., 1992; Foulguier, Baudin-Jaulent,1992; «Радіонукліди...», 2001; Мокров, 2002, 2003; «Закономерности...», 2004; Рябов, 2004; Трапезников, Трапезникова, 2006; Смагин, 2007; Стукалов, 2007; Трапезников и др., 2007 в, г; 2008; Левина, Аклеев, 2010), но в настоящее время пока не создана единая теория радиоэкологии пресноводных экосистем. Определению роли и места радиоэкологии пресноводных экосистем среди других наук, задачам,

которые призвана решать эта дисциплина, а также разработке методологических подходов посвящена настоящая работа. Особую актуальность разработка такой теории приобретает для водных экосистем Уральского региона, испытывающих на себе самые разнообразные по генезису радиационные воздействия. Так, северная часть региона находится в зоне влияния Новоземельского полигона ядерных испытаний, средняя и южная часть – производственного объединения «Маяк», где в 1949-1951, 1957 и 1967 годах произошли три тяжелейшие радиационные катастрофы. На территории региона произведено 38 подземных технологических ядерных взрывов, из них пять - с выбросом на поверхность, проводились испытания ядерного оружия, сосредоточено производство и хранение ядерных боеприпасов, ведется переработка ядерного горючего, а также добыча и первичная переработка урана и тория. Кроме того, регион испытывает загрязнение от природных радиоактивных источников.

В настоящее время в Уральском регионе функционирует 8 ядерных реакторов, 6 мощных центров по переработке радиоактивных материалов, 6 центров по захоронению ядерных отходов. Только на ПО «Маяк» общая радиоактивность отходов составляет более 37 ЭБк (1 миллиард Ku), что во много раз превышает выбросы радиоактивных материалов в результате Чернобыльской катастрофы (Уткин и др., 2000).

Чрезвычайно актуальным представляется исследование миграции, накопления и распределения радионуклидов в крупных водных биогеоценозах, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла. Именно поэтому, в качестве типичных образцов таких водных экосистем нами были выбраны как объекты исследования реки

Теча и Исеть на Южном Урале, а также Тура, Иртыш и Обь (в первую из них в 1949-1951гг. с ПО «Маяк» было сброшено более 100 ПБк (2,75 млн.Ku) радиоактивных отходов; озера Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль, расположенные на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) и Белоярское водохранилище – водоем-охладитель Белоярской АЭС им.И.В.Курчатова, одной из первых в СССР промышленных атомных электростанций.

Важнейшей задачей радиоэкологии является исследование барьерной роли пресноводных экосистем. Особенно важна количественная оценка барьерной роли крупных открытых водных систем – рек, закрытых – озер и полузакрытых – искусственных проточных водохранилищ. Все перечисленные типы водных биогеоценозов широко представлены в Уральском регионе.

В данной работе показано, что расчет запасов радионуклидов в водных экосистемах является количественной оценкой барьерной функции этих биогеоценозов по отношению к переносу радиоактивных веществ за пределы данной экосистемы.

Искусственные радионуклиды, попавшие в природную среду являются уникальным маркером, позволяющим количественно оценить процессы переноса и рассеяния химических элементов в пресноводных экосистемах, в частности, темпы образования донных отложений.

Применение математического моделирования, в настоящей работе позволило решить также актуальные задачи, как прогноз содержания исследуемых радионуклидов в воде и донных отложениях озер, расположенных на территории ВУРСа, на ближайшие 100 лет, а также оценить запасы радионуклидов на глубину до 100 см в пойменных

почвах и донных отложениях водоемов, расположенных в пойме вдоль рек Течи и Исети.

В настоящей работе разработана методология радиоэкологических исследований пресноводных экосистем, которая включает в себя количественную оценку распределения радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем, а также изучение влияния ряда экологических факторов на накопление, распределение и миграцию радионуклидов в водных биогеоценозах.

ГЛАВА I. РАДИОЭКОЛОГИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КАК НАУЧНАЯ ДИСЦИПЛИНА

1.1.Теоретический фундамент радиоэкологии

Теоретический фундамент радиоэкологии был заложен учением В.И.Вернадского о биосфере, работами в области биогеохимии. В этих исследованиях показано, что живые организмы являются мощным геохимическим фактором, определяющим процессы миграции, накопления и распределения химических элементов в компонентах биосферы (Вернадский, 1922а, 1926 а,б, 1929, 1938, 1940 а,б; Виноградов, 1932, 1935, 1937, 1944; Бруновский, Кунашева, 1935). Жизнедеятельность организмов в значительной степени определяет круговорот вещества в гидросфере и почвах. При этом, как правило, организмы выступают в качестве концентраторов тех или иных химических элементов, в связи с чем уровни содержания элементов в организме могут на несколько порядков величин превышать таковые во внешней среде (Вернадский, 1922 б; Зенкевич, 1947, 1951). Накопление химических элементов организмами изучается также биогеоценологией - научной дисциплиной, созданной В.Н.Сукачевым. Основной задачей этой области знания является исследование баланса вещества и энергии в элементарных ячейках биосферы - биогеоценозах, а также изучение биогеоценотических связей между отдельными биогеоценозами (Сукачев, 1945, 1947, 1960, 1965, 1966, 1967). В этом плане классическими являются работы по экспериментальной радиационной биогеоценологии (Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1967), где радиоактивные изотопы

рассматриваются в качестве «меченых атомов» для изучения судьбы химических элементов в биогеоценозах, а ионизирующее излучение – в качестве удобного и легко дозируемого фактора воздействия на организмы и их сообщества.

1.2. Место радиоэкологии пресноводных экосистем в ряду других научных дисциплин

В настоящее время выделяют две главные отрасли радиоэкологии – морскую и континентальную. Последняя изучает радиоэкологические процессы в биогеоценозах суши и внутренних водоемов. Отличительной чертой континентальных биоценозов по сравнению с морскими и океаническими является их большее разнообразие, а среда обитания организмов на континенте подвержена значительно более резким изменениям (Куликов, Молчанова, 1975). Некоторые исследователи склонны выделять радиоэкологию наземных биосистем и радиоэкологию гидробиоценозов, последняя включает в себя морские и пресноводные экосистемы. Пресноводную радиоэкологию можно рассматривать в качестве самостоятельной области радиоэкологии, поскольку пресные водоемы существенно отличаются как от морских, так и от наземных биогеоценозов. Специфика пресноводных экосистем проявляется в том, что в результате снижения фактора разбавления концентрация радионуклидов в пресных водоемах, при радиоактивном загрязнении земной поверхности, возрастает гораздо быстрее, чем в морях и океанах, а слабая минерализация воды способствует более высокому накоплению радионуклидов пресноводными гидробионтами и увеличению тем самым доз облучения этих организмов ионизирующей радиацией. Имеются специальные сводки и обобщения как

в области морской (Поликарпов, 1964; Шведов, Патин, 1968; Громов, Спицын, 1975; Перцов, 1978; Gerlach, 1981; Громов и др., 1985; Катков, 1985; Поликарпов, Егоров, 1986, Израэль, Цыбань, 1989; Kershaw, Woodhead,1991; Матишов, 1993; Яблоков и др.,1993; Foyn, Semenov, 1993; Radioactive contamination, 1994; Johannessen e.a., 1996; Матишов, Матишов, 2001; «Техногенные радионуклиды в морях...», 2005; «Радиоэкологический отклик Черного моря...»,2008), так и пресноводной радиоэкологии (Тимофеева-Ресовская, 1963; Куликов, Молчанова, 1975; Марей, 1976; Флейшман, 1982; «Биологические последствия ...», 1983; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина, Трапезников и др., 1992; Foulquier, Baudin-Jaulent, 1992; Trapeznikov, 1996a; «Медико-биологические...», 2000; «Радіонукліди ...», 2001; Мокров, 2002, 2003; Чеботина, Гусева, Трапезников, 2002; «Закономерности..., 2004; Рябов, 2004; Трапезникова, Трапезников, 2006; Трапезников, Трапезникова, 2006; Смагин, 2007; Стукалов, 2007; Трапезников и др., 2007 в, г; 2008; Левина, Аклеев, 2010), но в настоящее время пока не создана единая теория радиоэкологии пресноводных экосистем. Частично восполнить этот пробел призвана данная работа, целью которой является определение основных задач, решаемых пресноводной радиоэкологией, систематизация и анализ экологических факторов, влияющих на аккумулирование радионуклидов компонентами водных биогеоценозов, разработка методологических подходов к исследованию миграции, накопления и распределения радиоактивных веществ в основных компонентах гидробиоценозов, а также оценка специфичности радиоэкологической ситуации, сложившейся в Уральском регионе.

Следует отметить, что после Чернобыльской катастрофы 1989 года появился ряд интересных статей и обоб-

щений по радиоактивному загрязнению пресноводных экосистем (Поликарпов и др., 1988;1995;2008; Поликарпов, Лазоренко, 1990; Крышев, Рябов, 1990; Кузьменко, 1990; Каглян и др., 1992; Кузьменко и др., 1992; Паньков и др., 1993, 1997; Романенко и др., 1994, 2006; Поликарпов, Цыцугина, 1995, 1996; Давыдов и др., 1997; Волкова и др., 2000; «Медико-биологические...», 2000; Гудков и др., 2001,2005; «Радіонукліди ...», 2001; Зарубин и др., 2003; Гудков, 2006; Волкова, 2008; «Радиоэкологический отклик Черного моря...», 2008.

1.3. Барьерная роль пресноводных экосистем по отношению к миграции радиоактивных веществ

Важнейшей задачей пресноводной радиоэкологии является исследование барьерной роли водных экосистем по отношению к миграции радиоактивных веществ. Особенно важна количественная оценка барьерной роли крупных открытых водных систем – рек, закрытых – озер и полузакрытых – искусственных проточных водохранилищ. Все перечисленные типы водных биогеоценозов широко представлены в Уральском регионе.

В работе (Трапезников, 2001) показано, что расчет запасов радионуклидов в компонентах водных экосистем, играющих роль депо радиоактивных веществ, служит количественной оценкой барьерной функции этих биогеоценозов по отношению к переносу нуклидов за пределы данной экосистемы.

1.3.1. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем

Большую роль в радиоэкологических исследованиях играет изучение распределения радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем. Сначала подобные работы проводили в лабораторных условиях (Агафонов, 1958; Агафонов и др.,1960; Агре, Корогодин, 1960; Агре, 1962; Богатырев, 1962; Агре и др.,1964). Согласно этим работам исследуемые радионуклиды разделены на четыре основные группы по типу их распределения между водой, грунтом и биомассой: гидротропы, биотропы, педотропы и эквитропы (Тимофеева- Ресовская и др.,1962; Тимофеева-Ресовская, 1963). В дальнейшем исследования проводились в основном в натурных условиях (Мешалкина, 1971; Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др., 1992; Трапезникова, 1994; Трапезников и др., 2000 а, 2003, 2005; Трапезников, 2001; Трапезникова и др., 2005). Главным выводом из последних работ является то, что основным депо радионуклидов в пресноводных биогеоценозах являются донные отложения водоема, которые поглощают 80% и более нуклидов, затем следует водная компонента (в пределах от долей процента до 20%) и, наконец, гидробионты (так, высшие водные растения могут аккумулировать в общей сложности доли процента от суммарной активности в водоеме).

1.3.2. Радиационная емкость пресноводных экосистем

Способность экосистем накапливать и прочно удерживать поступающие в них радионуклиды является их фундаментальным свойством – радиоемкостью (Кутлахме-

дов и др.,1997). Впервые определение радиоемкости было предложено в работе (Агре, Корогодин, 1960). Наибольший вклад в разработку теории радиоемкости пресноводных экосистем внес Ю.А.Кутлахмедов с соавторами (Кутлахмедов и др.,1994; 1997; «Медико-биологические последствия...», 1998). Для измерения радиоемкости экосистемы предложено использовать параметр-фактор радиоемкости. Этот параметр характеризует долю того количества радионуклидов, которое прочно сорбируется и (или) фиксируется в биотических и абиотических компонентах экосистемы («Медико-биологические последствия...», 1998). Фактор радиоемкости такой экосистемы оценивается по следующей формуле (Кутлахмедов и др.,1994):

$$F = \frac{kh}{kh + H}$$

где: k – коэффициент накопления радионуклидов донными отложениями, которые определяют радиоемкость данной экосистемы,

h – толщина основного сорбирующего слоя донных отложений,

H – средняя глубина водоема.

Не возражая в принципе против данного выше определения радиоемкости, хотелось бы его конкретизировать. Так, предельной радиоемкостью водной экосистемы по конкретному радионуклиду будет величина активности этого нуклида, при которой достигается динамическое равновесие процессов сорбции и десорбции данного радионуклида в донных отложениях водоема.

1.4. Превращение пресноводной экосистемы в источник радиоактивного загрязнения окружающей среды

1.4.1. Транспортная функция водных экосистем – вынос радионуклидов из проточных водохранилищ и перенос их речными экосистемами

Любая природная водная экосистема не может быть абсолютно изолирована от внешнего мира и, следовательно, в нее происходит не только поступление радионуклидов, но осуществляется и их вынос. Наиболее ярко процесс выноса радиоактивных веществ наблюдается в открытых водных системах – реках. Радионуклиды, поступающие в речные системы или со сточными водами предприятий ядерного цикла, либо с площади водосбора переносятся на многие десятки и сотни километров. Ярким примером крупномасштабного регионального загрязнения радиоактивными веществами служит сброс в р.Течу в 1949-1951гг. порядка 100 ПБк (2,75млн Ku) радиоактивных отходов Производственным объединением «Маяк» на Южном Урале («Генезис и концепция...», 1993). Часть радионуклидов транзитом прошла через р.Течу и поступила в р.Исеть, входящую, как и первая река, в Обь-Иртышскую речную систему. Другая значительная часть нуклидов была депонирована в донных отложениях рек и в пойменных почвах. Этой теме посвящено значительное число публикаций (Березина и др., 1993; Трапезников и др., 1993 б, 1994, 1997а, 1999 а, б; 2000 а, 2007; Трапезников и др., 2007 а,б. в; Trapeznikov e.a., 1993 a, b; 1994 a, b; 1995 a, b; 1998; Aarkrog e.a., 1994, 1997, 2000, 2003; Akleyev, Lyubchansky, 1994; Degteva e.a., 1994; Fetisov e.a., 1994; Кравцова и др., 1994; Молчанова и др., 1994; Bradley, Jenquin, 1995; Christensen

e.a., 1995; 1997; Jourd'Heuil, Bernard, 1995; Romanov, 1995; Иваницкая и др., 1996; Мокров 1996 а,б,в; 1998 а,б, 2000; 2002, 2003; Aarkrog, 1996; Kryshev,1996; Romanov, Drozhko, 1996; Trapeznikov, 1996; Мартюшов и др., 1997; Смагин, 1997, 2007, 2008; "Sources…", 1997; Мясоедов и др., Новиков и др., 1998; Павлоцкая и др., 1998, 2001; Chesnokov e.a., 1998, 2000; Kryshev e.a. 1998 a,b; Novitsky e.a., 1999; Алексахин и др., 2000, 2001; Говорун и др., 1998, 1999, 2000; Израэль и др., 2000; «Медико-биологические и экологические последствия…», 2000; Новицкий и др. 2000; Смагин и др., 2000; Уткин и др., 2000; «Последствия …», 2002; Трапезников, Трапезникова, 2006; Пряхин и др., 2009 а, б; Стукалов, Ровный, 2009; Трапезников и др., 2009).

Из большого количества выше приведенных работ, остановимся на нескольких. Так, цикл публикаций Ю.Г. Мокрова (Мокров, 1996 а,б,в; 1998 а,б; 2000; 2002; 2003) посвящен ретроспективному восстановлению стока радионуклидов с водами р.Течи, обусловленного сбросами жидких радиоактивных отходов радиохимического производства ПО «Маяк» в 1949-1956 гг. Автором выполнена оценка стока ^{90}Sr в среднем и нижнем течении реки за каждый год в период с 1949 по 1995 гг., а также дана интегральная оценка количества ^{90}Sr, прошедшего в эти годы с водным потоком через створы в среднем и нижнем течении реки. На основе созданной автором гидродинамической модели реки Течи выявлены основные закономерности переноса взвешенных наносов различного гранулометрического состава в зависимости от водного стока и с учетом процессов седиментации и эрозии. С использованием сорбционной модели реконструирован радионуклидный состав воды, взвесей и донных отложений на верхнем участке реки, от точки сброса жидких радиоактивных отходов

до выхода в открытую гидрографическую систему. На основе анализа составляющих «жидкого» и «твердого» радиоактивного стока показано, что основное крупномасштабное загрязнение речной системы р. Течи на всем протяжении сформировалось в период с июня по октябрь 1951 г. и было обусловлено переносом загрязненных радионуклидами взвешенных веществ.

Другая работа (Мартюшов и др., 1997) посвящена радиоэкологическим аспектам поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения р. Течи. Авторами показано, что основным источником поступления радионуклидов в речную систему является верхний участок поймы (так называемые Асановские болота), представляющий собой заболоченную пойму площадью 40 км^2 с запасом активности около 330 ТБк (9кКu) по ^{137}Cs, 220 ТБк (6кКu) по ^{90}Sr и 0,4 ТБк (11 Ku) по Σ Pu. Выявлена тенденция к снижению уровней загрязнения почвенного покрова поймы вниз по течению реки и от ее русла в поперечном направлении. Следует подчеркнуть, что принципиально к таким же выводам пришли авторы работ (Трапезников и др., 1999, 2000; Aarkrog, Trapeznikov e.a., 2000) с той лишь разницей, что в последних работах вышеупомянутая тенденция выявлена и доказана с помощью математических моделей, а в статье (Мартюшов и др., 1997) тенденция обосновывается эмпирическими данными. В работах (Chesnokov e.a., 1998; Говорун и др., 2000; Израэль и др., 2000) оцениваются суммарные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных участках р. Течи (в ее среднем и нижнем течении). Аналогичные вопросы рассматриваются в работе (Трапезников и др., 1999). Так, наши данные по оценке запасов ^{137}Cs отличаются в среднем в 1,3-3,1 раза от результатов, полученных в цитируемых выше статьях. Это достаточно хорошая сходимость,

если учесть, что исследования проводили на пойменных участках длиной 100 км и более. В нашем случае, в отличие от вышеупомянутых работ, интегральные расчеты проводили на основе математического моделирования, а достаточно хорошая сходимость результатов говорит в пользу корректности нашей модели. Следует подчеркнуть, что в большинстве работ по радиоэкологии рек Течи и Исети нами используется метод математического моделирования, что позволяет делать обобщения, которые затруднены при работе только с эмпирическим материалом. Так, впервые (Трапезников и др., 1993; Trapeznikov e.a., 1993 a) были рассчитаны интегральные запасы ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в воде, а также ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu – в донных отложениях реки Течи. В этих же работах показано, что концентрации ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в воде р. Течи экспоненциально уменьшаются с расстоянием от места сброса радионуклидов, а степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в донных отложениях реки от места сброса радиоактивных веществ.

В работах (Трапезников и др., 1999, 2000; Aarkrog, Trapeznikov e.a., 2000) с помощью математических моделей описано пространственное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в донных отложениях речной системы Теча-Исеть, включая пойменные ландшафты. Показано, что содержание радионуклидов уменьшается с расстоянием от ПО «Маяк» и может быть описано с помощью степенной функции. Вертикальное распределение нуклидов в донных отложениях пойменных водоемов и в пойменных почвах характеризуется экспоненциальной зависимостью. Распределение радионуклидов по ширине поймы также описывается экспоненциальным уравнением, уменьшаясь по мере увеличения расстояния от русла реки.

1.4.2. Вторичное загрязнение речных систем радионуклидами через пойменные участки в период паводков

Немалую роль в переносе радионуклидов играет вторичное загрязнение речных систем через пойменные участки в периоды весенних паводков и затяжных дождей летом и осенью. Классическим примером такого явления служит вторичное загрязнение реки Течи от Асановских болот, в которых в настоящее время депонировано около 330 ТБк ^{137}Cs, 220 ТБк ^{90}Sr и 0,4 ТБк Σ Pu (Мартюшов и др., 1997) в результате сбросов с ПО «Маяк» в 1949-1951 гг.

1.4.3.Поступление радионуклидов из пресноводной экосистемы в пищевые цепочки представителей других экосистем

Не очень значительная часть радиоактивности, содержащийся в пресноводной экосистеме, может поступать в пищевые цепочки представителей других экосистем. Так, личинки комаров концентрируют радионуклиды из воды и донных отложений; в свою очередь, взрослые комары, которые уже относятся к представителям наземных экосистем, поедаются стрекозами, а последними питаются птицы. (Передельский, 1957; Фостер, Дэвис, 1958; Передельский, Богатырев, 1959). В работе (Марей, 1976) показано, что личинки насекомых за время пребывания в воде аккумулируют в тканях такие количества радиоактивных веществ, которые в сотни и тысячи раз превышают их содержание в водной среде. Но попадая за пределы водоема взрослые особи насекомых уносят с собой сравнительно небольшую часть радионуклидов. Так, концентрация нук-

лидов в организме взрослых особей комаров на стадии имаго гораздо ниже по сравнению с личиночной стадией.

Существенную роль играет перенос радионуклидов из водоемов в организм водоплавающих птиц (прежде всего – используемых человеком в пищу). Главную роль в таком процессе играют утки. Так, в работе (Хансон, Корнберг, 1958) проведены исследования на водоемах, подверженных сбросу жидких радиоактивных отходов. В тканях обитавших здесь диких уток в течение четырех месяцев в году, 60% радиоактивности в костях обусловлено ^{90}Sr, а 90% содержащихся в мышцах радионуклидов – ^{137}Cs. Коэффициенты накопления ^{90}Sr в костях уток составляли 1500, ^{137}Cs – в мышцах этих и ряда других водоплавающих – 900 единиц.

По данным, приведенным в исследовании (Марей, 1976), при обитании домашних уток в прудах, вода которых содержала ^{90}Sr и ^{210}Po, уровни аккумулирования ^{90}Sr в костной, а ^{210}Po – в мышечной ткани домашних уток были соответственно в 10 и 20 раз выше, чем у обитавших здесь же домашних гусей. Различие в накоплении радионуклидов связано, видимо, с видом употребляемого корма. Так, гуси, в основном, питаются прибрежной травой, а утки – бентосными организмами из пруда, добывая его из загрязненного нуклидами ила. Так как основное количество радионуклидов, попавших с кормом, удаляется с экскрементами, налицо вторичное загрязнение радиоактивными веществами земной поверхности (и прежде всего – территории птицеводческих ферм).

Другим примером служат проходные рыбы, которые в период нереста мигрируют из морских экосистем в пресноводные, в том числе – в реки и озера. Радиоэкологические аспекты подобной миграции детально исследованы в работах (Флейшман, 1971 а, б).

1.5. Экологические факторы, влияющие на аккумулирование радионуклидов компонентами пресноводных экосистем

На аккумулирование радионуклидов компонентами любой водной экосистемы значительное влияние оказывают факторы внешней среды. Наиболее значимыми из них являются: макро- и микроконцентрации химических элементов в водной среде, содержание в воде изотопных и неизотопных носителей, физико-химическое состояние радионуклидов в воде и pH среды, температура воды, освещенность, трофность водоемов, сезонное влияние на накопление радионуклидов гидробионтами и ряд других экологических факторов. Разработке этих вопросов большое внимание уделено в работах (Куликов, Молчанова, 1975; Куликов, Чеботина, 1988).

1.5.1.Макро- и микроконцентрации химических элементов в водной среде

Известно, что в области микроконцентраций (от 10^{-12} моль/л до 10^{-5} моль/л), при прочих равных условиях, концентрация химических элементов в гидробионтах прямо пропорциональна их концентрации в воде и, поэтому, коэффициенты накопления остаются постоянными. В то же время в области макроконцентраций (от 10^{-5} моль/л и выше) отмечается обратная зависимость коэффициентов накопления от концентрации химических элементов в водной среде (Williams, Swanson, 1958; Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Титлянова, Иванов, 1961; Поликарпов, 1964; Гилева, 1965; Тимофеева, Агре, 1965).

1.5.2. Концентрация в водной среде изотопных и неизотопных носителей

Важным является исследование накопления радионуклидов гидробионтами в зависимости от концентрации в воде соответствующих макроэлементов или, иначе говоря, неизотопных носителей. Установлено, что коэффициенты накопления ^{90}Sr находятся в обратной зависимости от содержания в воде его химических аналогов- кальция и магния, а коэффициенты накопления ^{137}Cs находятся в такой же зависимости от содержания в водной среде калия (Марей и др., 1958; Williams, 1960; Pickering, Lucas, 1961; Иванов и др., 1965; Тимофеева, 1965; Тимофеева, Куликов, 1968; Пискунов и др., 1971; Марчюленене, Нянишкене, 1973).

1.5.3. Физико-химическое состояние радионуклидов в воде и pH водной среды

Накопление радионуклидов гидробионтами определяется также физико-химическим состоянием нуклидов в водной среде и концентраций в ней водородных ионов. Значения pH в водах рек, озер и водохранилищ характеризуются суточными и сезонными колебаниями, а различные типы природных вод по этому показателю весьма изменчивы (Перельман, 1977).

Вопрос о влиянии щелочно-кислотных условий среды на накопление радионуклидов гидробионтами исследован мало (Агре, Телитченко, 1963; Гилева, 1965; Patten, Jverson, 1966; Чеботина, Любимова, 1981). Так, при изучении поглощения иттрия-91 нитчатой водорослью (Cladophora fracta Kutz) установлено двукратное снижение коэффициента накопления радионуклида в области значений pH водного

раствора, при которых иттрий переходит в коллоидную форму (Гилева, 1965). В работе (Чеботина, Любимова, 1981) исследовано накопление ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs двумя видами пресноводных растений в зависимости от pH среды. Показано, что при значениях pH > 4 ^{59}Fe постоянно переходит в форму коллоидных соединений, поэтому, поглощение его растениями снижается. Накопление ^{60}Co растениями уменьшается при pH=8-9 и более, что, вероятно, связано с образованием гидролизных форм элемента. Поглощение ^{90}Sr макрофитами возрастает с увеличением pH водной среды. Это объясняется тем, что ^{90}Sr вместе с кальцием включается в процесс карбонатообразования, зависящий от pH. И, наконец, установлено, что накопление ^{137}Cs растениями не зависит от щелочно-кислотных условий водной среды, так как при всех значениях pH микроколичества цезия находятся в растворе в форме катионов, не образуя коллоидов (Старик, 1960). Показано, что радионуклиды ряда химических элементов, находящихся в растворе в форме хелатных (внутрикомплексных) соединений, накапливаются гидробионтами в меньшем количестве, чем те же нуклиды, внесенные в среду в ионной форме (Тимофеева-Ресовская, 1963).

В работе (Куликов, Чеботина, 1988) исследовано накопление ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs водными грунтами в зависимости от pH среды. Показано, что при изменении pH водной среды от кислой до нейтральной поглощение ^{59}Fe грунтами снижается. Это свидетельствует о переходе железа с повышением pH в миграционно-способную коллоидную форму (Чеботина, Любимова, 1981). Поглощение ^{60}Co торфянистым грунтом в интервале pH от 5 до 7 не зависит от щелочно-кислотных условий среды. При этих условиях кобальт должен находиться в растворе в ионной форме.

Сорбция кобальта карбонатным грунтом при подкислении среды уменьшается. Накопление ^{90}Sr богатыми органическим веществом грунтами с повышением pH возрастает, что, по-видимому, связано с увеличением их емкости поглощения при подщелачивании среды (Рыдалевская, Тищенко, 1944; Возбуцкая, 1964). Так, в исследованном диапазоне pH=5-10 коэффициенты накопления в сапропеле увеличивались в 5 раз, в торфянистом и карбонатном грунтах – на один и два порядка величин соответственно. Исключение составляет обедненный органикой песчаный грунт, емкость поглощения которого не зависит в широких пределах от pH среды. Коэффициенты накопления ^{137}Cs мало зависят от щелочно-кислотных условий водной среды. При pH=5-8 они практически не изменяются. Некоторое увеличение накопления радионуклида сапропелем, торфянистым и карбонатным грунтами при сильно щелочных условиях (pH = 9-10), видимо, связано с увеличением их сорбционной емкости в результате диспергирования грунтов под влиянием повышенных концентраций ионов натрия (Пейве, 1961).

В специальных опытах в условиях модельного водоема показано, что pH среды влияет на распределение радионуклидов между водой, грунтом и биомассой (Тимофеева-Ресовская и др., 1962). Установлено, что содержание ^{90}Sr в воде при кислых значениях pH увеличивается за счет снижения концентрации радионуклида в грунте и биомассе. На распределение ^{137}Cs между компонентами водоема реакция среды не оказывает заметного влияния. Относительное содержание ^{144}Ce в воде возрастает при смещении значения pH в сторону подщелачивания за счет снижения накопления радионуклида в грунте и макрофитах.

1.5.4. Температура водной среды

Температура водной среды является одним из важнейших экологических факторов. Она определяет видовой состав гидробионтов, их пространственное распределение и миграцию в водных экосистемах. От температуры воды зависит скорость протекания физиологических и биохимических процессов в организмах гидробионтов. В природных условиях температура воды подвержена значительным колебаниям. Так, в водоемах умеренных широт она изменяется в течение года в среднем от 0° до 25° С (Березина, 1953).

В зонах поступления радиоактивных веществ в водоемы-охладители атомных электростанций действие радиационного фактора проявляется на фоне подогрева воды. Повышение температуры воды может способствовать увеличению накопления радионуклидов гидробионтами и возрастанию тем самым лучевых нагрузок на них (Куликов, 1978). Проведен ряд исследований по выяснению роли температурного фактора на накопление радионуклидов компонентами пресноводного биогеоценоза – макрофитами, водными животными (и, прежде всего, ихтиофауной), а также донными отложениями.

Влияние температуры водной среды на аккумулирование радионуклидов водными растениями описано в работах (Harvey, 1970; Марчюленене и др., 1981, 1982; Трапезников и др., 1983; Любимова и др., 1989; Чеботина, Трапезников и др., 1992). Так, в последних двух исследованиях проводили опыты по изучению накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами Белоярского водохранилища в зависимости от температуры водной среды. Их результаты с шестью видами пресноводных растений показали, что влияние температурного фактора в наибольшей степени проявилось по отношению

к ^{60}Co. При повышении температуры водной среды от 12°С до 28°С коэффициенты накопления этого радионуклида возросли: для роголистника темнозеленого – в 5, элодеи – в 4, ряски малой – в 3, кладофоры и рдестов – в 2 раза. В меньшей степени температурный фактор повлиял на поглощение ^{137}Cs: коэффициенты накопления данного нуклида в указанном интервале температур увеличились для роголистника – в 3, элодеи и ряски – в 2, а для остальных видов растений – в 1,5 раза. Поглощение ^{90}Sr практически не зависит от температурного фактора.

Воздействие температуры на накопление радионуклидов водными животными описано в работах (Корнберг, Дэвис, 1971; Harvey, 1971; Dean, 1974; Harrison a.o., 1976; Steger, Goodnight, 1976). Особое внимание, ввиду практической значимости объекта, придается изучению влияния температурного фактора на накопление нуклидов ихтиофауной (Foster, Soldat, 1966; Wilhm, 1970; Гусев и др. 1971; Ляпин и др., 1971; Нечаев и др., 1971; Куликов, Молчанова, 1975; Фулкье, Гроби, 1976; Баландин, Репина, 1977; Буянов и др., 1977; Грачев, 1977; Катков, Гусев, 1977; Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978, 1983; Трапезникова и др., 1984; Трапезников, 1990, 2001; Чеботина, Трапезников и др., 1992; Трапезникова,1994). Так в работе (Куликов, Молчанова, 1975) в экспериментах с развивающейся икрой щуки и окуня показано, что при температуре воды 10°С и 20°С коэффициенты накопления ^{90}Sr не изменяются, хотя развитие эмбрионов (до стадии выклева личинок) при температуре 20°С проходило в два раза быстрее. Вместе с тем, коэффициенты накопления ^{90}Y к концу инкубационного периода при 20°С были у щуки в два раза, а у окуня – почти в три раза выше, чем при температуре воды 10°С. Накопление радионуклидов личинками рыб при разных

температурах в течение первых 4-5 дней после выклева из икры было примерно одинаковым, но в дальнейшем при более высокой температуре воды оно резко возросло. В работах (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др., 1992) установлено, что в лабораторных опытах при повышении температуры воды на 10°С коэффициенты накопления ^{60}Co у мальков карася на 16-е сутки опыта возрастали в 2 раза, а ^{137}Cs – в 1,5 раза.

Накопление радионуклидов донными отложениями в зависимости от температуры воды исследовано рядом авторов (Сафронова и др., 1978; Марчюленене и др., 1982; Чеботина и др., 1986 а, 1992; Трапезников, 1990). Так, в работе (Сафронова и др., 1978) показано, что при повышении температуры водной среды увеличивается скорость диффузии радиостронция в грунте. В работах (Чеботина и др., 1986а; 1992; Трапезников, 1990) в серии лабораторных опытов изучали поглощение ^{60}Co, ^{90}Sr ^{91}Y и ^{137}Cs донными грунтами в зависимости от температуры водной среды. Наиболее сильно температурный фактор влияет на поглощение грунтами ^{60}Co. Повышение температуры водной среды с 10°С до 38°С привело к увеличению накопления этого нуклида донными грунтами в 5-10 раз. Аккумулирование ^{91}Y донными отложениями незначительно возрастает в диапазоне температур от 4°С до 27°С, а ^{90}Sr и ^{137}Cs – практически не зависит от температуры.

1.5.5.Световой фактор

Световой фактор играет огромную роль в жизни пресноводных растений. Он является основным источником энергии для синтеза органических соединений. Поглощение ионов и их перенос через систему мембран в клетку

напрямую связан с процессами фотосинтеза, а значит, и с освещенностью (Иост, 1975). Проблема влияния света на накопление радионуклидов пресноводными растениями изучена в настоящее время недостаточно. Так, установлено, что коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs у ряда водных растений с увеличением освещенности возрастают. В частности, элодея накапливает ^{90}Sr на свету в 2 раза больше, чем в темноте. Коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs у харовой водоросли Chara tomentosa на свету в 2-5 раз выше, чем в темноте, а ^{59}Fe, ^{91}Y, ^{144}Ce накапливаются водорослью практически одинаково при всех режимах освещения (Боченин и др., 1978).

Аналогичные результаты по накоплению ^{137}Cs в условиях различной освещенности получены в опытах с лишайниками. Поглощение радионуклида тремя видами лишайников за счет их водорослевого компонента заметно возрастало с увеличением освещенности. Однако в опытах со ^{90}Sr такого эффекта не обнаружено (Нифонтова, 1979, 2003).

Анализ экспериментальных данных, проведенный в работе (Куликов, Чеботина, 1988) показывает, что различия в накоплении радионуклидов в зависимости от режима освещения могут быть связаны с разными механизмами их поглощения водными растениями (Агре, Телитченко, 1963; Поликарпов, 1964; Буянов, 1974). В том случае, когда радионуклиды фиксируются в основном на клеточной оболочке, а ионный обмен между внешней средой и внутриклеточными компонентами не играет большой роли в процессах аккумулирования, – накопление нуклидов водными растениями, как правило, не зависит от режима освещения. К числу таких радионуклидов относятся в основном гидролизующиеся элементы (^{59}Fe, ^{91}Y, ^{144}Ce). Если же наряду с этим процессом имеет место перенос соответствующих

ионов внутрь клеток (активный и пассивный транспорт), то поглощение элементов (^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs) зависит от режима освещения. Увеличение освещенности в этом случае интенсифицирует активный перенос ионов, потребляющий энергию окислительного фосфорилирования (Чибирайте и др., 1973; Иост, 1975).

1.5.6. Сезонная динамика накопления радионуклидов гидробионтами

Чрезвычайно интересным представляется явление сезонной динамики накопления радионуклидов пресноводными растениями. В ряде работ показано, что значения коэффициентов накопления нуклидов у представителей водной флоры могут изменяться в зависимости от сезона года в несколько раз (Офель, 1968; Кулебакина, Поликарпов, 1970; Лейнерте, Вадзис, 1972; Боченин, Чеботина, 1975; Мурзина и др., 1976; Боченин и др., 1978а; Трапезников, 1983, 1990, 2001; Mahon, Matheewes, 1983; Марчюленене-Душаускене-Дуж, 1984; Куликов, Трапезников, 1985; Чеботина и др., 1986б; 1992). Так, отмечено, что в летние месяцы происходит возрастание накопления ^{90}Sr водной растительностью (Мурзина и др., 1976; Боченин и др., 1978а). Аналогичные результаты получены и для ^{60}Co (Трапезников, 1983; 1990, 2001). Авторы объясняют это увеличением биологической активности растений в летний период. Возможно, эти процессы связаны с подогревом воды, поскольку летом ее температура в пресноводных экосистемах достигает максимальных значений. Данных по сезонным измерениям в накоплении радионуклидов представителями водной фауны гораздо меньше (Брагин, 1973).

1.5.7. Трофность водоема как экологический фактор

Пресноводные экосистемы в отличие от морских отличаются бóльшим разнообразием. В зависимости от сочетания физико-химических и биологических показателей пресные водоемы делятся на 4 основных типа: олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные и дистрофные (Корнберг, Дэвис, 1971). В работе (Любимова, 1971) показано, что значения коэффициентов накопления как ^{90}Sr, так и, особенно, ^{137}Cs у растений из озера с меньшим содержанием в воде кальция и калия заметно выше, чем у представителей водной флоры из озера с большей концентрацией в воде данных макроэлементов. В работе (Куликов, Чеботина,1988) подробно анализируется накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями в двух южноуральских озерах разной трофности. Первое озеро (Большое Миассово) относится к олиго-мезотрофному типу, второе (Большой Таткуль) – к мезодистрофному типу. Показано, что значения коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs у растений из озера Б.Таткуль заметно выше, чем у макрофитов из оз. Б.Миассово. Причиной является более высокое содержание кальция, калия, магния и натрия в воде последнего водоема. Эти результаты подтверждаются работами, выполненными на других озерах (Лейнерте, Вадзис, 1972; Буянов, 1975; «Стронций и кальций…», 1979).

1.5.8. Накопление радионуклидов макрофитами в зависимости от экологической группы растений

Представляет интерес оценить накопление радионуклидов в зависимости от экологической группы, к которой принадлежит данный вид растений. В работе (Куликов, Молча-

нова, 1975) отмечена зависимость накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs от экологических особенностей растений. Наиболее высокими коэффициентами накопления обладает группа плавающих на поверхности воды растений, а наиболее низкими – прибрежно-водные растения. В работах (Трапезников, 1990, 2001) показано, что собственно водные растения накапливают ^{60}Co в гораздо большей степени, чем прибрежноводные.

Отмечено (Трапезникова, 1994), что наиболее высокие коэффициенты накопления ^{137}Cs рассчитаны для погруженных в воду макрофитов. В целом, последние накапливают радионуклид больше, чем плавающие на поверхности и прибрежноводные растения. Видимо, это связано с тем, что погруженные растения поглощают радионуклиды всей поверхностью, а плавающие и прибрежноводные – только ее частью, так как значительная доля поверхности этих макрофитов находится в воздушной среде.

1.6. Биоиндикация радиоактивного загрязнения

Ряд видов пресноводных растений и животных обладает способностью накапливать определенные радионуклиды с особенно высокими значениями коэффициентов накопления, отражающих величину отношения концентраций нуклида в организме и в воде. Такие организмы используются в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения водоемов (Лебедева, 1957; Тимофеева-Ресовская и др., 1961; Тимофеева-Ресовская, 1963; Поликарпов, 1964; Hasanen a.o.,1966; Телитченко, 1969; Kirchmann, Lambinon, 1973; Kirchmann a.o., 1974; Куликов, Молчанова, 1975; Куликов, 1978б; Smedile a.o.,1980; Куликов, Чеботина, 1988; Трапезникова и др., 1993; Трапезников, 2001; Гусева и др., 2006).

1.7. Исследование изотопных отношений радионуклидов как метод идентификации источников радиоактивного загрязнения водных экосистем

В настоящее время водные экосистемы как на земном шаре, в целом, так и на Урале, в частности, подвержены одновременному воздействию разных источников радиоактивного загрязнения (глобальные выпадения, штатные и аварийные сбросы радиоактивных веществ с предприятий ядерного топливного цикла, мирные ядерные взрывы и т.д.). Поэтому, одним из важнейших вопросов радиоэкологии является проблема идентификации источников радиоактивного загрязнения природных экосистем.

Решить эту сложную задачу возможно только с помощью метода изотопных отношений. Такие характеристики, как отношения ^{90}Sr / ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ / ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ / ^{90}Sr, ^{240}Pu / ^{239}Pu и ряд других являются константными как для глобальных выпадений радиоактивных веществ при испытании ядерного оружия, так и при работе конкретных предприятий ядерного топливного цикла. Сравнительный анализ этих соотношений и позволяет провести идентификацию источников радиоактивного загрязнения водных экосистем. В этом направлении проведен ряд исследований (Panteleev e.a., 1995; Aarkrog e.a., 1997 a, b; 2000; 2003; «Sources…», 1997; Ааркрог и др., 1998; Трапезников и др., 1999, 2000; Трапезников, 2001).

1.8. Специфичность радиоэкологической ситуации в Уральском регионе

Следует подчеркнуть, что все рассмотренные выше аспекты радиоэкологии пресноводных экосистем универсальны и в полной мере относятся к водным экосистемам Уральского региона.

Но есть радиоэкологические проблемы, которые специфичны для Урала и делают этот регион совершенно особенным на земном шаре. В 1949 г. на севере Челябинской области (55^0 44` с.ш., $60^0$ 54`в.д.) был осуществлен пуск первого в СССР комплекса по наработке плутония и переработке делящихся материалов, на базе которого впоследствии было создано производственное объединение «Маяк». Из-за несовершенства технологии, недостаточности знаний о поведении радиоактивных веществ в окружающей среде, отсутствия эффективного решения проблемы обращения с радиоактивными отходами, ПО «Маяк» явилось источником радиоактивного загрязнения территории и радиационного воздействия на население. В результате его пятидесятипятилетней деятельности в Уральском регионе сложилась чрезвычайная радиоэкологическая ситуация, которая сформировалась, в основном, в результате трех радиационных инцидентов, имевших место в 1949-1952, 1957 и 1967 годах.

Выше описана ситуация, связанная с прямым сбросом радиоактивных отходов ПО «Маяк» в открытую гидрографическую сеть - реку Течу в 1949-1952 гг. Второй крупномасштабный радиационный инцидент на этом предприятии был связан с тем, что конструкционные недостатки первых емкостей для хранения жидких высокоактивных отходов привели к радиационному перегреву одной из них. 29 сентября 1957 года произошел взрыв содержащихся в

емкости нитратноацетатных солей. Взрывом в окружающую среду было выброшено около 740 ПБк (20 млн Ku) радиоактивных веществ, из которых 74 ПБк (2 млн.Ku) были рассеяны ветром в северо-восточном направлении, обусловив радиоактивное загрязнение северной части Челябинской, южной части Свердловской и небольшой территории Тюменской областей. Названная Восточно-Уральским радиоактивным следом (ВУРС), эта территория в границах минимально детектируемых уровней радиоактивного загрязнения – 0,1 Ku (3,7ГБк) стронция-90 на квадратный километр) имела площадь около 20 тыс. км^2, а в границах плотности загрязнения 2 Ku (74 ГБк) стронция-90 на квадратный километр, принятой за допустимый уровень безопасного проживания населения, – 1000 км^2. На всей загрязненной территории проживало в момент взрыва около 300 тысяч человек («Генезис и концепция…», 1993).

Радиоэкологическим исследованиям пресноводных экосистем, находящихся на территории ВУРСа посвящен ряд работ (Никипелов и др.,1989, 1990; «Итоги…», 1990; «Комплексная экологическая оценка…», 1993; Мунтян, 1993; Романов и др.,1993; Трапезников и др., 1993, 1996, 1997, 2000, 2003; Trapeznikov e.a., 1993; Большаков и др., 1994; Ветров и др., 1994; Мамаева, Милицина, 1994; Фирсова и др., 1994; Пискунов и др., 1995; Jourd'Heuil, Bernard, 1995; «Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996; Kryshev, 1996; Trapeznikov, 1996; Авраменко и др., 1997; Kryshev e.a., 1997, 1998; Трапезников, 2001; Коготков, Осипов, 2002; Левина и др., 2004,2005,2006 а,б; 2007, 2009; Левина, Земерова, 2005; Дерягин и др., 2006; Смагин, 2007, 2008; Трапезников и др, 2007д; Левина, 2008; Левина, Аклеев, 2010).

После прекращения сбросов в реку Течу среднеактивные отходы сбрасывались в небольшое (45 га) мелководное и заболоченное озеро Карачай. Третий крупный радиоактивный инцидент на Урале связан с тем, что весной 1967 г. вследствие крайне засушливых условий, береговая полоса этого водоема обнажилась и сильными порывистыми ветрами в течение двух недель было разнесено на прилегающую территорию около 22,2 ТБк (600Ku) радиоактивных веществ. Загрязненная территория в границах плотности 0,1 Ku (3,7 ГБк) стронция-90 на квадратный километр составила 1800 км^2. Это загрязнение территории, при существенно меньших уровнях по сравнению с аварийным выбросом 1957 г., наложилось преимущественно на часть территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. Дополнительному облучению подверглось 40 тысяч человек («Генезис и концепция…», 1993; Уткин и др., 2000).

Радиационные проблемы Уральского региона, связанные с деятельностью ПО «Маяк» не сводятся к вопросам радиоэкологической реабилитации регионов, в прошлом подвергшихся радиоактивному загрязнению. ПО «Маяк» и сегодня продолжает оставаться источником радиоактивного загрязнения прилегающих территорий, сохраняется потенциальная угроза новых крупномасштабных радиационных катастроф. В ходе деятельности предприятия наработано и депонировано на промплощадке беспрецедентное количество жидких и твердых радиоактивных отходов, суммарная активность которых превышает 37 ЭБк (1 млрд Ku), что во много раз превышает выбросы радиоактивных материалов в результате Чернобыльской аварии.

Огромную потенциальную опасность представляет сосредоточение средне – и низкоактивных жидких отходов в открытых водоемах. В озере Карачай, являющимся

приемником среднеактивных отходов, находится около 4,4 ЭБк (120 млн.Ku) радиоактивных материалов, преимущественно – стронция-90 и цезия-137. В каскаде промышленных водоемов, созданных в пойменной части верховьев р.Течи после прекращения сбросов в нее отходов радиохимического производства, накоплено 350 млн.м^3 загрязненной воды, являющейся по сути низкоактивными отходами с суммарной активностью около 7,4 ПБк (0,2млн.Ku).

Наличие поверхностных водоемов-хранилищ жидких отходов приводит к проникновению радиоактивных веществ в грунтовые и подземные воды. Под озером Карачай сформировалась линза загрязненных подземных вод объемом около 4 млн. м^3 и площадью до 10 км^2. Скорость пространственного перемещения радиоактивно-загрязненных подземных вод достигает 80 м/год («Заключение комиссии по оценке...», 1991). Существует возможность проникновения этих вод в другие водоносные структуры и выхода в поверхностные водоемы.

Создание бессточной системы промышленных водоемов в верхней части долины р.Течи нарушило природный водный сток, в результате чего за 10 лет уровень воды в оконечном водоеме возрос на 2,87 м, правда, с тенденцией к стабилизации в последние годы. Дамба оконечного водоема, как последняя физическая преграда между хранящейся массой загрязненной воды и ниже расположенной рекой Течей, а также борта и дно водоема не в состоянии предотвратить фильтрацию в реку радиоактивно-загрязненной воды. По приближенным оценкам фильтрационные потери достигают 10 млн.м^3 в год («Генезис и концепция...», 1993).

Северная часть Уральского региона находится в зоне влияния Новоземельского полигона ядерных испытаний. На территории Урала произведено 38 подземных техноло-

гических ядерных взрывов, из них пять с выбросом на поверхность, испытания ядерного оружия, сосредоточено производство и хранение ядерных боеприпасов, проводится переработка ядерного горючего, ведется добыча и первичная переработка урана и тория. Кроме того, регион испытывает загрязнение от природных радиоактивных источников.

В настоящее время в Уральском регионе функционирует 8 ядерных реакторов, 6 мощных центров по переработке радиоактивных материалов, 6 центров по захоронению ядерных отходов (Уткин и др., 2000).

Данные проблемы усугубляются острым дефицитом водных ресурсов, что можно проиллюстрировать на примере Челябинской области. Так, на 1 жителя этой области приходится 2,8 тыс.$м^3$ годового стока, что является наименьшей величиной в Российской Федерации. Подземные воды чрезвычайно слабо защищены от поверхностного загрязнения. Доля ресурсов подземных вод составляет всего лишь 27,7% от потребности («Заключение...»,1991).

Из всего вышеизложенного следует, что поведение основных техногенных радионуклидов – ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ в пресноводных водоемах изучено далеко не достаточно. Проблема эта представляет несомненный интерес и требует всестороннего исследования с применением единого методологического подхода, прежде всего потому, что суммарное количество радиоактивных материалов на земном шаре, включенных в круговорот вещества, постоянно возрастает. В связи с этим проблема миграции и распределения данных радионуклидов в пресноводных экосистемах приобретает все большую актуальность.

ГЛАВА II. МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

2.1. Материал исследования пресноводных экосистем

Материалом для настоящего исследования служили вода, представители макрофитов и ихтиофауны, а также донные отложения рек Течи, Исети, Туры, Иртыша, Тобола и водоемов, расположенных в поймах этих рек, озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Белоярского водохранилища.

Данные по основному ионному составу, окисляемости и содержанию сухого остатка в воде исследуемых водных экосистем будут приведены в разделе, посвященном их общей характеристике.

Водная флора представлена в исследовании двадцатью видами растений, два из которых относятся к водорослям – кладофора, хара и восемнадцать – к высшим растениям. Последние разбиты на две экологические группы – водные и прибрежноводные макрофиты. К первой группе относятся: элодея, роголистник темнозеленый, рдест гребенчатый, рдест пронзеннолистный, рдест курчавый, рдест сплюснутый, телорез, ряска малая, уруть колосистая, ситник, стрелолист, ко второй - лютик жестколистный, рогоз широколистный, камыш озерный, белокрыльник болотный, осока, тростник обыкновенный и сусак. Растения расположены вдоль береговой линии рек и водоемов небольшими участками, большая часть их находится в заливах. В таблице 1 приведены показатели содержания сухого вещества растений в % от сырой массы и золы в % от сухой массы.

Таблица 1

Некоторые показатели изучавшихся видов пресноводных растений

Вид растения	Сухое вещество / Сырая масса, %	масса золы / сухое вещество, %	Время отбора проб, месяц
Кладофора	8,3	40,1	VI, VII
Элодея	11,0	40,0	VII, VIII, IX
Роголистник темнозеленый	7,9	24,7	VI, VII, VIII, IX
Рдест гребенчатый	12,3	20,0	VI, VII, VIII
Рдест пронзенолистный	12,5	29,1	VI, VII
Рдест курчавый	11,3	21,1	VII
Телорез обыкновенный	8,9	24,5	VI, VII, VIII
Ряска малая	6,0	20,4	VI, VII, VIII
Лютик жестколистный	16,4	33,9	VII
Камыш озерный	20,7	6,6	VIII
Рогоз широколистный	12,8	13,6	VIII
Белокрыльник болотный	6,2	17,0	VIII

Ихтиологическим материалом для настоящей работы служили восемь видов пресноводных рыб: плотва, лещ, линь, карась золотистый, карп, щука, окунь, пелядь. В таблице 2 даны некоторые характеристики изучавшихся видов рыб: возраст, вес, содержание золы в % от сырой массы, время отлова.

Донные отложения представлены в исследовании четырьмя типами: песчаный грунт, затопленная почва, песчано-илистый грунт, илистый сапропель. Характеристика механического состава грунтов Белоярского водохранилища (по Качинскому) дана в таблице 3. Отдельно в таблице 4 представлены данные по химическому составу уникальных сапропелей из озер Тыгиш и Червяное («Комплексная экологическая оценка...», 1993).

Таблица 2

Некоторые показатели изучавшихся видов рыб

Вид	Возраст, лет	Вес особи, г	Масса золы сырая масса, %	Время отлова, месяц
Плотва	3	100	5,1	V, VIII, IX, XI
Лещ	5-7	750	4,6	V, XI
Линь	2	140	3,8	VII, IX, XI
Карась золотистый	1	150	4,3	III, VIII
Карп	2-3	600	4,7	IX
Пелядь				
Окунь	2	150	4,3	XI
Щука	3-4	1000	4,9	V, VIII

Таблица 3

Механический состав основных типов грунтов Белоярского водохранилища

Тип грунта	Скелетная часть, %						Мелкозем, %						Потери при приготовлении HCl	«физической» глины I и «физического» песка II	
							Песок			Пыль		Ил		I	II
	>10	10-7	7-5	5-3	3-2	2-1	1,00-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005 - 0,001	<0,001		<0,01	>0,01
	мм						мм								
Песок	4,20	1,20	2,50	11,50	17,00	23,20	57,00	35,59	3,70	0,64	0,80	1,67	0,60	3,71	96,29
Песчано-илистый							16,80	21,41	26,54	11,01	11,26	10,38	2,60	35,25	64,75
Затопленная почва				0,60	0,70	1,50	18,88	31,57	23,38	6,94	6,51	8,52	4,20	26,17	73,83
Илистый сапропель							8,96	7,42	29,92	12,21	19,42	18,87	4,20	54,70	45,30

Примечание: скелетная часть в 100% не входят

Таблица 4

Химический состав сапропелей озер Тыгиш и Червяное

Компоненты	Тыгиш			Червяное		
	Оливковый сапропель Глубина: 1,70 - 4,00м	Зеленовато-оливковый сапропель Глубина: 4,0 - 5,15 м	Серо-розовый сапропель Глубина: 5,15 - 5,40м	Оливково-серый сапропель Глубина: 3,85 -4,30 м	Серо-оливковый сапропель Глубина: 4,30 - 4,65 м	Серый сапропель Глубина: 4,65 - 5,50 м
% на нативный сапропель						
Вода	92,07	91,05	87,48	81,25	78,59	76,90
Зола	4,17	4,63	6,73	11,28	16,51	18,09
Потери при прокаливании	3,76	4,32	5,79	7,46	4,89	
Состав золы:						
нерастворимый остаток	1,4588	2,5292	3,3780	4,1507	10,1050	9,9807
SiO_2	0,0900	0,0600	0,1500	0,1918	0,3589	0,5207
CaO	1,4600	1,7900	1,9600	3,2384	1,0270	1,3504
MgO	0,5300	0,1600	0,3700	0,1199	0,5185	0,7645
SO_3	0,0700	0,0800	0,0800	0,5858	0,3059	0,1265
R_2O_3	0,3700	0,4900	1,2700	2,9993	3,9897	5,2261
в том числе: Fe_2O_3	0,1277	0,3194	0,2874	0,5979	0,9967	1,1615
P_2O_5	0,0958	0,1085	0,1558	0,0378	0,00363	0,0452

Таблица 4 (продолжение таблицы)

Компоненты	Тыгиш			Червяное		
Al_2O_3	0,1465	0,0621	0,8268	2,3636	2,9567	4,0194
Состав кальциево-магнезиального скелета (к.м.с.)						
$CaSO_4$	0,1627	0,1679	0,1739	1,0056	0,3478	0,0776
$Ca_3(PO_4)_2$	0,2084	0,2363	0,3392	0,0825	0,0791	0,0983
$CaCO_3$	2,3054	2,8757	3,0728	4,9295	1,4960	1,5681
$MgCO_3$	1,0962	0,3373	0,7589	-	0,3474	-
к.м.с.	3,7727	3,6172	4,3448	6,0176	2,2703	1,7440
Состав коллоидного комплекса (к.к.)						
неорганические коллоиды	0,2784	0,3809	0,1170	3,2432	4,5199	6,4015
органическое вещество	2,1700	2,9500	4,0400	5,2962	3,9165	4,0415
к.к.	2,4484	3,3309	5,1570	8,5394	8,4364	10,4430
% на твердую фазу						
глинистый остов	19,00	26,69	26,24	22,21	47,39	43,92
к.м.с.	49,10	38,19	33,70	32,19	10,65	7,67
к.к.	31,90	35,12	40,06	45,69	39,57	45,95
органическое вещество	28,26	31,12	31,37	28,33	18,37	17,78
Зольность	52,59	51,73	53,75	60,20	77,18	78,31

2.2. Методика исследований

2.2.1. Методика отбора природного материала в пресноводных экосистемах и предварительная подготовки его для анализов

Образцы воды из исследуемых пресноводных экосистем для определения в них радионуклидов отбирали в трех повторностях на каждую точку (по 200-300 литров на повторность) и подкисляли HCl марки «ОСЧ» до слабокислой реакции, чтобы избежать сорбции радионуклидов на стенках сосудов. Затем эти пробы фильтровали через слой ваты и упаривали до 1-2 литров, после чего доводили до сухого состояния под лампой типа «ЗН». Полученный сухой остаток озоляли при 450° С в муфельной печи.

Отбор проб донных отложений как в мелководных прибрежных зонах рек, озер и водохранилища, так и в пойменных водоемах осуществляли с помощью пробоотборника, сконструированного В.И.Маковским. Этот прибор позволяет послойно отбирать образцы донных отложений до глубины 65 см с необходимым шагом (1 см, 2 см или 5 см). В тех случаях, когда в прибрежной зоне исследуемых водоемов требовалась интегральная оценка содержания радионуклидов в 10-сантиметровом слое грунта, пользовались черпаком. Для исследования вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях глубоководной зоны Белоярского водохранилища использовали грунтовую трубку ГОИН производства ташкентского завода «Гидрометприбор». Этот прибор предназначен для добывания колонок донных отложений с любых глубин («Справочник...», 1962). Трубку весом 19 кг опускали на тросе в воду и она заглублялась в дно водоема под дейст-

вием собственной тяжести и скорости падения. После этого трубку ГОИН подтягивали за трос и доставали из нее разъемный вкладыш, который служит для извлечения из прибора грунтовой колонки без нарушения стратификации. Грунтовую колонку разделяли на слои по 2 см. Потом вкладыш промывали в воде, прибор собирали в рабочее состояние и повторяли всю операцию несколько раз.

Для отбора проб сапропеля на озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное использовали специальный пробоотборник конструкции В.Н.Алексашенко. С его помощью послойно отбирали пробы сапропеля до глубины 3,5 метра.

Водные растения, для определения содержания радионуклидов отбирали в трех повторностях по 3 кг сырой массы на повторность, высушивали до воздушно-сухого состояния и потом озоляли в муфельных печах при 450^0С.

Работу по количественному учету водной растительности проводили по методике, предложенной в работах (Катанская. 1956, 1979). Деревянную раму квадратной формы площадью 1 $м^2$ помещали над зарослями водных растений исследуемого вида и фиксировали ее с помощью грузиков. Водяными грабельками отбирали растения с этой площадки, помещали их в полиэтиленовые пакеты, транспортировали в лабораторный корпус, раскладывали пробы на фильтровальной бумаге, чтобы избавиться от воды, и после этого взвешивали для определения сырой массы. Таким образом рассчитывали биомассу конкретного вида макрофитов с 1 $м^2$.

Рыбу отлавливали сетями с размером ячеей от 28 мм х 28мм до 70 мм х 70мм в зависимости от вида рыбы. Пробы отбирали в трех повторностях, каждая из которых составляла 3 кг сырой массы. На одну повторность приходилось в среднем 30 особей плотвы, 22 линя,

20 карасей, 20 окуней, 5 карпов, 4 леща и 3 щуки. Тушки рыб (без внутренних органов) высушивали при 105^0 С и озоляли при 450^0 С в муфельной печи.

2.2.2. Методика проведения лабораторных опытов с гидробионтами и донными отложениями

Для проведения лабораторных опытов по исследованию накопления радионуклидов водными растениями, рыбой и донными отложениями отбирали воду из Белоярского водохранилища. Воду транспортировали в лабораторный корпус и оставляли на 1 сутки для осаждения взвесей, после чего фильтровали и разливали по экспериментальным аквариумам, куда и вносили радионуклиды в необходимых количествах.

В лабораторных опытах по изучению влияния температурного фактора на накопление радионуклидов пресноводными растениями использовали кладофору, элодею, роголистник темнозеленый, рдест гребенчатый, рдест пронзеннолистный и ряску малую. Радионуклиды (^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs) вносили в воду в виде хлористых солей. Концентрация экспериментальных растворов по радиоактивности составляла $1{,}8 \cdot 10^4$ Бк/л. Аквариумы помещали в специальные камеры, где поддерживали заданную температуру воды (12°С и 28°С) при одинаковых условиях освещения. Через 24 часа в экспериментальные сосуды вносили исследуемые растения. Все опыты ставили в трех повторностях, в монокультуре. Пробы воды и растений, для определения в них содержания радионуклидов, отбирали на 4, 8, 16, 32 сутки с момента начала опыта в трех повторностях. На каждую повторность брали по 1 г водных расте-

ний, высушивали эти образцы в сушильном шкафу при 105°С и перетирали в ступке для создания гомогенности. Пробы воды высушивали в сушильном шкафу при такой же температуре.

В качестве материала для проведения экспериментального исследования по оценке влияния температуры водной среды на накопление радионуклидов рыбой был выбран карась. Опыты проводили в стеклянных аквариумах объемом 7 л, где поддерживали постоянную температуру (22°С и 32°С). Концентрация рабочих растворов по исследуемым радионуклидам составляла $1{,}8 \cdot 10^5$ Бк/л. Пробы воды и рыбы отбирали в трех повторностях на 2, 8, 16 сутки с начала эксперимента. На каждую повторность брали по одной особи карася весом 4-5 г, высушивали эти пробы при 105°С и далее готовили препараты для гамма-спектрометрического анализа, как и в опытах с водными растениями.

Для проведения лабораторных опытов по исследованию накопления радионуклидов донными отложениями в стеклянные литровые стаканы с предварительно подготовленной водой вносили нуклиды в виде хлорида в количестве $1{,}8 \cdot 10^6$ Бк/л. Эти емкости помещали в такие же специальные камеры, как и в опытах с водными растениями, где поддерживали заданную температуру водной среды. Через 24 часа в лабораторные сосуды вносили отдельно песчано-илистый грунт и илистый сапропель. Пробы воды и грунта отбирали на 4, 8, 16 и 32 сутки со времени начала эксперимента. Затем образцы высушивали в сушильном шкафу при 105°С.

2.3. Методы определения содержания радионуклидов в компонентах пресноводных и наземных экосистем

2.3.1. Методика гамма-спектрометрического анализа

Пробы воды, грунтов, водных растений и рыбы предварительно готовили к гамма-спектрометрии по методике, описанной в предыдущем разделе. ^{60}Co и ^{137}Cs в исследуемых образцах определяли по аналитическим линиям 1333 кэВ и 661 кэВ, соответственно. В 70-е и 80-е годы в качестве гамма-спектрометра использовали многоканальный амплитудный анализатор АИ-256-6 со сцинтилляционным NaI (Tl)-детектором типа «Лимон» с рабочим объемом 150мм х 100мм. Кристалл расположен в свинцовом домике (толщина слоя свинца 100 мм). Погрешность измерения активности, рассчитанная в соответствии с «Методические рекомендации...», 1980) не превышала 10%. Расчет содержания радионуклидов проводили путем сравнения величин полезной площади фотопиков образца и эталона. При определении радиоактивности, соответствующей гамма-излучению данной энергии, необходимо измерить число импульсов в фотопике. Для этой цели использовали метод Ковелла, который дает хорошие результаты при измерениях на многоканальных анализаторах. Описываемый способ устраняет необходимость в графическом построении спектра для определения площади фотопика и позволяет использовать цифровую информацию, получаемую с анализатора импульсов (Covell, 1959 по Боуэн, Гиббонс, 1968). Отмечено, что метод Ковелла по точности превосходит другие способы определения площади фотопика (Боуэн, Гиббонс, 1968). Предел обнаружения радионуклидов рассчитывали, принимая в качестве минимально обна-

руживаемой величины полезного сигнала значение, равное трем стандартным отклонениям фона - критерий $3\sqrt{N}$ фона (Гринзайд и др.,1977). Предел обнаружения ^{60}Co составляет 7,4-9,2 $\cdot 10^{-1}$ Бк при времени измерения, равном 60 минутам; предел обнаружения ^{137}Cs составляет 7,0-9,0 $\cdot 10^{-1}$Бк при том же времени измерения.

В 90-е годы анализ проб внешней среды на содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{60}Co проводили гамма-спектрометрическим методом, используя для измерения активности германиевый полупроводниковый детектор с высоким разрешением, а для обработки спектрограмм и расчета активности – персональный компьютер марки Pentium с программой Genie - PC.

Гамма-спектрометрическая установка фирмы «Canberra» (Model S400 Genie-PC Spectroscopy System) включала в себя:

-германиевый коаксиального типа детектор с рабочим объемом 117 $см^3$ и энергетическим разрешением 1,77 кэВ по гамма-линии 1332,5 кэВ нуклида ^{60}Co, помещенный в штатную свинцовую защиту и охлаждаемый с помощью криостата с жидким азотом;

-многоканальный (8192 канала) амплитудный анализатор на основе процессора типа 1510, содержащего высокоразрешающий спектрометрический усилитель и низкошумящий блок стабилизированного высокого напряжения смещения до 5 кВ;

-компьютер на основе микропроцессора марки Pentium фирмы «R-Style Computers»;

-цветной дисплей марки SyncMaster 3 фирмы Samsung с размером экрана 36 см по диагонали;

-принтер марки HP LaserJet 5L фирмы «Хьюлетт-Паккард».

Навески исследуемых проб после измельчения массой 70-90 г помещали в пластмассовые чашки Петри (диаметр 90 и высота 15 мм) и измеряли прямо на поверхности детектора. Время измерения в зависимости от активности пробы варьировалось от 0,5 до 70 часов.

Энергетическую градуировку (калибровку) спектрометра осуществляли с помощью долгоживущего радионуклида ^{152}Eu (T=12,7 г) по следующим гамма-линиям (кэВ): 122, 245, 344, 779, 867, 964, 1086, 1112 и 1407 (Меднис, 1974). В виде стандартного образца этот радионуклид с активностью 1656 Бк (по состоянию на 1.01.1990 г.) использовали для расчета удельной активности измеряемых препаратов. Анализ и расчет удельной активности проб по ^{137}Cs и ^{60}Co выполнялся автоматически по специальной программе по гамма-линиям 661 и 1333 кэВ соответственно. Предел обнаружения для ^{137}Cs составляет 1 Бк/кг.

2.3.2. Радиохимические методы

В настоящем разделе представлены использованные авторами модификации методов радиохимического определения радионуклидов в образцах внешней среды: донных отложениях, почвах, воде, золе растений и ихтиофауны. В ходе многолетних исследований учитывался также опыт отечественных и зарубежных специалистов.

Методика определения содержания ^{90}Sr

Методика основана на выщелачивании из исследуемых образцов ^{90}Sr 6н соляной кислотой, выделении радионуклида в форме оксалатов, отделении ^{90}Y от ^{90}Sr и радиометрическом измерении полученных препаратов.

Навеску воздушно-сухого образца 100-500 г, в зависимости от предполагаемого уровня содержания радионуклида, прокаливают при t 400-500°С и двукратно обрабатывают 6 н соляной кислотой. Установлено, что при такой обработке ^{90}Sr практически полностью переходит из образца в раствор. В соляно-кислые экстракты вносят стабильный изотопный носитель (100 мг Sr) и осаждают оксалаты кальция и стронция. Осадок оксалатов отфильтровывают и прокаливают при t 750-800 °С. Прокаленный осадок растворяют при нагревании в 6н азотной кислоте и упаривают досуха с периодическим добавлением перекиси водорода (5-6 раз по 2-3 капли). Сухой остаток растворяют при нагревании в дистиллированной воде с добавлением 1-2 мл концентрированной азотной кислоты. В растворе безугольным аммиаком осаждают гидроксиды железа и алюминия. Осадок гидроксидов отфильтровывают и отбрасывают. Раствор подкисляют азотной кислотой, доводят до объема 50 мл и оставляют для накопления ^{90}Y. При этом из раствора берут аликвоту (2 мл) доводят до объема 25 мл, с помощью спектрометрического метода определяют выход носителя и рассчитывают потери ^{90}Sr.

Из раствора, оставленного для накопления иттрия-90, через 12 суток выделяют его с помощью МИОМФК (фосфорорганическое соединение – моноизооктилметилфосфоновая кислота) (Цветаева и др., 1984). Более ранняя модификация метода (Павлоцкая и др., 1964) включала выделение изотопного носителя гидроксида иттрия, его переосаждение для очистки препарата от мешающих примесей, и окончательное осаждение иттрия в виде оксалата.

Содержание Sr-90 (Бк/кг) в исследуемых пробах рассчитывают по формуле:

$$\frac{A \cdot K_ф \cdot K_р \cdot K_с \cdot K_п}{P}$$

где А – радиоактивность препарата, имп/сек; $K_ф$ – поправка на эффективность счета; $K_р$ – поправка на радиоактивный распад ^{90}Y за время, прошедшее с момента его выделения до просчета пробы; $K_с$ – поправка на самопоглощение излучения в препарате; $K_п$ – поправка на потерю стабильного стронция; Р – навеска, кг. Предел обнаружения ^{90}Sr (для установки УФМ-2000) составляет 0,2 Бк/кг.

Методика определения содержания урана и тория

Ниже будет кратко изложена модификация метода, которую авторы использовали в работе. Подробнее с методами извлечения урана и тория можно познакомится в работе (Шуктомова, 1980).

Предлагаемый метод радиохимического выделения урана и тория из образцов внешней среды включает четыре основных этапа: разложение и переведение в раствор навески образца, хроматографическое разделение на анионите ВП-1АП, освобождение от мешающих элементов, фотокалориметрическое определение содержания урана и тория в образце.

Хорошо размолотую навеску (до 3 г), прокаливают при t 400-500°С и обрабатывают 50 мл 6н HCl и 5 мл концентрированной HNO_3. Раствор нагревают до t 90°С и выдерживают 3-4 часа при периодическом перемешивании, добавляя 6 н HCl по мере ее выпаривания. Раствор упаривают до влажных солей и помещают на 1 час при t 120°С в термошкаф.

Сухой остаток обрабатывают горячей 6н HCl и отфильтровывают. Фильтр с осадком промывают горячей 6н HCl до тех пор, пока в выходящем фильтрате не будет отсутствовать железо. Фильтр промывают горячей водой и фильтрат упаривают до влажных солей. Разделение урана и тория проводят на хроматографической колонке, заполненной предварительно обработанной смолой ВП-1АП в Cl-форме. Влажные соли растворяют в минимальном количестве 8н HCl и пропускают через колонку. Затем через колонку пропускают дополнительно 50-75 мл 8н HCl. Выходящий элюат, содержащий торий, собирают и выпаривают до влажных солей. Колонку сохраняют для элюирования урана.

Определение тория

Влажные соли растворяют в 100-150 мл дистиллированной воды при t 70°С, в нём осаждают оксалаты тория. Образовавшийся осадок отфильтровывают и прокаливают при t 600°С. Прокаленный осадок растворяют в минимальном количестве 2н HCl, добавляют 2 мл хлорного железа (40 мг) и осаждают гидроксид железа безугольным аммиаком. Осадок гидроксида железа растворяют. Содержание тория в растворе определяют фотокалориметрическим методом с помощью реактива арсеназо- III. Предел обнаружения ^{232}Th составляет 0,04 Бк/кг.

Определение урана

Уран из колонки элюируют 0,5 н HCl. Элюат упаривают до влажных солей и растворяют в 0,5 н HCl. В полученном растворе осаждают гидроксиды. Образовавшийся осадок фильтруют, промывают горячей водой, затем его подкисляют концентрированной HCl до pH-1 и упаривают

до влажных солей. Последние растворяют в 10 мл 4 н HCl. Содержание урана в растворе определяют фотокалориметрическим методом с помощью реактива арсеназо- III. Предел обнаружения ^{238}U составляет 0,25 Бк/кг.

Методики определения содержания плутония

Для определения содержания изотопов плутония в пробах использовали модификацию методики, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) (Chen et al., 1993). Она включает следующие основные этапы: выщелачивание образца смесью кислот, 2-х кратную очистку раствора на ионообменной колонке, электролитическое осаждение, альфа спектрометрию полученных образцов.

Навеску воздушно-сухого образца (10 г) озоляют в муфеле при t -500°С. В охлажденную золу вносят 1 мл ^{242}Pu известной активности, по изменению которой в ходе анализа судят о потере определяемого нуклида. Выщелачивание образца проводят смесью концентрированной соляной и азотной кислот, осадок отделяют фильтрованием и отбрасывают. В фильтрате осаждают гидроксиды железа 6М NaOH при pH 10. Вместе с гидроксидами железа в осадок переходят гидроксиды плутония – $Pu(OH)_n$. Образовавшийся коллоидный осадок фильтруют, используя фильтр марки GF/A. Осадок на фильтре промывают 50 мл 0,1 М раствора NaOH, фильтрат отбрасывают. Осадок растворяют, добавляя сначала 15 мл концентрированной соляной кислоты, затем - 50 мл 0.5 М HCl. Дистиллированной водой доводят объем раствора до 200 мл, медленно выпаривают его до объема 20 мл, добавляя постепенно 40 мл 30% перекиси водорода. В растворе с помощью реактива $K_2S_2O_5$ плутоний восстанавливается до 3-х валентного состояния. Для сохранения валентности плутония в раствор

вносят 1 мл гидроксиламина ($NH_2OH \cdot HCl$ – 10мг/мл). Каждую пробу очищают от примесей тяжелых металлов с помощью органического вещества триизооктиламина (TIOA) в толуоле. Органическую фракцию отбрасывают, а фильтрат выпаривают досуха, сухой остаток прокаливают в муфеле при t - 450° С. Прокаленный остаток растворяют в смеси концентрированной соляной и азотной кислоты и высушивают до влажных солей. Влажные соли растворяют в 20 мл смеси 0.5 М HNO_3 + 0,04 М $NaNO_3$, добавляют Na_2SO_3, и $NaNO_2$, для сохранения плутония в четырехвалентном состоянии. Полученный раствор пропускают через ионообменные колонки (13х1,5см), заполненные смолой AG1-X4 в Cl-форме. Плутоний элюируют, пропуская через колонку последовательно 15 мл дистиллированной воды, 15мл 0,4М NaOH, 25 мл 2 М HNO_3 и 80 мл 0,5М HNO_3+0,04 М $NaNO_3$. Элюат выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 20 мл 0,5 М HNO_3+0,04 М $NaNO_3$, добавляют Na_2SO_3, после чего повторяют процедуры подготовки и разгонки пробы на хроматографической колонке. В элюат, содержащий плутоний, добавляют 1 мл концентрированной H_2SO_4 и выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 15 мл 0,05 М H_2SO_4 и переносят в электролизер. Добавляют индикатор метил-блау и по каплям – концентрированный раствор NH_4OH, устанавливая pH раствора на значении 2,2. Величина pH контролируется с помощью чувствительной индикаторной бумаги. Электролиз проводят в течение 5 часов при силе тока 1,2 А. По истечении указанного времени в электролизер добавляют 0,5 мл концентрированного NH_4OH, после чего ток отключают. Диск с осажденным на нем плутонием промывают в аммиачной воде и сушат в течение 5-10 мин при t 80°С. Определение изотопного состава полученного образца проводят

на α – спектрометре. Предел обнаружения плутония составляет 0,1 Бк/кг.

При проведении работы по сравнительному анализу радиоактивного загрязнения реки Енисей и Обь-Иртышской речной системы была разработана новая методика концентрирования трансурановых элементов в пробах речной воды. Детальное изложение данной методики, опубликованное в работе (Бондарева, Болсуновский, Трапезников, Дегерменджи, 2008) приводим ниже.

В природных поверхностных водоемах трансурановые элементы (ТУЭ) находятся в различных физико-химических формах. Они могут быть ассоциированы в диапазоне от простых ионов и молекул до гидролизных форм, коллоидов и псевдоколлоидов, органических и неорганических частиц (Salbu, 1987). В зависимости от формы нахождения ТУЭ могут или мигрировать на значительные расстояния, или сорбироваться компонентами экосистемы непосредственно вблизи места сброса. Известно, что общее содержание растворенных ТУЭ в поверхностных водоемах крайне невелико (10^{-10} – 10^{-15} М), т.е. в пределах обнаружения самых чувствительных спектральных методов, например, масс-спектрометрии (Solatie e.a., 2000). В связи с этим для достоверного определения содержания ТУЭ в водных системах чаще применяют гибридные методы определения, сочетающие предварительное концентрирование и разделение ТУЭ с различными методами детектирования, например, альфа- и гамма- спектрометрии (Livingston, Cochran, 1987. Crespo, e.a., 1993).

В настоящее время используются несколько типов концентрирования ТУЭ. Одни из них основаны на осаждении, за счет изменения степени окисления или образования нерастворимых соединений, на поверхностях коллоидных

частиц, например оксигидроксида Fe(III) или оксида Mn(IV) (Livingston e.a. 1975; «Methods …», 1999; Хасанова и др., 2007). Другие методы основаны на выделении из сложного раствора ТУЭ за счет их селективного комплексообразования с определенным видом лигандов, растворенных в органических растворителях (например, ТБФ) (Бабаев и др., 1984). Кроме того, используют методы концентрирования радионуклидов основанные на: а) соосаждении с малорастворимыми мелкодисперсными соединениями (оксалаты, сульфаты и др.) (Harvey e.a., 1989), б) сорбции на сорбентах, импрегнированных комплексообразующими реагентами (Eikenberg e.a., 2004). До настоящего времени наиболее широко был распространен метод выпаривания большого объема воды (объем воды мог достигать 1 $м^3$), с образованием сухого остатка («Методическое…», 1986). Все эти методы имеют свои преимущества и недостатки.

Ранее для образцов воды р.Енисей в районе сброса Горно-химического комбината (ГХК) Росатома были получены данные по содержанию радионуклидов $^{239,240}Pu$ 0.015 мБк/л (Кузнецов и др, 1984) и ^{241}Am 0.016 Бк/л (Bolsunovsky, 2004). Содержание ТУЭ приведенных в этих работах определяли после предварительного концентрирования упариванием до сухих солей с последующим радиохимическим выделением и измерением, с использованием α-спектрометра. Также имеются единичные данные по содержанию ТУЭ ^{239}Np в сбросной воде – 143 Бк/л (Bolsunovsky, 2004). Других опубликованных данных по содержанию ТУЭ в воде р. Енисей нет.

Данная методика использована для концентрирования трансурановых элементов в образцах воды р.Енисей.

В качестве объекта использовались образцы воды, отобранные в реке Енисей в ближней зоне влияния Горно-

химического комбината (ГХК) Росатома в период сентябрь-октябрь 2006 г и март, июль, сентябрь 2007 г. Пробы отбирали в районе с. Атаманово, на расстоянии 0.3 и 5 км от места сброса радиоактивных вод ГХК. Объем отбираемых проб воды составлял до 30 л. После отбора пробы делили на две части. Одну часть, объемом 1 л, без предварительной пробоподготовки, измеряли в геометрии «Маринелли». Оставшуюся часть, подвергали концентрированию.

Для концентрирования ТУЭ использовали два варианта методик. Первый вариант, это последовательное осаждение ТУЭ и других техногенных радионуклидов из одной пробы воды вначале на суспензии, состоящей из коллоидных частиц оксигидроксида Fe(III) и затем на частицах оксида Mn(IV) (Livingston e.a., 1975); второй – это одновременное получение суспензии состоящей из смеси коллоидных частиц оксигидроксида Fe(III) и оксида Mn(IV) в образце воды. В этом случае, после внесения раствора Fe(III) в пробу с pH~3 и установления равновесия между внесенными нами радионуклидами и присутствующими в образце радиоизотопами, в смесь перед осаждением суспензии вносили растворы, содержащие Mn(VII) и Mn(II). После добавления растворов солей в образец, pH смеси доводили до 9-10 и оставляли для созревания осадка, состоящего из коллоидных частиц оксигидроксида Fe(III) и оксида Mn(IV). В обоих случаях вносились радиоизотопы ^{241}Am, ^{242}Pu для определения полноты осаждения ТУЭ. Измерения всех образцов проводили с использованием гамма-спектрометра фирмы Canberra (США) с детектором из сверхчистого германия (HPGe), с последующей обработкой результатов с использованием программного обеспечения GENIE PC фирмы Canberra (США). Химический выход по ^{241}Am достигал 95 %. В некоторых концентратах проводили определе-

ние содержания изотопов Pu (присутствующих ^{238}Pu, ^{239,240}Pu и внесенного ^{242}Pu). Из полученного концентрата образцов воды радиохимическими методами были выделены изотопы Pu, содержание которых измерялось методом α-спектрометрии. Химический выход по ^{242}Pu достигал 67 %.

В таблице 5 приведены результаты определения содержания ^{239}Np и других техногенных радионуклидов в образцах воды р. Енисей, полученных после концентрирования по двум вариантам.

Таблица 5

Результаты определения содержания ^{239}Np и других техногенных радионуклидов с использованием методики последовательного осаждения суспензий и одновременного осаждения суспензий оксигидроксида Fe(III) и оксида Mn(IV)

№	Радионуклиды	Содержание радионуклидов		
		Исходная вода, Бк/л	Последовательное осаждение, Бк/30 л	Одновременное осаждение, Бк/30 л
1	^{46}Sc	-	0.11±0.02	0.14±0.02
2	^{51}Cr	-	2.6±0.2	2.7±0.2
3	^{58}Co	-	-	0.07±0.02
4	^{60}Co	-	0.14±0.02	0.08±0.01
5	^{65}Zn	-	0.10±0.03	0.06±0.02
6	^{76}As	0.14±0.06	3.1±0.3	3.4±0.3
7	^{106}Ru	-	0.3±0.1	0.3±0.1
8	^{131}I	-	0.04±0.01	0.03±0.02
9	^{137}Cs	0.12±0.06	0.07±0.02	0.04±0.02
10	^{239}Np	0.31±0.04	8.1±0.2	8.5±0.3

Как видно из представленных результатов использование обеих методик приводит к обнаружению в образцах воды большего количества техногенных радионуклидов по сравнению с исходной пробой. Полученные значения содержания обнаруженных в концентратах радионуклидов практически не отличаются друг от друга.

При анализе полученных данных по содержанию техногенных радионуклидов в образцах воды р.Енисей, радионуклиды были условно разделены на две группы. Первая группа – радиоизотопы, изменяющие степень окисления (например, ^{76}As, ^{239}Np, изотопы Pu). Вторая группа – радиоизотопы с постоянной степенью окисления. Последнюю группу можно также условно разделить на три подгруппы: радионуклиды, образующие нерастворимые гидроксиды на поверхности частиц суспензии (например, ^{56}Fe, ^{51}Cr, ^{46}Sc); радионуклиды, осаждающиеся в концентрате за счет захвата суспензией части раствора (например, ^{24}Na). Такое разделение радионуклидов на группы в дальнейшем может быть полезным, с точки зрения выбора сорбционных материалов обеспечивающих с высокой эффективностью выделение радиоизотопов из растворов для их дальнейшего изучения.

При анализе литературных данных и полученных результатов сделано следующее предположение: ТУЭ могут концентрироваться как за счет изменения степени окисления с переходом в менее растворимые физико-химические формы (например, восстановление Pu(V) на поверхности MnO_2 до Pu(IV) с последующим медленным окислением до Pu(VI), так и за счет образования малорастворимых соединений без изменения степени окисления (например, образование гидролизных форм Np(V) на поверхности окси-

гидроксида Fe(III) (Хасанова и др., 2007). Тогда использование методики объединяющей два способа соосаждения ТУЭ соосаждения ТУЭ (с изменением степени окисления и с образованием малорастворимых соединений), позволяет эффективно выделить искомые радионуклиды, содержащиеся в растворенной форме в следовых количествах.

Для ТУЭ ^{239}Np была обнаружена линейная зависимость содержания радионуклида от объема пробы воды. Так, при измерении пробы воды объемом 1 л содержание ^{239}Np было 0.31±0.04 Бк/л, а при концентрировании 20 л содержание ^{239}Np - 5.4±0.4 Бк, что соответствует 0.27±0.03 Бк/л. При концентрировании 30 л воды содержание ^{239}Np – 8.1±0.2 Бк, что также соответствует 0.27±0.03 Бк/л. Из полученных данных следует, что использование предлагаемой методики концентрирования ТУЭ (в частности ^{239}Np) в образцах воды р.Енисей позволяет иметь корректные результаты, соответствующие требованиям, предъявляемым в радиоэкологических исследованиях.

В дальнейшем использовалась методика одновременного осаждения суспензии коллоидных частиц оксигидроксида Fe(III) и оксида Mn(IV) для определения ТУЭ.

В табл. 6 приведены данные по содержанию радионуклидов ^{239}Np и изотопов Pu для образцов воды р.Енисей. Как видно из представленных результатов, используя предлагаемый метод концентрирования ТУЭ возможно достоверное определение ^{239}Np и изотопов Pu в пробах воды объемом 10-30 л. Ранее для образцов воды р.Енисей из пунктов отбора 0.3 и 5 км от места сброса ГХК были получены следующие значения содержания ^{239,240}Pu – 0.015 мБк/л и 0.012 мБк/л (Кузнецов и др., 1994). Полученные значения содержания ^{239,240}Pu для этих пунктов отбора несколько выше – 2,34 и 0,26 мБк/л, соответственно. С другой сторо-

ны, максимальное содержание ^{239}Np в воде (~12.5 Бк/л) значительно ниже данных (143 Бк/л), приведенных в работе (Вакуловский и др., 2005). Расхождение связано с тем, что изучаемые в работе образцы воды отбирались в сбросном канале, когда как в представляемой работе вода отбиралась в реке Енисей.

Таблица 6.

Содержание ТУЭ ^{239}Np и изотопов Pu в образцах воды р.Енисей, отобранных на разном расстоянии от места сброса ГХК

Дата отбора и расстояние в км от места сброса ГХК	^{239}Np, Бк/л	^{238}Pu, мБк/л	^{239,240}Pu, мБк/л
Сентябрь 2006 - 0.3 км	-	0.173	2.34
5 км	0.27±0.04	0.127	0.26
Октябрь 2006 - 0.3 км	-	-	-
5 км	0.28±0.08	-	-
Март 2007 - 0.3 км	3.25±0.07	-	-
5 км	-	-	-
Июль 2007 - 0.3 км	12.4±0.6	-	-
5 км	0.29±0.09	-	-
Сентябрь 2007 - 0.3 км	3.3±0.1	-	-
5 км	0.28±0.08	-	-

Из представленных в таблице данных для ^{239}Np и результатов, полученных ранее по содержанию ^{239}Np в образцах водных растений р.Енисей ((Bolsunovsky, 2004), отобранных на разном расстоянии ниже по течению от места сброса радиоактивных вод ГХК, следует, что ТУЭ ^{239}Np обладает высокой миграционной способностью.

Содержание ^{239}Np по течению реки может уменьшаться как за счет разбавления водой р.Енисей без изменения физико-химических форм нахождения в окружающей среде, так и за счет осаждения в виде малорастворимых соединений на поверхности растений. Не смотря на то, что содержание изотопов Pu в воде вблизи места сброса меньше содержания ^{239}Np, изотопы Pu были также обнаружены в растениях на расстоянии до 200 км ниже по течению от места сброса вод ГХК (Bolsunovsky, 2004). Это указывает на то, что изотопы Pu могут переноситься на значительные расстояния от места непосредственного сброса или в виде взвеси или в растворенном виде с последующим осаждением на поверхности растений.

Таким образом, использование новой методики концентрирования ТУЭ воды р.Енисей, основанной на одновременном образовании суспензий коллоидных частиц оксигидроксида Fe(III) и оксида Mn(IV) непосредственно в исследуемых пробах, позволяет эффективно выделить ряд трансурановых элементов (^{239}Np, ^{238}Pu, ^{239,240}Pu), присутствующих в растворенной форме в следовых количествах.

Определение ряда терминов

Аналитическое определение радионуклидов в объектах окружающей среды позволяет определить следующие параметры:

Концентрация радионуклидов в пробах, Бк на единицу массы.

Плотность загрязнения или запас радионуклидов, суммарное содержание радионуклидов в обследованной части стратиграфической колонки или почвенного профиля, нормированное на единицу площади, Бк/м^2

Интегральный запас, содержание радионуклидов в компонентах водных и наземных экосистем определенной акватории или территории, Бк.

Изотопные отношения, отношение содержания изотопов одного элемента в выбросах предприятий ЯТЦ и в объектах окружающей среды.

Радионуклидные отношения, отношение содержания изотопов разных элементов в выбросах предприятий ЯТЦ и в объектах окружающей среды.

2.4. Методика нейтронно-активационного анализа

Пробы воды, грунтов, водных растений и рыбы предварительно отбирали и готовили по методике, описанной ранее в этой главе. Затем исследуемые образцы помещали в пакеты из алюминиевой фольги размером 35 мм х 35мм. Масса пробы грунта в каждом пакете составляла 0,2 г, золы растений 0,5 г, золы рыб и сухого остатка воды – 1,0 г. Рабочие эталоны готовили по методике, изложенной в работе (Боуэн, Гиббонс, 1968), путем нанесения с помощью микропипетки на полоску обеззоленного фильтра (35 мм х 35 мм, «синяя лента») 0,1 мл эталонного раствора, содержащего определяемый элемент – стабильный изотоп – в концентрации $1{,}13 \cdot 10^{-5}$ г/мл.

В алюминиевый контейнер для облучения помещали 6-8 «этажерок», содержащих пакеты из 12 исследуемых образцов, а также рабочий эталон в трех параллелях. Контейнер облучали в вертикальном экспериментальном канале реактора с плотностью потока тепловых нейтронов $7 \cdot 10^{13}$ нейтр./см^{2}с в течение 50 часов. По окончании облучения контейнер перегружали в «сухую» сборку на 2-3 месяца для снижения мешающей активности от короткожи-

вущих радионуклидов. После выдержки образцы переупаковывали в чистую алюминиевую фольгу для избежания наведенной гамма-активности упаковочного материала.

Измерения гамма-активности образцов выполняли на германиево-литиевом детекторе объемом 40 $см^3$ (разрешение 5 кэВ по гамма-линии 1333 кэВ нуклида ^{60}Co) с использованием амплитудного анализатора типа АИ-409-6-3М. Дальнейшую обработку гамма спектрометрической информации проводили на электронно-вычислительной машине «Наири-2» с помощью светового карандаша (Виноградов, Протасов, 1975). На цифропечать выводились следующие данные:

1. энергия радионуклида;
2. полезная площадь фотопика;
3. разрешение спектра по измеряемому фотопику;
4. коэффициент вариации определения площади фотопика;
5. величина критерия $3\sqrt{N}$ фон

Погрешность измерений для всех анализируемых образцов, как правило, не превышала 5-7%.

В табл. 7 приведены пределы обнаружения Со в ряде компонентов Белоярского водохранилища. Эти данные указывают на высокую чувствительность инструментального нейтронно-активационного анализа при определении исследуемого элемента в пробах гидробионтов, грунтов и воды. Например, при анализе воды активационный метод в сравнении со спектральным (Боровик-Романова и др., 1962; Павленко и др., 1977) чувствительнее при определении содержания стабильного изотопа кобальта в 200 раз.

Таблица 7

Пределы обнаружения кобальта в различных компонентах

Компонент	Размерность величин	Предел обнаружения
Вода	г/г золы	$7 \cdot 10^{-8}$
	г/литр	$2 \cdot 10^{-8}$
Грунты	г/г сухой массы	$4 \cdot 10^{-7}$
Водные растения	г/г золы	$1 \cdot 10^{-7}$
	г/г сухой массы	$3 \cdot 10^{-8}$
Рыба	г/г золы	$9 \cdot 10^{-9}$
	г/г сухой массы	$5 \cdot 10^{-10}$

2.5. Статистическая обработка результатов

Весь материал исследования подвергнут статистической обработке. Рассчитаны среднее арифметическое, среднеквадратическая ошибка среднего арифметического и доверительные интервалы средних арифметических величин для уровня значимости $\alpha = 0{,}05$ по методике, предложенной в работе (Стрелков, 1966).

Среднее арифметическое находили по формуле:

$$x = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i}{n}$$

X = среднее арифметическое,
n = число вариант (наблюдений)

Среднеквадратическая ошибка среднего арифметического определяется уравнением:

$S_x = a \,.\, I$, где

$S_{\bar{x}}$ – среднеквадратическая ошибка среднего арифметического,
a – разность между наибольшей и наименьшей из величин анализируемого вариационного ряда,
I – коэффициент для нахождения среднеквадратической ошибки (постоянен для каждого определенного числа n)

Величину доверительного интервала для уровня значимости $\alpha = 0,05$ находили по формуле:
$L = a \cdot R$, где
L – значение доверительного интервала,
R – коэффициент для нахождения доверительного интервала среднего арифметического с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ (постоянен для каждого определенного числа n).

Для установления взаимосвязи между исследуемыми признаками использовали корреляционный и дисперсионный анализы. Достоверность различий между вариантами опытов оценивали по коэффициентам Стьюдента и Фишера с уровнем значимости 0,05. Значительная часть материала подвергнута анализу с применением математического моделирования. Детальное рассмотрение методики построения математических моделей дано в конкретных главах.

ГЛАВА III. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ИСКУССТВЕННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ
(НА ПРИМЕРЕ БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)

3.1.Общая характеристика Белоярского водохранилища – водоема-охладителя Белоярской атомной станции

Белоярское водохранилище расположено на среднем Урале, в 60 км к востоку от г. Екатеринбурга. Водохранилище является водоемом-охладителем Белоярской атомной станции им. И.В.Курчатова и создано в 1959-1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы, в 75 км от ее истока. Река Пышма относится к Обь-Иртышскому бассейну и является правым притоком р. Туры, впадающей в р.Тобол – приток Иртыша. Истоком р. Пышмы является озеро Ключевское, расположенное на массиве Молебского болота, вблизи г. В.Пышма. Протяженность реки 626 км, площадь водосбора 19400 км^2. Скорость течения в межень 0,5-0,7 м/с, ширина колеблется в пределах 8-10м в верховье, а ближе к устью достигает 60-100 м (Ленченко и др., 1964). В зону затопления водоема включена часть территории Белоярского района, которая в основном покрыта смешанным лесом и густым подлеском. 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 составляет 20 км, ширина напротив Белоярской АЭС - 3 км. Глубина водоема по фарватеру р.Пышмы достигает 15 - 20 м, а площадь акватории – 47 км^2. В водохранилище впадают речки Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка (Пискунов и др., 1974).

Белоярское водохранилище является гидрокарбонатно-кальциевым водоемом со средней степенью минерализации и слабощелочной реакцией среды. Ионный состав и концентрация ионов в воде по всей акватории водоема практически одинаковы (Любимова, 1981). Водохранилище покрывается льдом обычно в середине ноября, а освобождается от ледового покрова – в начале мая.

На схематическом плане (рис.1) приведены основные заливы и каналы водохранилища. Белоярская АЭС расположена на левом берегу водоема. Частичное поступление жидких стоков в водохранилище от атомной станции осуществ-

ляется через промливневый канал (ПЛК). Ниже по течению на расстоянии примерно 0,7 км от ПЛК расположен водозаборный канал, через который производится забор воды из водоема для системы охлаждения АЭС. Еще ниже (2км) расположен сбросной канал, через который вода после прохождения через систему охлаждения сбрасывается в водоем, непосредственно в Теплый залив. Среднемесячная температура воды на этом участке водохранилища достигает: в июне – $+23^0$ С, в июле - $+26^0$ С, а в августе - $+24^0$ С и превышает температуру за пределами зоны подогрева на 6-7^0 С.

Для изучения влияния теплых сбросных вод АЭС на гидрохимический режим водоема в порядке сравнения были выбраны два участка водохранилища: Теплый залив и Щучий залив - контрольный район, находящийся на расстоянии 8 - 10 км в сторону верховьев водоема-охладителя и, поэтому, не испытывающий влияния теплового сброса. Отбор проб воды проводили в летний период. Из рис. 2 следует, что и по концентрации основных ионов (Ca^{2+},Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-) и по содержанию сухого остатка в воде не выявлено достоверных отличий между Теплым и Щучьим заливами.

Результаты, приведенные в таблице 8 показали, что кислородный режим в водоеме благоприятный. Окисляемость по кислороду колеблется в основном в пределах 5,6-9,2 мг. O_2 на 1 литр. Достоверных различий по окисляемости на Теплом и Щучьем заливах не обнаружено. По полученным данным можно судить о содержании в воде органического вещества. Как в контрольной точке, так и в зоне влияния теплых вод оно находится в пределах нормы. Намечается тенденция к увеличению окисляемости от 1980г. к 1982г., что говорит о возрастании в воде водоема количества органического вещества. Значения pH в водохранилище, как

правило, колеблются в пределах от 6,8 до 7,8. Прозрачность воды составляет 30 см.

Белоярское водохранилище находится в стадии формирования и, поэтому, слабо заселено высшей водной растительностью. Макрофиты встречаются преимущественно куртинками, в основном в заливах и устьях рек. В отдельных заливах можно встретить сплошные заросли (Теплый залив, устье реки Черной, верховье). Основная часть водоема свободна от растительности.

Рис. 1. Схема Белоярского водохранилища

В 1973г. на Белоярском водохранилище было зарегистрировано 22 вида растений. К 1986г. появилось еще семь видов макрофитов (Potamogeton crispus, P.natans, Lemna trisulca, Ranunculus circinatus, Cicuta virosa, Rumex confertus, Geum rivale). Весь список включает четыре вида

зеленых водорослей и 25 видов высших водных растений, относящихся к 18 родам и 16 семействам (Любимова и др., 1989). Преобладают виды из семейства Potamogetonaceae. Среди высших водных растений наиболее распространены погруженные (15 видов) и прибрежно-водные (11 видов). Ниже приведен видовой состав растений Белоярского водохранилища на 1986 год: водоросли – кладофора (Cladophora fracta Kutz., C. glomerata (L.) Kutz), спирогира (Spirogira sp.), водная сеточка (Hydrodiction reticulatum Lagerch); высшие растения, среди них погруженные растения: элодея канадская (Elodea canadensis), роголистник темнозеленый (Ceratophyllum demersum), уруть колосистая (Myriophyllum spicatum L.), рдест пронзеннолистный (Potamogeton perfoliatus L.), сплюснутый (P. Compressus L.), гребенчатый (P. pectinatus L.), курчавый (P. crispus), плавающий (P. natans L.), блестящий (P. lucens L.),

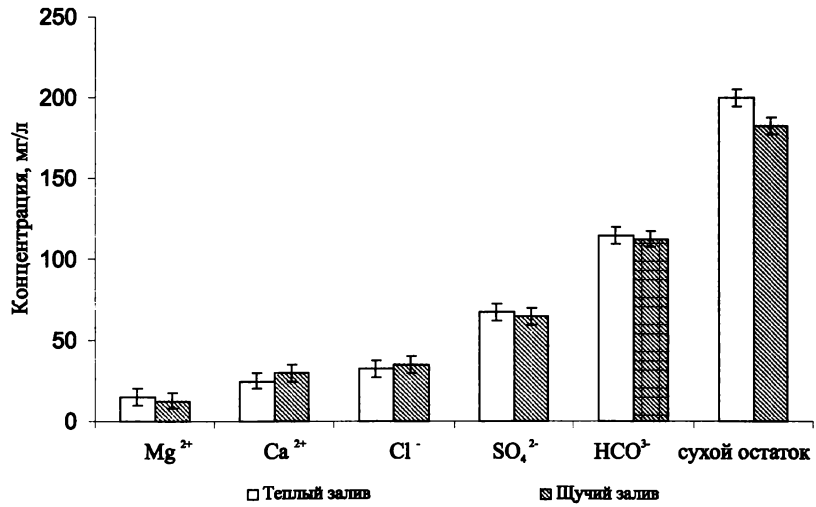


Рис.2. Концентрация основных ионов и содержание сухого остатка в воде Теплого и Щучьего заливов. 1980г.

Таблица 8

Окисляемость воды (мг O_2 на 1 л.)

Время отбора	Теплый залив			Щучий залив		
	1980	1981	1982	1980	1981	1982
Июль	7,5±1,2	-	8,9±1,3	6,5±1,5	-	9,2±0,9
Август	5,9±0,2	8,5±1,1	18,5±0,7	7,4±0,4	7,9±0,6	8,9±0,5
Сентябрь	5,6±0,2	8,0±0,8	-	6,3±0,5	7,2±0,9	-

лютик жесколистный (Ranunculus circinatus Sibth), телорез обыкновенный (Stratiotes aloides L.); растения, плавающие на поверхности: ряска малая (Lemna minor L.), ряска трехраздельная (L. trisulca L.), водокрас обыкновенный (Hydrocharis morsus ranae L.); прибрежноводные растения: частуха подорожниковая (Alisma plantagoaquatica L.), рогоз широколистный (Typha latifolia L.), вех ядовитый (Cicuta palustris L.), белокрыльник болотный (Calla palustris L.), камыш озерный (Scirpus lacustris L.), череда трехраздельная (Bidens tripartica L.), хвощ иловатый (Equisetum limosum L.), щавель конский (Rumex confertus Willd), тростник обыкновенный (Phragmites communis Trin), гравилат речной (Geum rivale L.), осока (Carex sp.).

В Теплом заливе в 1973 г. было зарегистрировано девять видов растений (Cladophora glomerata, C.fracta, Spirogira sp., Elodea canadensis, Ceratophyllum demersum, Lemna minor, Potamogeton pectinatus, Typha latifolia,Carex sp.). К 1986г. появились P. lucens, Hydrocharis morsus ranae. Увеличилось обилие C. demersum, L. minor, сократилось количество E.canadensis. Следует заметить, что в Теплом заливе обилие отдельных видов сильно колеблется в зави-

симости от года. Преобладают главным образом растения, устойчивые к неблагоприятным факторам среды (Шаларь и др., 1977; Марчюленене и др., 1982). Погруженные растения в зоне сброса подогретых вод, как правило, имеют большую длину листа и меньшее расстояние между листьями, чем аналогичные макрофиты в контрольном районе (табл. 9). В связи с этим количество листовых мутовок на единицу длины больше, поэтому, растения выглядят более мощными. Однако, у водокраса, имеющего плавающие на поверхности воды листья, листовая пластинка крупнее в контрольном районе, чем в Теплом заливе. Сброс подогретых вод в Белоярское водохранилище способствует увеличению биомассы растений в зоне подогрева и продлению времени их вегетации. Это создает благоприятные предпосылки для использования района подогретых вод в народном хозяйстве, в частности, для разведения теплолюбивых видов рыб (Трапезникова и др.,1984).

Ихтиофауна водоема-охладителя представлена плотвой (Rutilus rutilus), лещем (Abramis bŕama), линем (Tinca tinca), карасем золотистым (Carassius carassius), карпом (Cyprinus carpio), щукой (Esox lucius), окунем (Perca fluviatilis), судаком (Lucioperca lucioperca).

Самыми распространенными типами донных отложений на Белоярском водохранилище являются илистый сапропель, затопленная почва, песчано-илистый, илисто-песчаный и песчаный грунты. Для мелководной береговой зоны наиболее характерен песчаный грунт, а дно водоема в глубоководной части представлено илистым сапропелем.

Таблица 9

Биометрические показатели растений Белоярского водохранилища

Вид	Длина листа, мм		Расстояние между листьями, мм	
	Теплый залив	Щучий залив	Теплый залив	Щучий залив
Элодея	5,9 ± 0,2	5,0 ± 0,2	4,1 ± 0,1	4,7 ± 0,2
Роголистник темнозеленый	22,9 ± 0,4	15,7 ± 0,6	8,5 ± 0,4	9,8 ± 0,2
Рдест курчавый	33,0 ± 1,0	27,5 ± 0,4	15,0 ± 0,9	19,4 ± 1,3
Водокрас	25,6 ± 1,9	39,6 ± 1,1		

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

Водная среда является основным компонентом в экосистеме любого водохранилища. Радионуклиды, поступающие в водоем, прежде всего попадают в воду, переносятся с ней по всему водохранилищу и аккумулируются из нее грунтами и гидробионтами. Наиболее важными в радиоэкологическом отношении являются долгоживущие радионуклиды ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, имеющие периоды полураспада 5,24 года, 29,1 года и 30 лет, соответственно, которые попали в Белоярское водохранилище в результате функционирования Белоярской АЭС. Для понимания процессов распределения радионуклидов в водной среде необходимо оценить динамику их концентрации как по сезонам года, так и по годам, исследовать пространственное распределе-

ние ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде, оценить вертикальное распределение радионуклидов в воде водохранилища, рассчитать вынос нуклидов за пределы водоема.

3.2.1.Динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в разные годы

Для того, чтобы проследить изменение содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища по годам, пробы отбирали в летний период в четырех точках водоема. Одним из этих участков является район Биофизической станции, расположенный в 300 метрах выше промливневого канала Белоярской АЭС (БАЭС), через который поступают в водоем дренажные и поверхностные воды с территории БАЭС. Другими районами наблюдения выбраны Теплый и Щучий заливы, а также верховье водохранилища. Теплый залив служит местом сброса подогретых вод атомной станции, Щучий является контрольным участком по температурному фактору, а верховье водоема находится за пределами наблюдательной зоны АЭС и служит контролем по отношению к ней.

На рисунке 3 приведено содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде водоема в районе Биофизической станции. Для этого участка водохранилища отмечено значительное колебание концентраций радионуклидов по годам. Так, максимальное содержание ^{60}Co отмечено в 1983г. – 0,26 Бк/л, а минимальное – в 1984г. – 0,05 Бк/л; различие этих значений составляет 5,2 раза. Для ^{90}Sr аналогичные величины равны 0,084 Бк/л (1986г.) и 0,013 Бк/л (1981г.), а отличаются эти значения в 6,5 раз. Но самое большое отличие зарегистрировано для ^{137}Cs: 0,37 Бк/л в 1986г. и 0,04 Бк/л в 1981г., при этом различие составляет 9,2 раза. В последние годы на-

блюдений концентрация ^{60}Co и ^{90}Sr достаточно стабильна, в то же время содержание ^{137}Cs в 1986г. достигает своего максимального значения.

На рисунке 4 рассматривается динамика концентраций ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Теплого залива. Максимальное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в водной среде наблюдалось в 1976г. (0,60 Бк/л), что можно связать с нарушениями технологического режима работы АЭС. В дальнейшем концентрация этих излучателей заметно снижается (за исключением одной временной точки – в 1980г. содержание ^{137}Cs составляло 0,32 Бк/л) и стабилизируется с тенденцией к некоторому увеличению в 1984 - 1987 гг. Что касается, ^{90}Sr, то его концентрация меняется незначительно, несколько возрастая в конце восьмидесятых годов.

Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Щучьего залива (рис.5), при всем различии характера кривых, отражающих динамику концентрации радионуклидов, в целом, уменьшается во времени для каждого излучателя.

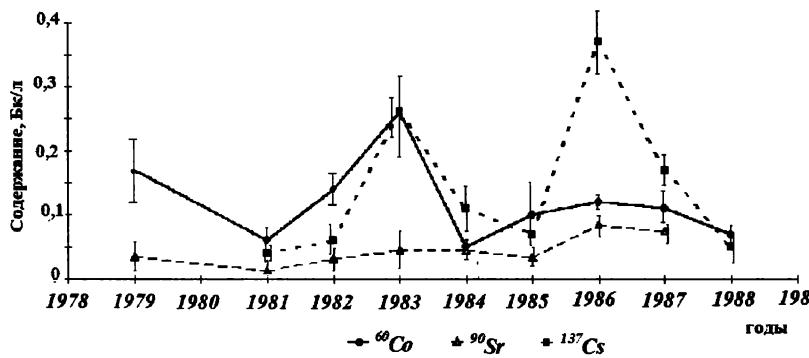


Рис.3. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Район биостанции, 1979-1988 гг.

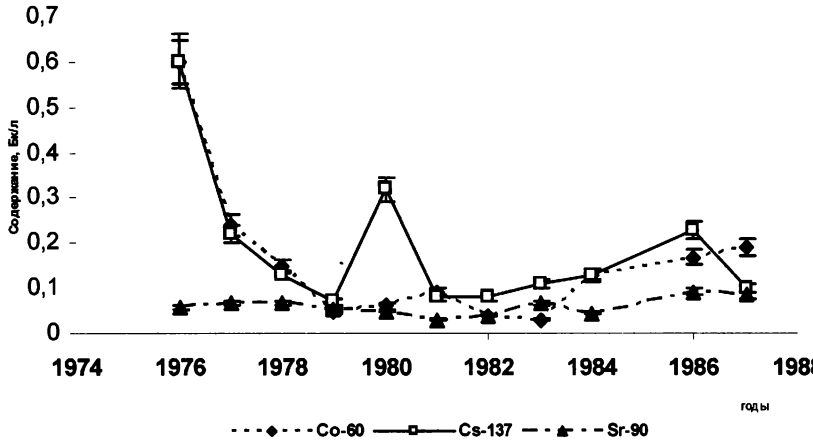


Рис. 4. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Теплый залив, 1976-1987гг.

По сравнению с другими точками водохранилища содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде верховья водоема (рис. 6) минимально. Так, наибольшая концентрация ^{60}Co отмечена в 1979г. и составляет 0,048 Бк/л, а максимальное содержание ^{137}Cs зарегистрировано в 1980г. и равно 0,16 Бк/л. В то же время концентрация ^{90}Sr в воде отличается от других участков водоема в меньшей степени и является достаточно стабильной во времени, варьируя в пределах 0,021 Бк/л - 0,084 Бк/л.

Сопоставляя данные по всем четырем постоянным точкам наблюдения на Белоярском водохранилище, можно отметить, что максимальные концентрации исследуемых радионуклидов наблюдаются в районах Биофизической станции и Теплого залива, расположенных в непосредственной близости от Белоярской АЭС. По мере удаления от этих точек наблюдения в сторону верховья водохранилища (Щучий залив, верховье) концентрации радионуклидов заметно снижаются и, со временем, стабилизируются.

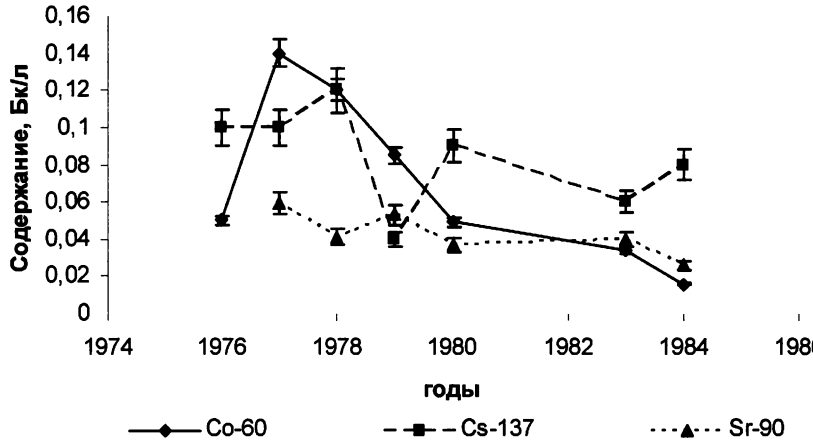


Рис. 5. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Щучий залив, 1976-1984гг.

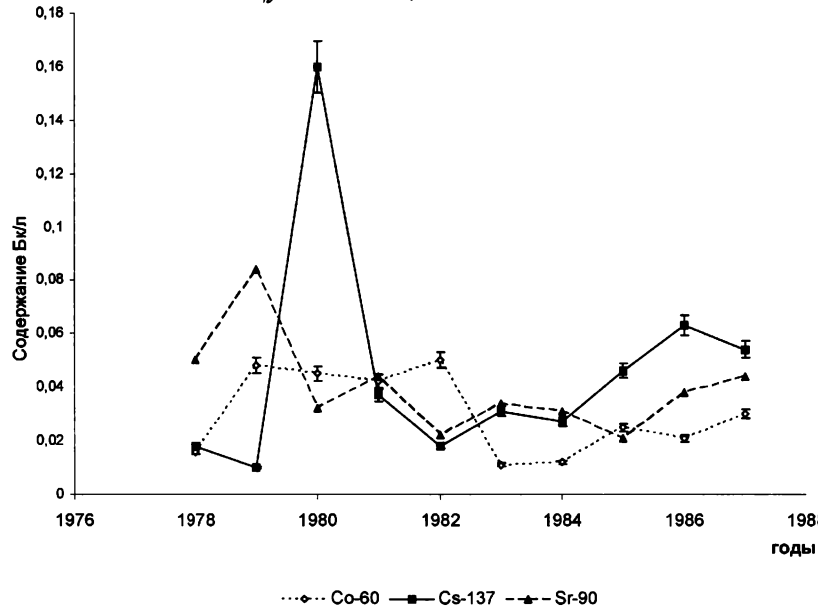


Рис. 6. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Верховье, 1978-1987гг.

Это связано, видимо, с тем, что после повышенных сбросов 1976г., вызванных нарушением технологического режима работы АЭС, наступила, в целом, нормализация поступления радионуклидов в водоем-охладитель.

Чтобы яснее представить себе ситуацию в различных зонах Белоярского водохранилища в работе (Трапезников и др.,1992) проведено усреднение данных по среднемесячному содержанию ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде за весь период исследования. Как видно из таблицы 10 наибольшая концентрация радионуклидов в воде

Таблица 10

Среднемесячная концентрация радионуклидов в воде Белоярского и Рефтинского водохранилищ в 1976 - 1987 гг., Бк/л

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

* в скобках – число проанализированных проб

отмечена в районе Биофизической станции, что обусловлено близостью к промливневому каналу - источнику поступления дренажных и поверхностных вод с территории БАЭС в водоем. Далее в порядке убывания содержания радионуклидов следует Теплый залив, который тоже расположен в сравнительной близости от промливневого канала и Щучий залив, находящийся в 7-8 км выше по течению от последнего. Минимальная концентрация излучателей характерна для района верховья водоема, находящегося за пределами 10-километровой наблюдаемой зоны (единственным исключением является то, что концентрация ^{90}Sr в воде Щучьего залива и верховья равна и составляет 0,044 Бк/л). В этой же таблице приведены данные по содержанию радионуклидов в воде контрольного водоема Рефтинского водохранилища, расположенного в 45 км на северо-восток от Белоярского водоема, близкого к последнему по морфометрическим показателям и используемого в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭС. Из таблицы видно, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Рефтинского водохранилища меньше, чем в любом из районов Белоярского водоема, а содержание ^{60}Co вообще находится ниже предела обнаружения. Отсюда следует, что даже район верховья Белоярского водохранилища, находящегося за пределами 10-километровой наблюдательной зоны БАЭС, испытывает влияние атомной электростанции.

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде Белоярского водохранилища с современных санитарно-гигиенических позиций, следует отметить, что концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной фазе водоема в 1976-1987гг. практически во всех случаях оказывалась ниже значений уровня вмешательства для питьевой воды («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)», 1999).

На примере ^{137}Cs, наиболее радиоэкологически значимого радионуклида для Белоярского водохранилища, дан сравнительный анализ содержания данного нуклида в воде основных зон водоема-охладителя в 1976-1987гг и в 2003 году.

Как видно из рисунка 7, концентрация ^{137}Cs за 16 лет уменьшилась в десятки раз. Это обусловлено тем, что и I, и II энергоблоки БАЭС были выведены из эксплуатации, а III-й блок БН-600 на быстрых нейтронах, работающий с 1980 года оказывал значительно меньшее воздействие на водную среду.

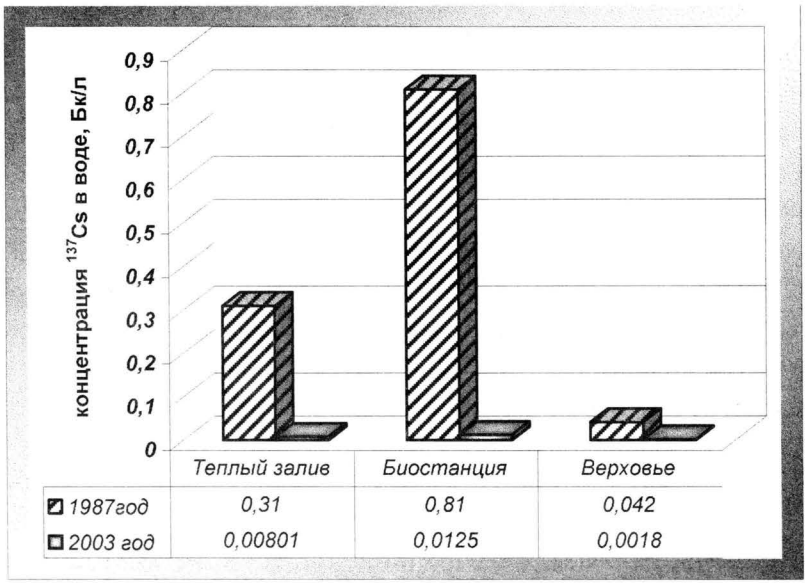


рис. 7. Сравнение концентраций ^{137}Cs в воде разных зон Белоярского водохранилища (1987 г. и 2003 г.)

3.2.2.Динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде по сезонам года

На примере Теплого залива проанализирована динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища по сезонам 1978 года. Как видно из рисунка 8, максимальное содержание ^{60}Co зафиксировано в феврале (0,23 Бк/л), а минимальное - в ноябре (0,09 Бк/л). В целом же концентрация радионуклида в течение всего года незначительно колеблется, составляя в среднем 0,17 Бк/л. Выраженных отличий в содержании ^{60}Co для какого-либо сезона не наблюдается.

В этих же пробах воды определили концентрацию стабильного изотопа кобальта. Как видно из рисунка 9, содержание микроэлемента в водной среде находится в пределах от 0,14 мкг/л в январе-феврале до 0,26 мкг/л в августе-сентябре, изменяясь в разные сезоны года менее, чем в 2 раза.

На уже упомянутом выше рис.8 показана динамика содержания ^{137}Cs в воде Теплого залива. Как видно из этого рисунка, максимальное содержание радионуклида отмечено в мае (0,32 Бк/л), а минимальное - в декабре (0,06Бк/л).

На фоне достаточно стабильной концентрации ^{137}Cs в течение года выделяется весенне-летний максимум (май 0,32 Бк/л, июнь - 0,17 Бк/л). Этот пик скорее всего связан не с какими-либо сезонными явлениями, а с очередным залповым поступлением радионуклида в водоем через промливневый канал БАЭС.

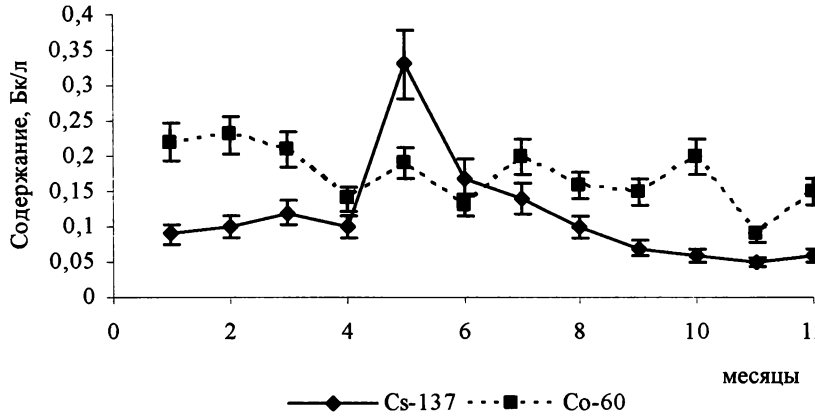


Рис. 8. Содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Теплого залива, январь-декабрь 1978г.

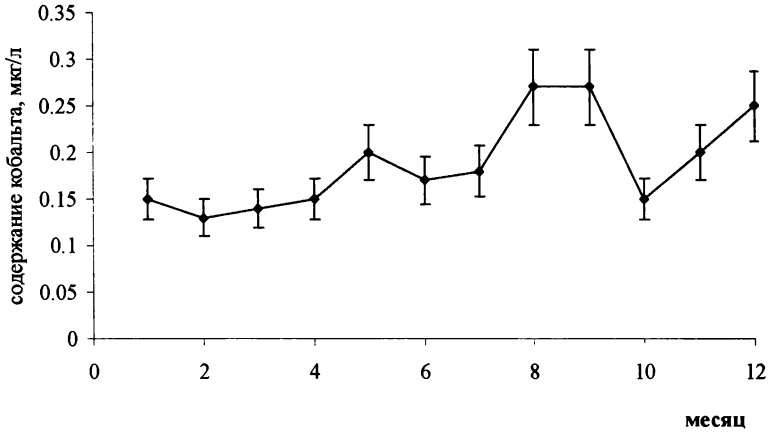


Рис. 9. Содержание стабильного изотопа ^{59}Co в воде. Теплый залив, 1978г.

3.2.3.Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной фазе по центральной части акватории водохранилища

Рассмотренные выше данные характеризуют содержание исследуемых радионуклидов в воде двух основных заливов Белоярского водохранилища, а также в районе Биофизической станции и в верховье водоема, удаленном на значительное расстояние от атомной станции. Для понимания процессов распределения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs по акватории водохранилища необходимо знать концентрацию нуклидов в центральной части основных зон водоема. С этой целью проведено определение уровней содержания радионуклидов по оси водохранилища в следующих точках: нижняя часть водоема, примыкающая непосредственно к плотине, район Белоярской АЭС, охватывающий акваторию напротив атомной станции, зона Щучьего залива и район высоковольтной линии, находящийся от БАЭС на расстоянии около 10 километров и являющийся границей наблюдаемой зоны Белоярской АЭС. Все пробы воды были отобраны в трех повторностях. Как видно из рис. 10 концентрация радионуклидов в воде этих точек варьирует незначительно (по ^{60}Co - от 0,023 Бк/л до 0,028 Бк/л; по ^{137}Cs – от 0,040 Бк/л до 0,047 Бк/л; по ^{90}Sr (для трех зон – от 0,032 Бк/л до 0,044 Бк/л). Исключение составляет значение содержания ^{90}Sr в зоне, примыкающей к Белоярской АЭС (0,057 Бк/л), которое несколько превышает величины концентрации данного нуклида в других зонах. Во всех остальных случаях для всех трех исследованных радионуклидов величины концентраций статистически достоверно не отличаются. Как было отмечено в работе (Трапезников и др., 1992), можно сделать вывод, что ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs достаточно равномерно распределяются по центральной

части водохранилища на протяжении от плотины до высоковольтной линии, что можно объяснить быстрым переносом радионуклидов с водными массами под воздействием волнового движения и внутренних течений водоема. Приведенные данные были положены в основу модели распределения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища, использованной для расчета нормативов допустимых сбросов радионуклидов в водоем-охладитель БАЭС, разработанных совместно с сотрудниками ВНИИ АЭС.

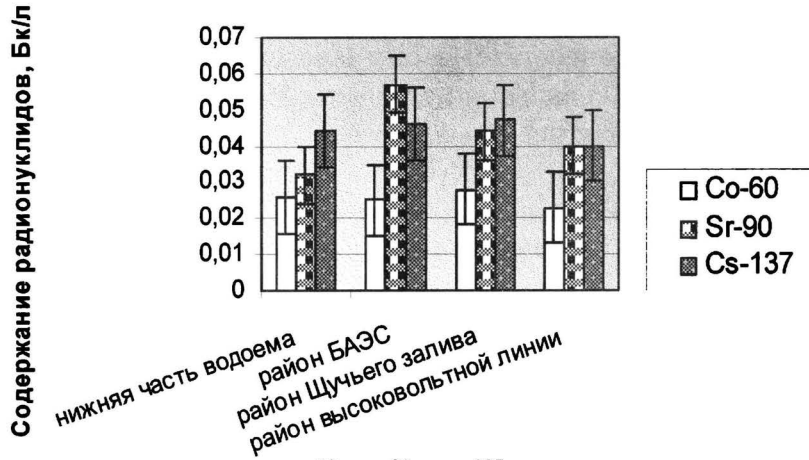


Рис. 10. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде центральной части разных зон Белоярского водохранилища в 1985г., Бк/л

Интересно сравнить величины содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища с аналогичными значениями для других водных систем, подвергающихся поступлению радионуклидов от атомных электростанций. Так, по данным (Smedile,Queirazza,1976) в реке По (Италия) в 1971 - 1972 гг. в районе, прилегающем к АЭС,

концентрация ^{60}Co в воде составляла $0,5 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($1,8 \cdot 10^{-4}$ Бк/л) – $1,6 \cdot 10^{-12}$ Ku/л ($5,9 \cdot 10^{-2}$ Бк/л), а содержание ^{137}Cs находилось в пределах от $3 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($1,1 \cdot 10^{-3}$ Бк/л) до $9 \cdot 10^{-12}$ Ku/л ($3,3 \cdot 10^{-1}$ Бк/л). В работе (Бадаев и др., 1985) показано, что содержание ^{60}Co в воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в доаварийный период в 1979-1980 гг. равнялось $2\text{-}5 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($7,4 \cdot 10^{-4}$ Бк/л - $1,8 \cdot 10^{-3}$ Бк/л), концентрация ^{90}Sr составляла менее $1 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($3,7 \cdot 10^{-4}$ Бк/л), а содержание ^{137}Cs находилось в пределах от $9 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($3,3 \cdot 10^{-3}$ Бк/л) до $3 \cdot 10^{-13}$ Ku/л ($1,1 \cdot 10^{-2}$ Бк/л). Приведенные величины по реке По находятся в том же диапазоне концентраций радионуклидов, что и в воде Белоярского водохранилища, а для водоема-охладителя Чернобыльской АЭС эти значения даже несколько ниже.

3.2.4. Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища

Явление температурной стратификации характерно для многих пресноводных водоемов. Летом поверхностный слой воды более теплый, чем глубинный, зимой – наоборот. Переход от более к менее нагретым слоям часто происходит не постепенно, а скачкообразно и между ними образуется слой так называемого температурного скачка или термоклин. Различают прямую стратификацию, когда более нагретые слои лежат ближе к поверхности, и обратную, когда с продвижением вглубь температура повышается (Константинов, 1972).

На Белоярском водохранилище прямая стратификация наблюдается в летние месяцы. В июле 1988г. проведено исследование вертикального распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водоема-охладителя.

В трех точках, расположенных по оси водохранилища (нижняя часть водоема, примыкающая к плотине; район атомной станции и зона Щучьего залива) пробы воды отбирали на поверхности и на глубине 13 метров (ниже термоклина). Типичная структура термоклина в этих точках приведена на рисунке 11. Как видно из этого рисунка, температурный скачок составляет 10°С и наблюдается на глубине 7-9 метров от поверхности воды или в 5-7 метрах от дна водоема. В таблице 11 приведено содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в пробах, отобранных у поверхности воды и на глубине, на расстоянии 1 м от дна. Для большинства исследованных точек показано, что концентрация радионуклидов в слое воды, расположенном над термоклином статистически достоверно ниже, чем в придонном слое.

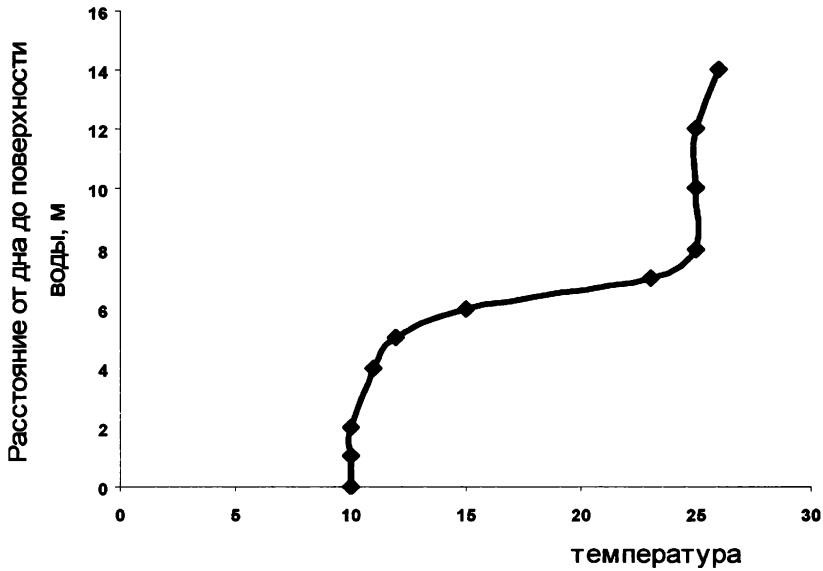


Рис. 11. Изменение температуры водной среды в зависимости от глубины. Белоярское водохранилище, район БАЭС. Июль 1988 года

Таблица 11

Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища, 1988 г.

Место отбора		Содержание радионуклида, $n \cdot 10^{-2}$ Бк/л	
		^{60}Co	^{137}Cs
Нижняя часть водоема	у поверхности	3,4 (3,1 ± 3,7)	6,9 (5,9 ± 7,9)
	ниже термоклина	4,4 (4,1 ± 4,7)	10,0 (8,1 ± 11,9)
Район БАЭС	у поверхности	1,5 (1,4 ± 1,6)	3,6 (2,4 ± 4,8)
	ниже термоклина	2,0 (1,9 ± 2,1)	5,6 (4,6 ± 6,6)
Район Щучьего залива	у поверхности	2,8 (2,2 ± 3,4)	5,7 (5,1 ± 6,3)
	ниже термоклина	4,3 (3,3 ± 5,3)	8,2 (6,7 ± 9,7)

Так, для ^{60}Co и ^{137}Cs в нижней части водоема эти величины отличаются в 1,3 и 1,4 раза; в районе БАЭС 1,3 и 1,6 раза; в районе Щучьего залива в 1,5 и 1,4 раза, соответственно. В среднем для ^{60}Co это различие составляет 1,4 раза, а для ^{137}Cs 1,5 раза. Эти отличия могут быть объяснены тем, что в глубоководной зоне водоема идет обмен как стабильными, так и радиоактивными нуклидами между донными отложениями и водной средой. Дно водохранилища, являющееся своеобразным депо радионуклидов, может служить источником поступления излучателей в воду. В силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубинными слоями воды не может осуществиться, в придонной части водоема и наблюдается повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs.

3.2.5.Расчет выноса ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs за пределы водохранилища

Расчет годового выноса исследуемого радионуклида за пределы Белоярского водохранилища можно провести по формуле:

$$A_i = C_i \cdot V, \text{ где}$$

A_i – количество i-го радионуклида, выносимое за пределы водоема-охладителя за год;

C_i – усредненная по основным зонам водохранилища концентрация i-го радионуклида в воде;

V – годовой объем воды, сбрасываемый из водохранилища в р.Пышму.

В августе 1985г. была проведена работа по определению содержания ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде центральных участков разных зон акватории водохранилища. Как отмечалось выше, величины концентраций радионуклидов в водной фазе по фарватеру водоема близки для всех исследованных зон водохранилища. На основании данных (рис.10) рассчитаны усредненные по основным зонам концентрации исследуемых радионуклидов в воде водохранилища, которые составляют: для ^{60}Co – $2,5 \cdot 10^{-2}$ Бк/л; для ^{90}Sr – $4,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/л; для ^{137}Cs - $4,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л. В 1985 г. по данным Белоярской АЭС величина годового сброса воды составила 195 млн.м^3. Используя это значение и величины усредненных концентраций радионуклидов по водоему, рассчитали вынос ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs из водохранилища.

Для ^{60}Co: $A = 2,5 \cdot 10^{-2}$ Бк/л x $195 \cdot 10^9$ л = $4,9 \cdot 10^9$ Бк;

для ^{90}Sr: $A = 4,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/л x $195 \cdot 10^9$ л = $8,4 \cdot 10^9$ Бк;

для ^{137}Cs: $A = 4,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л x $195 \cdot 10^9$ л = $8,6 \cdot 10^9$ Бк.

3.2.6.Распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в экспериментальной системе вода-лед

Для того, чтобы количественно оценить распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в системе вода-лед, проведен эксперимент в природных условиях. Специальные полиэтиленовые сосуды, емкостью 4,5 литра помещали в воду в траншеи, прорубленные во льду водоема так, чтобы промораживание воды в них шло естественным путем - сверху вниз. Исследовали три соотношения льда и воды по объему: 1:2; 1:1 и 2:1. Массив льда распиливали на слои толщиной по два сантиметра. На рисунках 12 и 13 представлены значения коэффициентов очистки льда от радионуклидов (отношение содержания нуклида в воде до образования льда к его концентрации в воде, образовавшейся из растаявшего льда) при различных соотношениях льда и воды. Для ^{60}Co (рис.12) эти величины находятся в пределах от 24 до 76 единиц. Максимальные значения коэффициента очистки по данному радионуклиду достигались во втором слое (3-4 см от поверхности льда), минимальные - в верхнем и нижнем слоях. По абсолютным величинам эти параметры убывают в следующем порядке: при соотношении лед : вода = 1:2, при соотношении 1:1 и при соотношении 2:1. Однако, данные различия статистически не достоверны, так как доверительные интервалы значений коэффициентов очистки перекрываются во всех случаях.

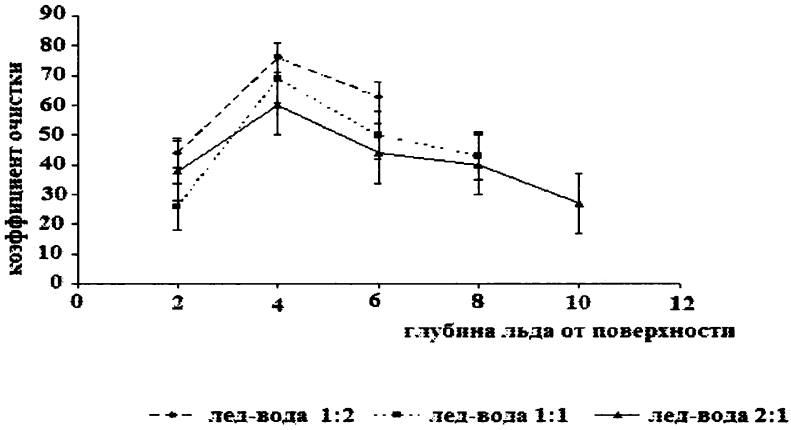


Рис.12. Коэффициенты очистки льда от ^{60}Co

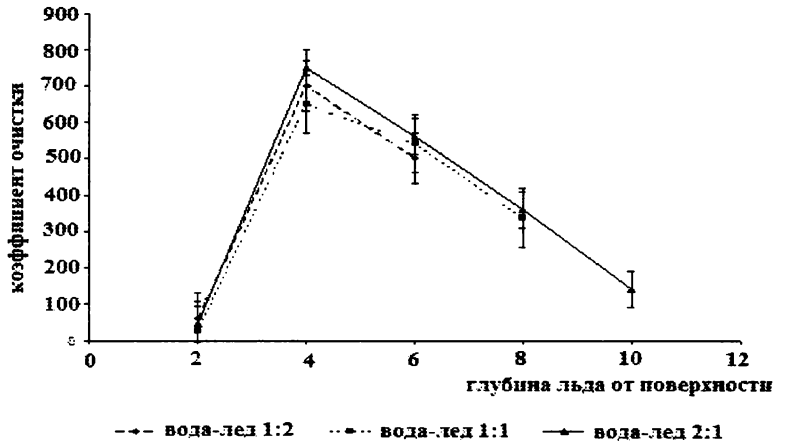


Рис.13. Коэффициенты очистки льда от ^{137}Cs

Как видно из рисунка 13, коэффициенты очистки льда от ^{137}Cs значительно выше, чем для ^{60}Co и находятся в пределах от 26 до 737 единиц. При этом максимальные значения коэффициентов очистки по ^{137}Cs также достигались во

втором слое (3-4 см от поверхности льда), составляя 667-737 единиц, а минимальные – в верхнем слое (26-60 единиц).

Эффект «очистки» льда отмечался рядом исследователей. Так, в работе (Боченин и др., 1978а) было показано, что в мелководном мезодистрофном водоеме озерного типа в зимние месяцы, по мере нарастания толщи льда и уменьшения слоя подледной воды, за счет процессов вымораживания резко увеличивается общая минерализация воды и концентрация в ней ^{90}Sr. Лед при этом оказывается «обедненным минеральными компонентами и «очищенным» от радионуклида. В природных условиях эти коэффициенты очистки составляли 6-13 единиц, а в экспериментальных – от 27 до 77.

В работе (Батурин и др., 1978) отмечается, что средние коэффициенты вымораживания по ^{60}Co и ^{137}Cs для слоя льда 10-60 см составляют 320 и 680 единиц, соответственно.

Полученные нами результаты имеют важный практический смысл: в случае загрязнения водоемов ^{60}Co и ^{137}Cs следует использовать воду из растаявшего льда, а не подледную, обогащенную радионуклидами.

3.3. Накопление и распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища

Радионуклиды, поступая в пресные водоемы, поглощаются не только живыми организмами, но и грунтом, а также отмирающими частями водных растений и животных в процессе детритообразования. Накопление излучателей различными грунтами водоемов пока изучено недостаточно, но можно полагать, что по сорбционным свойствам донные отложения не уступают почвам, высокая поглотительная способность которых в отношении многих радио-

нуклидов хорошо известна (Куликов, 1971а). Донные отложения активно участвуют в перераспределении нуклидов, поступающих в водоем. Они могут извлекать из воды значительное количество радионуклидов. Водные грунты способны надолго удерживать в себе поглощенные нуклиды, становясь основным источником облучения донных организмов. В связи с наличием в настоящее время в мире значительного числа АЭС и, следовательно, с использованием соответствующего количества водоемов-охладителей, представляет большой интерес исследование влияния температуры водной среды на накопление радионуклидов донными отложениями. К настоящему времени большинство работ по изучению распределения и накопления радионуклидов в водных грунтах выполнено для осколочных нуклидов (Ровинский, Махонько, 1967; Мешалкина, 1971; Любимова, 1973; Куликов и др.,1977, 1980). Аналогичная информация по коррозионным радионуклидам, в частности, по миграции ^{60}Co в донных отложениях, крайне мала. Поэтому значительное место нами было уделено исследованию накопления ^{60}Co в грунтах пресноводного водохранилища. Также изучено влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами как в природных, так и в экспериментальных условиях.

3.3.1.Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС

Наиболее распространенными типами грунтов в Белоярском водохранилище являются илистый сапропель, затопленная почва и песок. Донные отложения отбирали в пределах наблюдаемой зоны БАЭС и на контрольном участке водоема, расположенном на расстоянии более 10 км

от атомной станции – в верхней части водохранилища. Как видно из таблицы 12, всего проанализировано на содержание ^{60}Co – 160 проб, ^{90}Sr – 163 пробы и ^{137}Cs

Таблица 12

Количество проб, проанализированных на содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах прибрежной части Белоярского водохранилища

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

-167 проб. Свыше 50% образцов, отобранных в наблюдаемой зоне водоема-охладителя, превышают двукратное со-

держание радионуклидов в контроле. Это свидетельствует о поступлении ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водохранилище в результате многолетней эксплуатации Белоярской АЭС (Чеботина, Трапезников и др.,1988, 1992; Трапезников и др., 1996).

Представляет интерес оценить содержание исследуемых радионуклидов в грунтах наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища на разном расстоянии от АЭС. С этой целью водоем условно разделили на четыре зоны, каждая протяженностью около 4 км (рис.14).

Первая зона включает часть водохранилища от плотины до Теплого залива. Вторая – охватывает акваторию, примыкающую непосредственно к атомной станции, начиная от Теплого залива до устья р.Черемшаны. Третья зона простирается далее в сторону верховье от р.Черемшаны до Щучьего залива, а четвертая – от Щучьего залива до границы десятикилометровой наблюдательной зоны АЭС.

Рис. 14.Схема водоема условно разделенная на 4 зоны

Как видно из таблицы 13, концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах четырех условно выделенных зон водоема в большинстве своем статистически достоверно не различается и отличается только в зависимости от типа донных отложений. Ранее было отмечено (рис.10), что ^{60}Co, ^{90}Sr и

^{137}Cs довольно равномерно распределены в воде различных зон центральной части водохранилища. Очевидно, эти два явления напрямую связаны, что свидетельствует о том, что исследуемые радионуклиды, поступающие в водоем в результате работы АЭС, достаточно равномерно распределяются между водой и грунтами наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища.

Таблица 13

Концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах разных зон Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

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

На рис.15 представлены усредненные значения содержания ^{137}Cs в основных типах донных отложений Бело-

ярского водохранилища за 1985-1987 гг. и 2003-2005 гг. Из анализа приведенных величин следует, что за указанный период времени концентрация радионуклида в затопленной почве уменьшилась в 5,3 раза, в илистом сапропеле – в 13,0 раз, а в песчаном грунте – в 18, 6 раза. Все это несомненно является следствием значительного снижения содержания ^{137}Cs в воде водоема-охладителя, что, в свою очередь, последовало за снятием с эксплуатации первого и второго блока Белоярской АЭС.

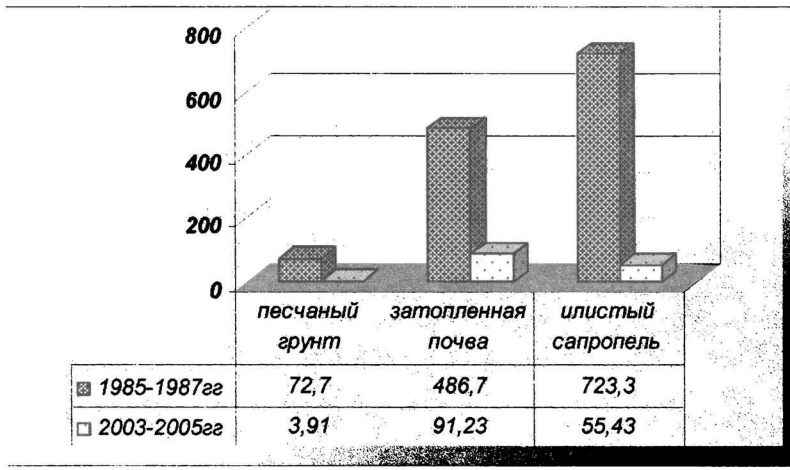


Рис. 15. Сравнение концентраций ^{137}Cs в донных отложениях разных зон Белоярского водохранилища (1987 г. и 2003 г.)

3.3.2. Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах пресноводного водохранилища

Определены коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs для илистого сапропеля, затопленной почвы и песка, отобранных в разных зонах Белоярского водохранилища. Как видно из таблицы 14, для всех типов грунта КН ^{60}Co и ^{137}Cs имеют более высокие значения, чем аналогичные величины, рассчитанные для ^{90}Sr. Так, коэффициенты накопления ^{90}Sr для донных отложений Белоярского водохранилища варьируют в пределах 190-1590, КН ^{137}Cs изменяются от 910 до 22050, а коэффициенты накопления ^{60}Co находятся в пределах от 710 до 25220. В четырех условно выделенных зонах водоема-охладителя КН каждого радионуклида для однотипного грунта довольно близки.

В работах (Чеботина, Трапезников и др., 1988, 1992) как и в таблице 14 показано, что значения коэффициентов накопления радионуклидов у илистого сапропеля максимальны и варьируют для ^{60}Co - от 13080 до 25220, для ^{90}Sr - от 610 до 1590, для ^{137}Cs - от 12980 до 22050. Аналогичные величины для затопленной почвы изменяются для ^{60}Co от 4640 до 6150, для ^{90}Sr - от 600 до 840 и для ^{137}Cs - от 8080 до 15230. Для песчаного грунта значения КН минимальны и находятся в следующих пределах: для ^{60}Co - от 710 до 1240, для ^{90}Sr - от 190 до 410, ^{137}Cs - от 910 до2610. Повышенное накопление радионуклидов илистым сапропелем и затопленной почвой, видимо, связано с большей емкостью поглощения и прочностью фиксации нуклида в этих видах донных отложений, богатых органическими соединениями. Они с успехом могут быть использованы в качестве индикаторов радиоактивного загрязнения водных экосистем и, в частности, водоемов-охладителей АЭС. В целом же, по

Таблица 14

Коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах разных зон Белоярского водохранилища(на сухую массу)

Радионуклид	Грунт	Зона водоема-охладителя			
		I	II	III	IV
^{60}Co	Песчаный грунт	1040 ± 110	1240 ± 160	710 ± 71	1000 ± 220
	Затопленная почва	6150 ± 770	5600 ± 1200	4640 ± 710	Не опр.
	Илистый сапропель	13080 ± 1920	Не опр.	21790 ± 8210	252200 ± 5220
^{90}Sr	Песчаный грунт	410 ± 90	190 ± 30	300 ± 70	370 ± 100
	Затопленная почва	840 ± 250	600 ± 120	680 ± 110	Не опр.
	Илистый сапропель	1590 ± 190	610 ± 420	820 ± 110	1050 ± 200
^{137}Cs	Песчаный грунт	1980 ± 370	2610 ± 430	910 ± 150	1020 ± 270
	Затопленная почва	15230 ± 3410	8910 ± 1960	8080 ± 1060	Не опр.
	Илистый сапропель	22050 ± 2270	Не опр.	12980 ± 4890	14750 ± 3000

зонам водохранилища значения КН радионуклидов для каждого типа грунта близки и в большинстве случаев статистически достоверно друг от друга не отличаются, что так же подчеркивает равномерность распределения нуклидов в донных отложениях наблюдаемой зоны.

3.3.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями в природных и экспериментальных условиях

Исследование влияния подогретых вод на поглощение радионуклидов грунтами имеет важное научное и практическое значение в связи с использованием некоторых континентальных водоемов для удаления избытка тепла и, частично, радиоактивных сбросов при эксплуатации атомных электростанций (Гусев и др., 1978; Куликов, 1978). Однако, к настоящему времени роль температурного фактора в процессах накопления радионуклидов грунтами изучена мало (Сафонова и др., 1978; Марчюленене и др., 1982).

С целью выяснения влияния температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами Белоярского водохранилища были проведены лабораторные эксперименты и натурные исследования. Лабораторные опыты проводили на двух типах грунтов – песчано-илистом и илистом сапропеле (Чеботина, Трапезников, Трапезникова, 1980; Чеботина, Трапезников и др., 1992). Диапазон температур составлял: 10°С, 24°С и 38°С. Как показали эксперименты (рис. 16), коэффициенты накопления ^{60}Co для песчано-илистого грунта к 32-м суткам опыта достигают, соответственно, 773, 2305 и 3978 единиц при температуре воды 10°С, 24°С и 38°С. Отсюда следует, что увеличение температуры водной среды на 28°С приводит к возрастанию коэффициентов накопления этого радионуклида у песчано-илистого грунта примерно в 5,1 раза. Для илистого сапропеля КН ^{60}Co к 32-м суткам опыта составляют, соответственно, 1724, 8750 и 13670 при температурах 10°С, 24°С и 38°С. Таким образом, повышение температуры воды на 28°С приводит к увеличению коэффициента накопления нуклида в 7,9 раза.

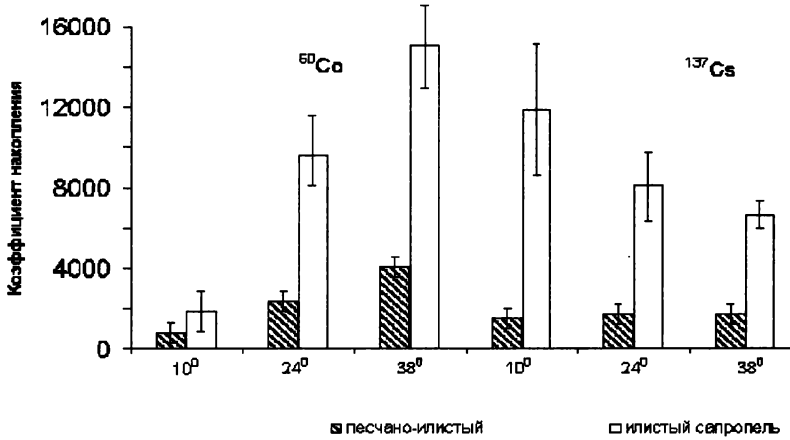


Рис. 16. Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs песчано-илистым грунтом и илистым сапропелем при разной температуре

Значения коэффициентов накопления ^{60}Co для илистого сапропеля, зафиксированные в эксперименте, в несколько раз превышают таковые для песчано-илистого грунта. На этом же рисунке показано, что коэффициенты накопления ^{137}Cs для песчано-илистого грунта на 32 сутки эксперимента лежат в пределах, 1000-2000 единиц. Для данного типа грунта они одинаковы во всем диапазоне температур.

В натурных условиях оценен возможный вклад температурного фактора в накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs основными типами грунтов Белоярского водохранилища. Как показали результаты многолетних наблюдений содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Теплого залива в среднем в 1,5 - 2 раза выше, чем в контрольном (по температурному фактору) районе - Щучьем заливе, что, по-видимому, связано с дополнительным поступлением этих радионуклидов с водой от расположенного поблизости промливневого канала Бе-

лоярской АЭС. В то же время, концентрация ^{90}Sr в воде обоих районов практически одинакова. Как видно из таблицы 15, коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs для грунтов Теплого залива значительно выше, чем в контроле, тогда как эти показатели по ^{90}Sr практически одинаковы для грунтов обоих районов водохранилища. Последнее свидетельствует о том, что температурный фактор, не оказывающий влияния на накопление ^{90}Sr в условиях лабораторного аквариума (Чеботина, Трапезников, Трапезникова, 1986), также не влияет на поглощение нуклида и в природных условиях. Поскольку поглощение ^{137}Cs грунтами в условиях лабораторных экспериментов практически не зависит от температуры (по данным этой же работы), повышенное накопление его в Теплом заливе следует отнести за счет дополнительного поступления в водоем в результате работы АЭС. В случае ^{60}Co эффект обусловлен совместным влиянием температурного фактора и повышенной концентрацией радионуклида в воде Теплого залива.

Таким образом, повышение температуры водной среды приводит к увеличению накопления ^{60}Co у всех исследованных типов грунтов как в лабораторных, так и в природных условиях.

Таблица 15

Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами на Теплом и Щучьем заливах

Тип грунта	Коэффициент накопления ^{60}Co		Коэффициент накопления ^{90}Sr		Коэффициент накопления ^{137}Cs	
	Теплый залив	Щучий залив (контроль)	Теплый залив	Щучий залив (контроль)	Теплый залив	Щучий залив (контроль)
Песчаный	1260 ± 170	360 ± 30	220 ± 30	330 ± 80	2590 ± 280	240 ± 40
Песчано-илистый	27060	1170 ± 80	240 ± 30	250 ± 40	11500 ± 840	8890 ± 200
Затопленная почва	37520 ± 5070	900 ± 70	нет	нет	36250 ± 5790	1710 ± 730
Илистый сапропель	88570 ± 13860	8080 ± 960	1430 ± 330	1030 ± 70	25140 ± 10440	2280 ± 100

3.3.4.Сравнительная характеристика накопления ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co затопленной почвой пресноводного водохранилища

Большой интерес представляет сравнительное исследование процессов аккумулирования донными отложениями радионуклидов и их стабильных изотопов в природных условиях. На примере ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co изучено накопление этих нуклидов грунтами водоема-охладителя. В августе, в течение трех полевых сезонов (1976-1978гг) образцы затопленной почвы отбирали на Теплом заливе Белоярского водохранилища. В этих пробах определяли содержание и коэффициенты накопления радиоактивного и стабильного изотопов кобальта. Как видно из таблицы 16, содержание стабильного Со в исследуемом грунте варьирует незначительно (от 13,6 мг/кг сух.массы до 18,6 мг/кг сух.массы); крайние значения отличаются в 1,4 раза.

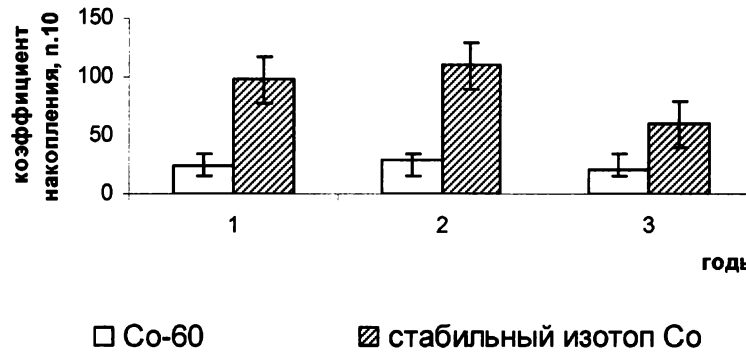
Таблица 16

Содержание ^{60}Co и стабильного изотопа Со в затопленной почве (Белоярское водохранилище, Теплый залив)

Параметр	Время отбора проб		
	1976г.	1977г.	1978г.
Концентрация ^{60}Co, кБк/кг сухой массы	15,5 (11,2 ± 13,8)	6,5 (5,7 ± 7,3)	2,8 (1,7 ± 3,9)
Концентрация Со, мг/кг сухой массы	18,6 (16,1 ± 21,1)	14,2 (9,9 ± 18,5)	13,6 (9,6 ± 17,6)

В гораздо большей степени изменяется концентрация ^{60}Co в затопленной почве (от 2,8 кБк/кг до 15,5 кБк/кг). В этом случае максимальная величина содержания радионуклида превышает минимальную в 5,5 раз, что можно объяснить неравномерным поступлением ^{60}Co в водохранилище во времени при эксплуатации Белоярской АЭС.

Из рисунка 17 видно, что коэффициенты накопления ^{60}Co находятся в пределах от 18000 до 29000, а стабильного изотопа кобальта – варьируют от 62000 до 109000. Следовательно, коэффициенты накопления радионуклида меньше, чем аналогичные величины для Co в 3,6 раза. Повышенное накопление стабильного кобальта можно объяснить тем, что для него коэффициенты накопления достигают предельных значений, к которым в равновесных условиях должны приближаться коэффициенты накопления ^{60}Co.



1- 1976 год, 2- 1977 год, 3- 1978 год

Рис. 17. Накопление ^{60}Co и стабильного изотопа Co затопленной почвой. Белоярское водохранилище, Теплый залив

3.4. Уровни содержания и накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах Белоярского водохранилища

В предыдущем разделе рассмотрены вопросы, связанные с распределением и накоплением ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях водохранилища. Другим важнейшим компонентом пресноводной экосистемы являются водные растения, которые продуцируют основную массу органического вещества водоемов. Большое разнообразие форм и высокая продуктивность водной растительности создают условия для значительного воздействия ее на судьбу радиоактивных и стабильных изотопов химических элементов в континентальных водоемах (Куликов, Молчанова, 1975; Трапезников, Трапезникова, 1979; Трапезников, 1983; Трапезников и др.,1983; Чеботина и др., 1986; Куликов, Чеботина, 1988; Любимова и др., 1989; Трапезников, 1990; Чеботина и др., 1992; Trapeznikov e.a., 1993a; Трапезникова и др., 1993; Трапезников и др.,1996). Роль представителей пресноводной флоры в процессах концентрирования радионуклидов из водной среды впервые была отмечена в работе (Вернадский, 1930).

Одной из основных задач настоящей работы является исследование накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями в условиях естественного водоема. На двух видах макрофитов – элодее и роголистнике темнозеленом изучена сезонная динамика накопления радионуклидов. В природных и экспериментальных условиях исследовано влияние температуры водной среды на накопление этого нуклида пресноводными растениями. Количественно оценены уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в ряде представителей гидрофлоры, произрастающей в разных участках водоема-охладителя Белоярской АЭС.

В целом, накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs представителями пресноводной ихтиофауны к настоящему времени изучено в меньшей степени, чем пресноводными растениями. Это связано с методическими трудностями содержания рыб в условиях лабораторного эксперимента и меньшей их доступностью для радиоэкологического изучения в природных условиях. Вместе с тем имеющийся материал по сравнительному изучению накопления исследуемых радионуклидов представителями водных растений и ихтиофауны показывает, что рыбы обладают значительно более низкими коэффициентами накопления (Марей, 1976).

Прежде всего следует подчеркнуть крайнюю немногочисленность литературных данных по накоплению ^{60}Co в пресноводных рыбах в природных условиях (Ильенко и др., 1977; Гущин и др.,1984). Это объясняется не только ограниченным числом водоемов, подверженных загрязнению коррозионными радионуклидами, но и чисто аналитическими трудностями определения ^{60}Co в представителях пресноводной ихтиофауны, связанными с низкой концентрацией этого нуклида в организме рыб, зачастую находящейся на грани предела обнаружения. Так же мало данных в опубликованной литературе о содержании стабильного изотопа кобальта в пресноводных рыбах (Дробот, 1981). Тем не менее, информация в опубликованной литературе о содержании стабильного изотопа кобальта в ихтиофауне представляет большой интерес, так как рыбы являются важным звеном пищевой цепи, замыкающейся непосредственно на человеке.

Не меньший интерес вызывает влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs организмами рыб, учитывая, что представители ихтиофауны, обитающие в водоемах-охладителях АЭС, находятся под воздействием подогретых вод, прошедших через систему охлаждения электростанции.

3.4.1. Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами пресноводного водохранилища

Большинство работ по изучению накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями выполнено в условиях лабораторного эксперимента. При этом накопительную способность радионуклидов растениями оценивали величиной коэффициента накопления (КН), отражающей отношение концентрации нуклида в растении к содержанию его в окружающей водной среде (Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилева, 1964; 1965; Abdelmalik e.a., 1973; Paoletti e.a., 1973; Фурника и др., 1974; Боченин, Чеботина, 1975; Bartoli, Pacella, 1975; Furnica e.a., 1975; Aoyama e.a., 1976; Боченин и др., 1978б; Любимова, 1978; Чеботина, 1978; Куликов и др., 1979; Чеботина и др., 1979; Amiard-Triquet, 1979; El-Shinawy, Abdelmalik, 1980). Такие опыты, как правило, проводили в течение 15-30 суток. Значительно меньшее число работ по накоплению данных радионуклидов водными растениями проведено в природных условиях. Так, Офель и Фрэзер (Ophel,Fraser, 1971) исследовали в 1965 - 1970 гг. накопление ^{60}Co десятью видами пресноводных макрофитов, обитающих в озере Перч (Канада). Значения коэффициентов накопления радионуклида, рассчитанные на сырую массу, варьировали от 20 у Potederia cordata до 2790 у Potamogeton pusillus. Величина КН у роголистника темнозеленого составила 1060. В работе (Smedile, Queirazza, 1976) приводятся данные о наблюдении ^{60}Co перифитоном в 1971-1972гг. в реке По (Италия). Коэффициенты накопления этого нуклида также в расчете на сырую массу изменяются от 2970 до 7164.

Накопление ^{90}Sr макрофитами в природных условиях детально (для более чем 30 видов) исследовано в работах

(Левина, Любимова, 1971; Куликов и др., 1977). Показано. что значения КН, рассчитанные на сухую массу, варьируют от 25 единиц у Phragmites communis до 3665 у Nitella opaca.

Такое же обширное исследование накопления ^{137}Cs водными растениями в природных условиях (для более чем 30 видов) описано в работах (Куликов, Молчанова, 1975; Куликов и др., 1977).

В работе (Чеботина, Трапезников и др., 1992) приведены значения коэффициентов накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs для доминирующих видов растений наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища. Как видно из таблицы 17, величины коэффициентов накопления ^{60}Co в среднем заметно выше, чем аналогичные значения для ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Для оценки реальной радиоэкологической обстановки на любом водоеме важно знать, насколько соответствуют значения коэффициентов накопления радионуклидов у водных растений в природных условиях и в лабораторном эксперименте. С этой целью определены коэффициенты накопления ^{60}Co для 14 видов пресноводных растений в природных и экспериментальных условиях. Все расчеты проводили на сухую массу, так как это позволяет более точно сопоставлять данные. Для того, чтобы измерить сырую массу растений, необходимо предварительно удалить лишнюю влагу с помощью фильтровальной бумаги. Это можно сделать после транспортировки образцов в стационарные условия. Само время от момента отбора проб до измерения их сырой массы влияет на степень обводненности растений, что вносит помехи в расчеты.

Таблица 17

Коэффициенты накопления радионуклидов для доминирующих видов растений наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища (на сухую массу)

Вид растений	Число проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Рдест гребенчатый	23-27	3880 ± 290	560 ± 50	750 ± 70
Рдест пронзен-нолистный	33-35	3600 ± 240	1720 ± 160	750 ± 60
Рдест блестящий	7-9	1750 ± 140	1160 ± 230	780 ± 140
Рдест сплюснутый	5	3480 ± 410	490 ± 90	880 ± 70
Элодея	16-21	6070 ± 710	1260 ± 90	2130 ± 190
Телорез	5	5120 ± 570	-	870 ± 190
Ряска малая	3	5760 ± 580	-	660 ± 80
Кладофора	40	6400 ± 370	-	2620 ± 170
Роголистник	4	8100 ± 410	-	1050 ± 60
Лютик водный	2	5060 ± 90	-	2490 ± 120
Рогоз	12	1030 ± 120	-	310 ± 40
Белокрыльник	2	390 ± 30	-	190 ± 20
Камыш	2	630 ± 20	-	690 ± 50
Уруть	2	1340 ± 170	-	720 ± 10
Среднее		3760 ± 100	1040 ± 60	1060 ± 30

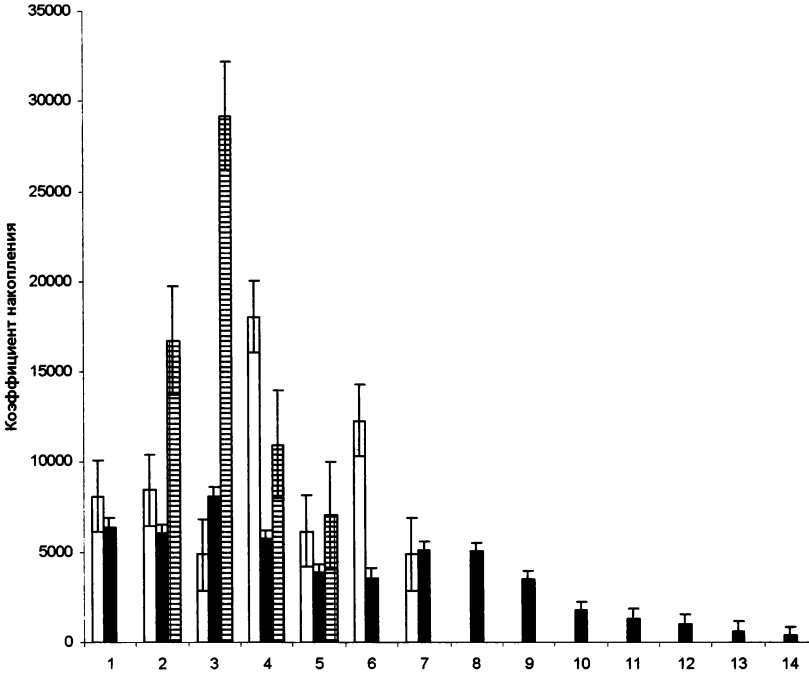


Рис.18. Накопление ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co макрофитами в природных и лабораторных условиях

□ КН ^{60}Co в экспериментальных условиях

■ КН ^{60}Co в природных условиях

▤ КН ^{59}Co в природных условиях

Водные растения:
1-Кладофора; 2-Элодея; 3- Роголистник темнозеленый;
4- Ряска малая; 5- Рдест гребенчатый; 6- Рдест пронзеннолистный; 7-Телорез; 8- Лютик водяной; 9- Рдест сплюснутый; 10- Рдест блестящий; 11-Уруть колосистая;
Прибрежно-водные растения:
12- Рогоз широколистный; 13- Камыш озерный;
14- белокрыльник болотный

Из рисунка 18 видно, что значения КН радионуклида в природных и лабораторных условиях достаточно близки

между собой. В целом, представленные данные свидетельствуют о достаточно высокой подвижности ^{60}Co в системе вода-растения, поскольку равновесие в большинстве случаев в экспериментальных условиях достигается за время проведения опыта (32 суток). На этом же рисунке приведены усредненные значения коэффициентов накопления стабильного изотопа ^{59}Co для четырех видов высших водных растений, полученные в натурных условиях. Из сравнения КН радиоактивного и стабильного изотопов кобальта видно, что последние величины выше, но различия эти не всегда достоверны. Поэтому, мы можем говорить только о тенденции к различию коэффициентов накопления, что обусловлено тем, что КН стабильного изотопа ^{59}Co определены в природной экосистеме для химического элемента, присутствующего в ней постоянно и, следовательно, находящегося в условиях установившегося равновесия. Такие значения коэффициентов накопления можно считать предельными.

Выше было показано, что для большинства исследованных водных растений коэффициенты накопления ^{60}Co в лабораторных и природных условиях довольно близки или находятся в пределах одного порядка величин. Как видно из рисунка 19, коэффициенты накопления ^{137}Cs в природных условиях, как правило, выше, чем в экспериментальных. Это может быть объяснено разным временем, необходимым для установления изотопного равновесия в системе вода- водные растения в природных и лабораторных условиях для ^{60}Co - с одной стороны и для ^{137}Cs - с другой. Тем не менее, отмеченные различия необходимо учитывать в тех случаях, когда приходится использовать данные лабораторных экспериментов для оценки конкретной радиоэкологической ситуации в естественных водоемах.

Представляет интерес оценить накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями гидрофлоры в зависимости от экологической группы, к которой принадлежит данный вид растений. Мы разделили изучавшиеся макрофиты на две группы:

1) водные растения (элодея, роголистник темнозеленый, ряска малая, рдест гребенчатый, рдест пронзеннолистный, рдест сплюснутый, рдест блестящий, телорез обыкновенный, лютик жестколистный, уруть колосистая);
2) прибрежно-водные растения (рогоз широколистный, камыш озерный, белокрыльник болотный).

Как видно из таблицы 18, способность аккумулировать ^{60}Co и ^{137}Cs значительно выше у первой группы растений. Так, средняя величина коэффициентов накопления ^{60}Co для водных растений составляет 4595 единиц, а для прибрежно-водных – 682. Аналогичные значения для ^{137}Cs составляют 1245 и 397 единиц, соответственно.

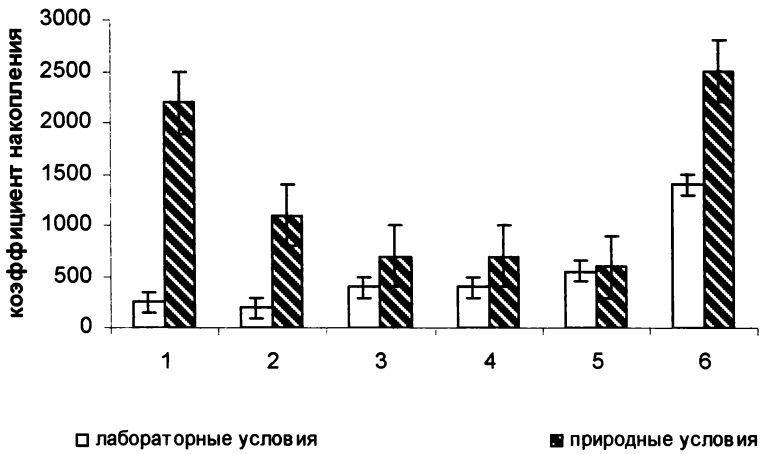


рис. 19. Накопление ^{137}Cs макрофитами в природных и лабораторных условиях
1- элодея; 2-роголистник; 3- рдест гребенчатый; 4- рдест пронзеннолистный; 5- ряска малая; 6- кладофора

Таблица 18

Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища, относящихся к различным экологическим группам

Экологическая группа	Вид растений	Число проб	Коэффициент накопления	
			^{60}Co	^{137}Cs
Водные растения	Элодея	21	6070 ±711	2130 ±190
	Роголистник темнозеленый	24	8100 ±410	1050 ±60
	Уруть колосистая	2	1338 ±172	720 ±10
	Рдест пронзеннолистный	35	3596 ±244	750 ±60
	Рдест сплюснутый	5	3476 ±414	880 ±70
	Рдест гребенчатый	27	3878 ±294	750 ±70
	Рдест блестящий	9	1753 ±144	780 ±140
	Лютик жесколистый	2	5056 ±88	2490 ±120
	Кладофора	40	6400 ±371	2620 ±170
	Телорез	5	5118 ±574	870 ±190
	Ряска малая	3	5757 ±584	660 ±80
	Среднее:		4595 ±675	1245±196
	Рогоз широколистный	12	1031 ±124	310 ±40
Прибрежно-водные растения	Белокрыльник болотный	2	387 ±28	190 ±20
	Камыш озерный	2	628 ±23	690 ±50
	Среднее:		682 ±271	397 ±210

Отмеченные различия, очевидно, связаны с тем, что водные макрофиты целиком или основной своей частью находятся в воде и обладают, таким образом, гораздо большей поглощающей поверхностью, чем прибрежно-водные растения, значительная часть которых находится в воздушной среде.

3.4.2. Сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями

В предыдущем разделе было отмечено, что коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs у исследованных видов пресноводных растений достигают значительных величин. Но, к сожалению, в литературе практически нет данных, свидетельствующих о сезонных изменениях накопления ^{60}Co макрофитами в природных условиях да и информации о наличии таких зависимостей для других радионуклидов мало (Кулебакина, Поликарпов, 1970; Лейнерте, Вадзис, 1972; Лейнерте и др., 1973; Мурзина и др., 1976; Боченин и др., 1978).

Нами исследована сезонная динамика накопления ^{60}Co двумя широко распространенными на Урале пресноводными растениями - элодеей и роголистником темнозеленым (Трапезников, 1983). Работа проведена на Теплом заливе Белоярского водохранилища, куда сбрасываются подогретые воды атомной станции и который не замерзает даже зимой. Это позволяет использовать элодею, вегетирующую почти круглогодично, для исследования сезонной динамики накопления радионуклидов. Роголистник темнозеленый вегетирует на Теплом заливе пять месяцев в году (с мая по сентябрь) и также может быть использован для этой цели. Пробы растений и воды отбирали ежемесячно в

трех повторностях. На рисунке 20а, иллюстрирующем динамику коэффициентов накопления ^{60}Co у элодеи, видны два четких летних максимума - в июле 1976г. (31000) и в июле 1977 г. (34000). Такая же картина характерна и для накопления ^{60}Co роголистником темнозеленым (рис. 20*б*). Наибольшие значения КН радионуклида наблюдаются в июле 1976г. (58000) и в июле 1977г. (54000). Ранее было отмечено подобное возрастание накопления ^{90}Sr водной растительностью в летние месяцы (Мурзина и др., 1976; Боченин и др., 1978). Авторы объясняют это увеличением биологической активности растений в летний период. Возможно, эти процессы связаны с подогревом воды, поскольку в июле температура воды на Теплом заливе Белоярского водохранилища обычно достигает наивысших значений, а результаты как лабораторных экспериментов, так и природных наблюдений (Куликов и др., 1978; Трапезников и др., 1983) показывают, что с повышением температуры накопление большинства радионуклидов гидробионтами, в том числе и водными растениями, увеличивается.

Из представленных рисунков также видно, что значения коэффициентов накопления у элодеи и роголистника темнозеленого в природных условиях могут изменяться в зависимости от сезона года в 5-6 раз, достигая максимальных величин в летние месяцы.

Представляют интерес результаты многолетних исследований уровней содержания ^{137}Cs в растениях, произрастающих в зоне сброса подогретых вод Белоярской АЭС (Чеботина, Трапезников и др., 1992). Из рисунка 21 видно, что с 1976г. по 1981г. наблюдаются два четких пика, когда концентрация радионуклида в растениях существенно возрастает (ноябрь 1976г. - февраль 1977г. и ноябрь-декабрь 1979г.).

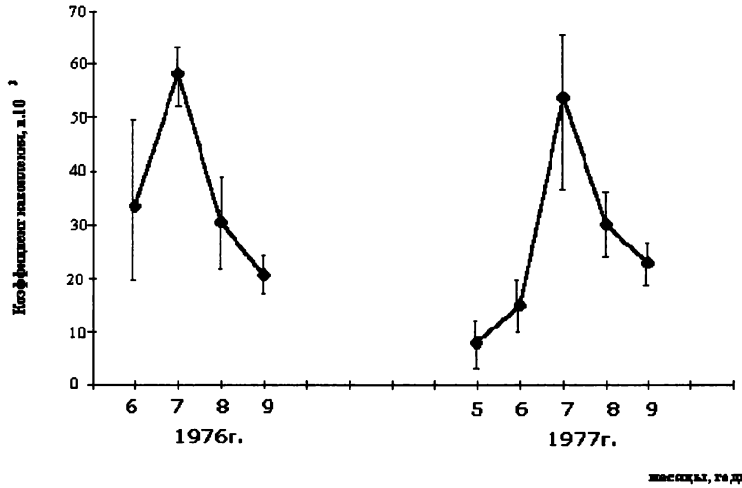


Рис.20 а. Накопление ^{60}Co роголистником темнозеленым. Теплый залив, 1976-1977гг.

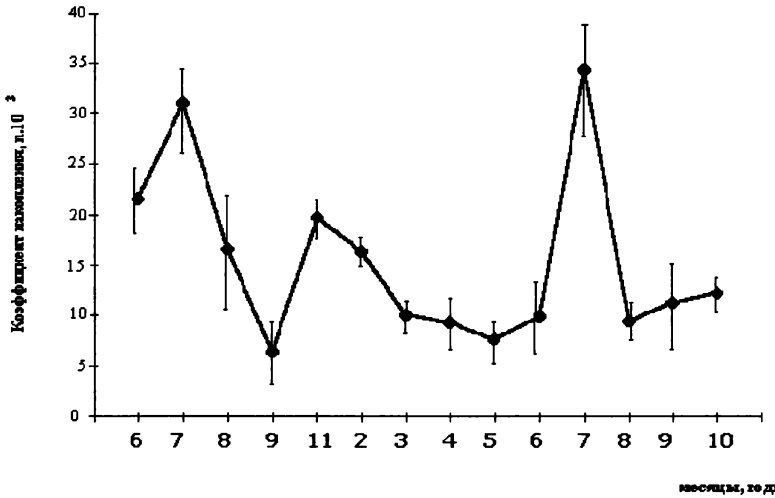


Рис.20 б. Накопление ^{60}Co элодеей. Теплый залив, 1976-1977гг.

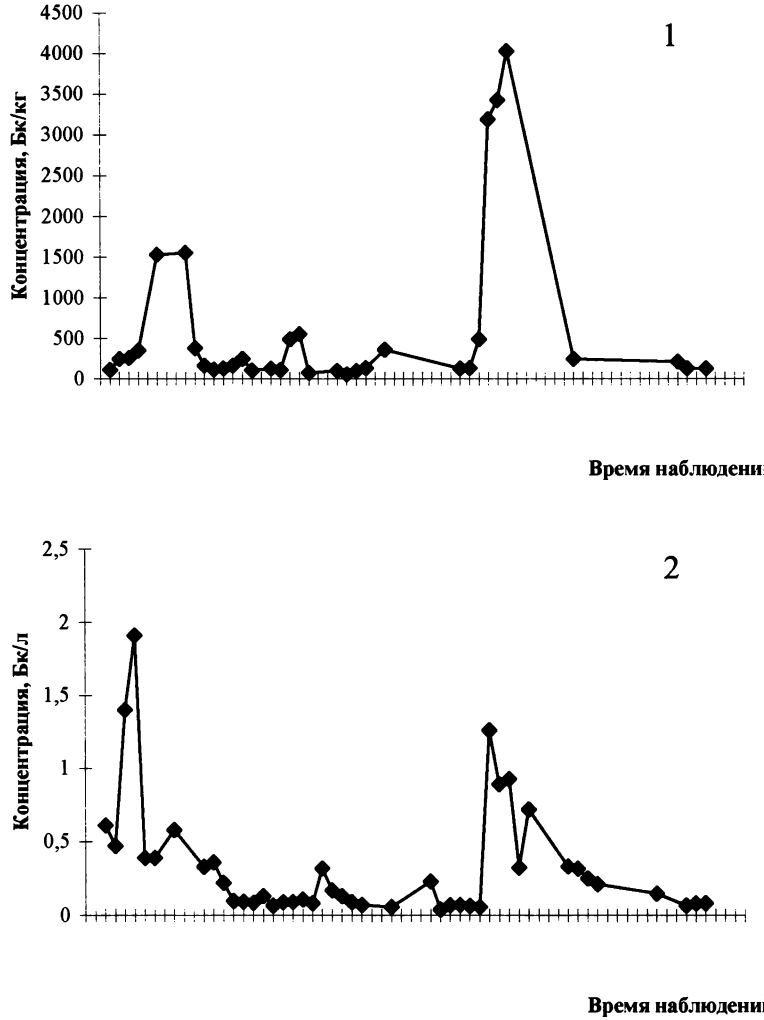


Рис.21. Концентрация ^{137}Cs в элодее (1) и воде (2) Теплого залива Белоярского водохранилища в период с 1976г. по 1981г.

С нашей точки зрения, отмеченное увеличение содержания ^{137}Cs в растениях объясняется не столько физиологическими причинами, как это имело место в случае с ^{60}Co, сколько изменением содержания радионуклида в результате работы АЭС. В работе (Чеботина, Трапезников и др.,1986) исследована сезонная динамика содержания ^{90}Sr, Са и суммы зольных элементов элодеей в зависимости от сезона года. Работа проводилась на Теплом заливе Белоярского водохранилища в 1976-1978гг. Показано, что накопление радионуклида этим видом подчиняется четкой сезонной ритмике. Следует подчеркнуть, что синхронно накапливаются элодеей как ^{90}Sr, так и Са, а также сумма зольных элементов. Для них пики максимального накопления приходятся, как правило, на сентябрь. В зимние месяцы (декабрь-февраль) содержание указанных элементов в растениях характеризуется наиболее низкими показателями.

3.4.3.Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями

При эксплуатации атомных электростанций в водоемы-охладители поступают подогретые воды, прошедшие систему охлаждения АЭС. В целом, проблема влияния термальных вод на поведение радионуклидов в гидробионтах изучена недостаточно. Известны лишь отдельные работы, выполненные преимущественно в условиях лабораторного эксперимента, которые указывают на увеличение накопления радионуклидов гидробионтами при повышении температуры воды (Гусев и др., 1971; Ляпин и др., 1971; Грачев, 1977; Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978). Нашей задачей было выяснить степень влияния температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs

типичными представителями высших водных растений – элодеей, роголистником темнозеленым, ряской малой, рдестом гребенчатым, рдестом пронзеннолистным, а также нитчатой водорослью кладофорой. Исследование проводили как в природных, так и в экспериментальных условиях.

Для изучения влияния температурного фактора на накопление радионуклидов в природных условиях в качестве примера было исследовано в динамике аккумулирование ^{60}Co элодеей. На Белоярском водохранилище были выбраны два участка: Теплый залив и взятый в качестве контрольного - Щучий залив, находящийся примерно в 8 километрах от места сброса подогретых вод. Разница температур между заливами составляет в летнее время 6-7°С. Исследованиями (Любимова, 1981; Любимова и др., 1983) показано, что водоем однороден по содержанию основных катионов и анионов в воде. Это позволяет предположить, что основным фактором, который может влиять на возможные различия в величинах КН, будет температура водной среды. Работа проводилась в течение трех полевых сезонов (июль-сентябрь) в 1976г., 1977г. и 1978г. (Трапезников, 1990). Из представленных в таблице 19 данных видно, что для каждой временно́й точки характерно превышение коэффициентов накопления ^{60}Co у растений, отобранных на Теплом заливе, в 1,5-2,8 раза по сравнению с КН у макрофитов, произрастающих на Щучьем заливе. В среднем коэффициенты накопления радионуклида у элодеи из района сброса подогретых вод АЭС в 4,9 раза выше подобных значений у растений с контрольного участка.

В работе (Чеботина, Трапезников и др., 1992) представлены данные по накоплению ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Ca и K элодеей в зоне подогрева и контрольном районе Белоярского водохранилища. На рисунке 22 приведены усредненные

Таблица 19

Накопление ^{60}Co элодеей на Теплом и Щучьем заливах

Время отбора проб	Коэффициент накопления ^{60}Co		КН ^{60}Co (Т.з.)* / КН ^{60}Co (Щ.З)**
	Теплый залив	Щучий залив	
1976 г.			
июнь	21498 (16500 ± 26500)	1678 (1397 ± 1959)	12,8
июль	31059 (27727 ± 34391)	9460 (8630 ± 10290)	3,3
август	16505 (27727 ± 34391)	3794 (3353 ± 4235)	4,4
сентябрь	6372 (5512 ± 7232)	4208 (3278 ± 5138)	1,5
1977 г.			
июнь	9914 (6042 ± 13786)	2413 (2262 ± 2564)	4,1
июль	34243 (24227 ± 41259)	10086 (8868 ± 11302)	3,4
август	9425 (8658 ± 10192)	1335 (1115 ± 1555)	7,1
сентябрь	11261 (7847 ± 14675)	1726 (1453 ± 1999)	6,5
1978 г.			
июль	10544 (8181 ± 12907)	1898 (1629 ± 2167)	5,6
август	5371 (3278 ± 7464)	2066 (1564 ± 2568)	2,6
сентябрь	4572 (3487 ± 5657)	1884 (1605 ± 2093)	2,4
			среднее: 4,9

*- (Т.з.) - Теплый залив

** - (Щ.з.) - Щучий залив

за 1976-1978 гг. коэффициенты накопления исследуемых радионуклидов, а также Са и К для элодеи, отобранной на Теплом и Щучьем заливах. Выше было отмечено значительное влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co элодеей в природных условиях. Указанное обстоятельство можно объяснить тем, что кобальт – легко гидролизующийся элемент. Тогда, при повышении температуры водной среды устойчивость в растворе гидролизных форм кобальта снижается и возрастает возможность их осаждения на поверхности растительных тканей (Шведов, Патин, 1968; Криволуцкий и др., 1988). Влияние температуры на накопление макрофитами ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях Белоярского водохранилища проявляется в значительно меньшей степени: в зоне подогрева воды коэффициенты накопления увеличились всего лишь на 18-20%, но и эти различия статистически недостоверны, как недостоверна также разница в накоплении элодеей калия. Коэффициенты накопления кальция в районе сброса подогретых вод в среднем на 40% выше, чем на контрольном участке водоема.

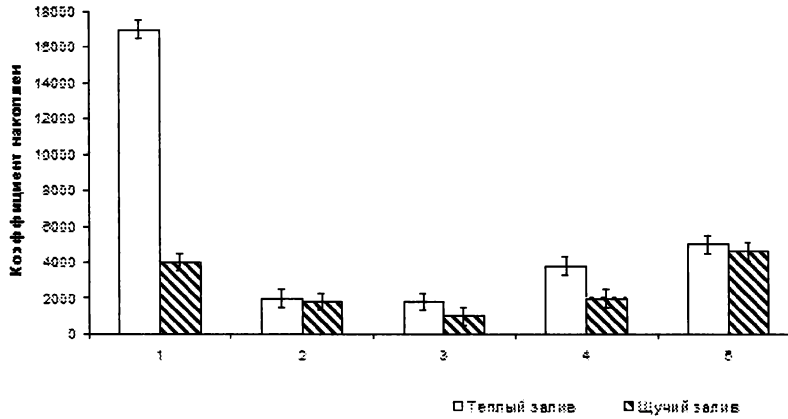


Рис.22. Накопление ^{60}Co (1), ^{90}Sr (2), ^{137}Cs (3), Ca (4) и K (5) элодеей на Теплом и Щучьем заливах Белоярского водохранилища

В лабораторных условиях изучено накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs шестью видами пресноводных растений: элодей, роголистником темнозеленым, ряской малой, рдестом гребенчатым, рдестом пронзеннолистным и кладофорой при 12° С и 28°С (Трапезников и др.,1983). Рассмотрим динамику накопления ^{60}Co водными растениями на примере элодеи (рис. 23). До шестнадцатых суток с момента начала опыта значения коэффициентов накопления возрастают и достигают 8000 при 12°С и 34000 при 28°С. С 16 по 32 сутки устанавливается равновесное состояние: величины КН радионуклида не изменяются. В течение всего хода эксперимента коэффициенты накопления нуклида у элодеи при 28°С статистически достоверно отличаются от КН при 12°С, превышая последние в 3,8 - 4,4 раза (в среднем - в 4,0 раза). Накопление ^{60}Co другими водными растениями в динамике принципиально не отличается от рассмотренного случая, поэтому, на рисунке 24 приведены значения коэффициентов накопления радионуклида на конец опыта (32 сутки). Как видно из этого рисунка КН ^{60}Co у всех исследованных видов при 28°С достоверно отличаются от

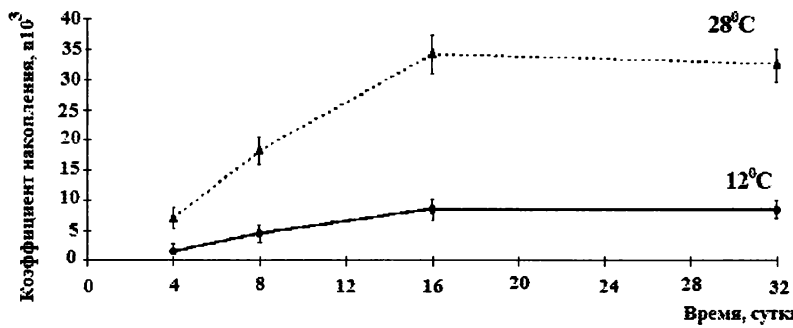
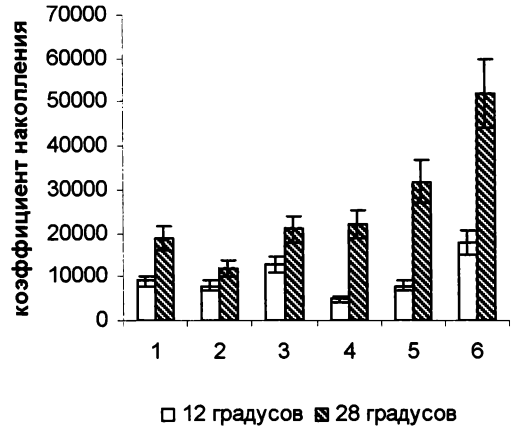
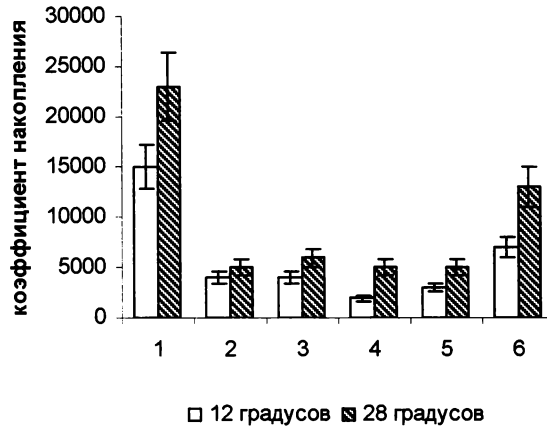


Рис. 23. Накопление ^{60}Co элодеей при разной температуре воды 12^0C и 28^0C



а



б

Рис. 24. Накопление ^{60}Co (а) и ^{137}Cs (б) пресноводными растениями при разной темпера туре воды
1- кладофора; 2- рдест гребенчатый; 3- рдест пронзеннолистный; 4- роголистник темнозеленый; 5- элодея; 6- ряска малая

аналогичных значений при 12°С и превышают последние у рдеста пронзеннолистного в 1,7 раза, рдеста гребенчатого в 1,8 раза, кладофоры – в 2,1 раза, ряски малой – в 3,0 раза, элодеи – в 3,8 раза и роголистника темнозеленого – в 4,7 раза. Таким образом, как в лабораторных опытах, так и в условиях природного водоема, повышение температуры воды заметно увеличивает накопление ^{60}Co пресноводными растениями. Следует отметить, что при воздействии температурного фактора на накопление этого радионуклида представителями водной флоры, последние характеризуются видовой специфичностью.

Рассмотрим динамику накопления ^{137}Cs водными растениями на примере элодеи (рис. 25). В отличие от опытов с ^{60}Co, накопление ^{137}Cs идет несколько по другой схеме.

Коэффициенты накопления радионуклида возрастают с начала опыта постоянно и достигают максимума к тридцать вторым суткам. Такой же характер накопления ^{137}Cs в динамике свойственен и для большинства других макрофитов, поэтому на рисунке 24 (б) приведены значения КН радионуклида на конец опыта (32 сутки). Как видно из этого рисунка, при повышении температуры воды от 12°С до 28°С коэффициенты накопления ^{137}Cs увеличились для роголистника темнозеленого в 3 раза, для элодеи и ряски малой - в 2 раза, а для остальных исследованных видов макрофитов - в 1,5 раза. Отсюда следует, что температурный фактор в меньшей степени влияет на накопление водными растениями ^{137}Cs, чем ^{60}Co как в лабораторных, так и в природных условиях. В вышеупомянутых работах (Трапезников и др., 1983; Чеботина, Трапезников и др., 1992) отмечено, что аккумулирование ^{90}Sr макрофитами в лабораторных условиях практически не зависит от температурного фактора.

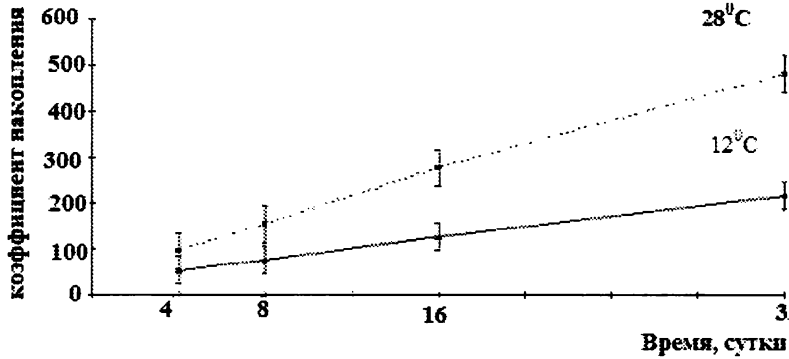


Рис.25. Накопление ^{137}Cs элодеей при разной температуре воды (12°C и 28°C).

3.4.4. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС

Для того, чтобы представить степень влияния БАЭС на содержание ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной растительности водоема-охладителя, в 1985-1987гг. проведено определение концентрации радионуклидов в шести видах пресноводных растений (элодея, рдест гребенчатый, рдест пронзеннолистный, рдест блестящий, рдест сплюснутый, кладофора) Белоярского водохранилища (Трапезникова и др., 1993; Трапезников и др., 1996). Основная часть водоема, входящая в наблюдаемую зону БАЭС разбита нами условно на четыре, примерно, равные части (рис. 14). К I зоне относится район от приплотинной части водохранилища до створа Пушкариха - Теплый залив, исключая последний. II зона включает в себя акваторию водоема, примыкающую к АЭС, III - район, находящийся выше зоны атомной станции от створа Черемшанка – б/о «Дельфин» до створа

Ржавчик - Щучий залив. И, наконец, IV зона простирается еще выше - до высоковольтной линии, находящейся на расстоянии 10 км от АЭС и являющейся границей санитарно-защитной зоны атомной станции. Кроме того, отдельно выделена часть водохранилища, не входящая в наблюдаемую зону - верховье водоема, являющееся контрольным районом. Всего проанализировано 139 проб растений.

В таблице 20 приведено содержание ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях, усредненное по каждой зоне водоема-охладителя. Исходя из приведенных данных можно отметить, что уровни содержания ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях одного вида в своем большинстве статистически не отличаются в пределах наблюдаемой зоны и достоверно превышают концентрации радионуклидов в образцах из контрольного района. Этот вывод хорошо согласуется с результатами исследований распределения ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, отобранной по центру водоема в разных частях наблюдаемой зоны. Как отмечалось ранее, содержание нуклидов в воде этих точек значимо не отличается друг от друга. При этом приведенные в предыдущем разделе данные о повышенной концентрации радионуклидов в растениях из района сброса подогретых вод объясняются воздействием температурного фактора на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями пресноводной флоры.

На рис.26 представлены усредненные значения содержания ^{137}Cs в одном из наиболее типичном представителей макрофитов Белоярского водохранилища – элодее за 1985-1987гг. и 2003-2005гг.

Из анализа приведенных величин следует, что за указанный период времени концентрация радионуклида в элодее, произрастающей в разных зонах уменьшалась от 2,8 до 12,7 раз.

Таблица 20

Содержание ^{60}Co,^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, произрастающих в разных зонах Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Вид растений	Радионуклид	Наблюдаемая зона				Контрольный район
		I	II	III	IV	
Рдест гребенчатый	^{60}Co	101 (35±167)	104 (74±133)	115 (73±158)	55 (49±61)	26 (23±29)
	^{90}Sr	20 (0±40)	29 (21±37)	19 (11±27)	11	14 (11±16)
	^{137}Cs	22 (8±36)	38 (27±49)	33 (7±58)	29 (25±33)	18 (14±22)
Рдест пронзеннолистный	^{60}Co	62 (35±89)	86 (58±114)	78 (40±115)	111 (84±143)	нет растений
	^{90}Sr	100 (38±161)	86 (52±120)	84 (27±141)	50 (35±65)	
	^{137}Cs	25 (20±30)	34 (27±42)	40 (24±56)	31 (19±43)	
Рдест блестящий	^{60}Co	нет растений	41 (27±55)	37(20±54)	48 (41±55)	нет растений
	^{90}Sr		71 (0±14)	30(4±59)	43 (39±47)	37 (29±48)
	^{137}Cs		20 (13±26)	40(14±65)	44 (13±74)	нет растений

Таблица 20 (окончание)

Рдест сплюснутый	^{60}Co	112 (48±77)	73 (61±85)	нет растений	нет растений	нет растений
	^{90}Sr	24 (12±37)	19 (0±38)			
	^{137}Cs	45 (17±73)	37 (32±41)			
Элодея	^{60}Co	97 (57±137)	189 (104±275)	191 (121±260)	160 (135±186)	нет растений
	^{90}Sr	65 (48±74)	40 (24±56)	46 (22±70)	56 (12±100)	
	^{137}Cs	59 (33±85)	112 (61±163)	114 (76±151)	113 (72±194)	
Кладофора	^{60}Co	173 (107±239)	206 (169±243)	166 (133±198)	70 (54±86)	24 (12±36)
	^{90}Sr	83 (44±122)	65 (55±76)	52 (42±62)	69 (50±88)	48 (20±76)
	^{137}Cs	165 (115±215)	116 (95±137)	129 (94±165)	62 (45±79)	21 (15±27)
Тростник обыкновенный	^{60}Co	нет растений	16 (12±20)	12 (12±13)	13 (4±22)	10 (0±31)
	^{90}Sr		13 (10±16)	9 (3±15)	7 (3±11)	11 (3±19)
	^{137}Cs		10 (9±11)	10 (9±11)	11 (9±12)	4 (3±6)

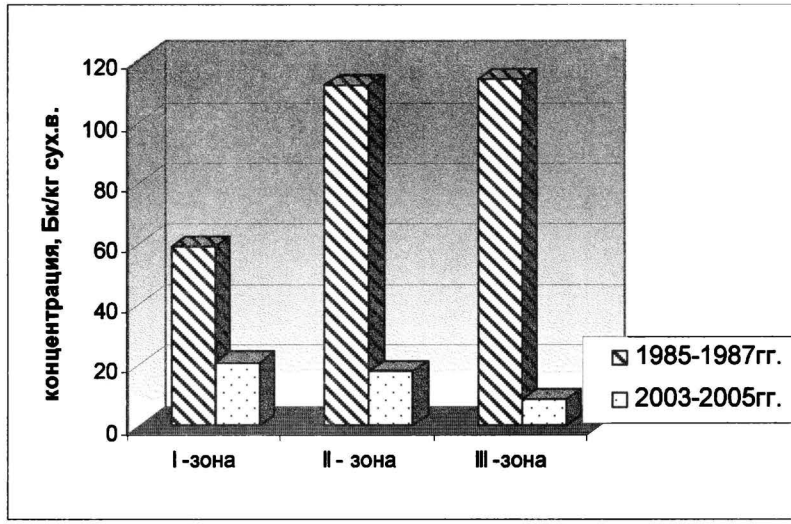


рис.26. Усредненные значения содержания ^{137}Cs в элодее за 1985-1987гг и 2003-2005гг.

Все это безусловно является следствием значительного снижения содержания ^{137}Cs в воде водоема-охладителя, что, в свою очередь, последовало за снятием с эксплуатации первого и второго энергоблока Белоярской АЭС.

3.4.5.Исследование путей поступления кобальта в пресноводные растения

При изучении процессов поступления искусственных радионуклидов и стабильных изотопов в гидробионты большую помощь может оказать информация об удельной радиоактивности изучаемых химических элементов в разных компонентах водоема. Понятие удельной радиоактивности (Бк радионуклида/г всего элемента) применяется как

при изучении экосистемы для выяснения степени перемешивания радиоактивных и стабильных изотопов одного элемента (Nelson, 1967; Kaye, Nelson, 1968; Ophel, Judd, 1969; Лейнерте и др., 1974), так и при решении вопроса о путях поступления химических элементов в организм гидробионтов (Флейшман, 1971).

Используя метод изотопных отношений, можно попытаться решить такой спорный вопрос, как оценка путей поступления химических элементов в организм укореняющихся в грунте водных растений. В настоящее время существуют две точки зрения по этому вопросу:

1) элементы минерального питания поступают в растения в подавляющем большинстве из грунта через корни (Bristow, Whitcombe, 1971; Denny, 1972; Щепаньски, 1977);
2) водные растения питаются за счет растворенных в воде биогенов, а корни выполняют у них исключительно функции якорных устройств (Bernatowicz,1969).

Мы можем сделать предположение, что тот из двух компонентов (вода или грунт), удельная радиоактивность которого по исследуемому элементу идентична или близка значению удельной радиоактивности в растении, будет основным источником поступления данного элемента в организм растения. С этой целью нами определены концентрации ^{60}Co и стабильного изотопа кобальта (^{59}Co) в воде, донных отложениях и в двух видах водных растений – элодее, укореняющейся в грунте с помощью небольших корешков и роголистнике темнозеленом, который относится к погруженным, не связанным с дном макрофитам. На основании этих данных рассчитаны значения удельной радиоактивности ^{60}Co/Co в исследуемых образцах. Пробы отбирали на Теплом заливе Белоярского водохранилища в

1976-1978гг. ежемесячно в течение 24 месяцев (вода, грунт, элодея) и 15 месяцев (роголистник темнозеленый). На рисунке 27 приведены величины удельной радиоактивности $^{60}Co/Co$ в исследуемых образцах, усредненные за весь период наблюдений. Следует отметить, что эти значения у элодеи (1,4 Бк/мкг), роголистника (1,8 Бк/мкг) и воды (1,9 Бк/мкг) достоверно не отличаются, а удельная радиоактивность грунта (0,4 Бк/мкг) статистически значимо отличается от этих величин. Исходя из представленных данных, можно прийти к заключению, что кобальт поступает в организм как укореняющейся в грунте элодеи, так и не связанного с дном роголистника темнозеленого преимущественно из воды, а не из донных отложений.

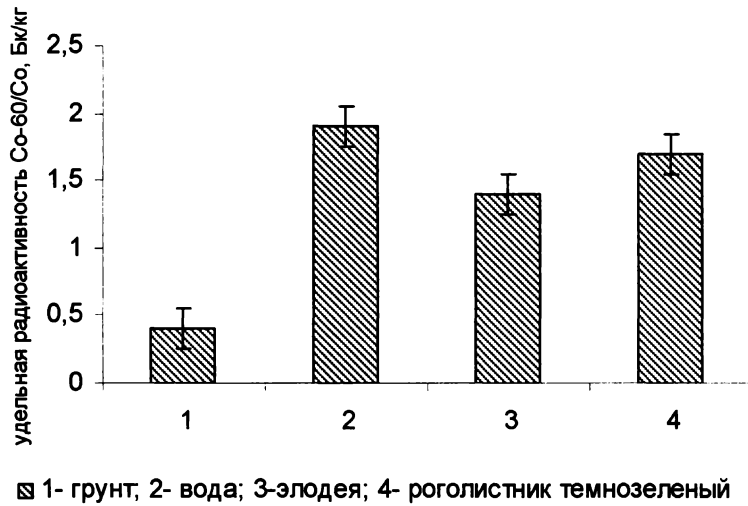


Рис. 27. Удельная активность $^{60}Co/Co$ в воде, грунте и водных растениях Белоярского водохранилища

3.4.6.Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища

Определено содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в шести видах свободноживущих рыб (плотва, лещ, карась, линь, карп, щука), отловленных на Теплом заливе Белоярского водохранилища (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984). Возраст рыб составлял 2-3 года. В таблице 21 приведены данные по концентрации этих радионуклидов, а также величины коэффициентов накопления, рассчитанные на сырую массу. Как видно из этой таблицы, щука накапливает ^{137}Cs в большей степени, чем другие виды рыб. Последнее соответствует литературным данным, согласно которым хищные рыбы поглощают ^{137}Cs в большем количестве, чем рыбы смешанного типа питания и фитофаги (Ильенко,1975; Куликов, Чеботина, 1988). Карп проявляет наиболее низкую накопительную способность по отношению к радиоцезию. Различия в накоплении ^{137}Cs разными видами рыб можно объяснить их видовыми особенностями и свойствами поедаемого корма.

^{60}Co, поступающий в Белоярское водохранилище со сбросами АЭС, аккумулируется рыбами весьма слабо. Концентрация радиокобальта в свободноживущей рыбе в несколько раз ниже, чем содержание ^{137}Cs, а коэффициенты накопления ^{60}Co в 10 - 20 раз ниже, чем радиоцезия.

Представляет интерес оценка концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в рыбах одного и того же вида, обитающих в разных зонах водоема-охладителя (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984; Трапезников и др., 1996). Как видно из таблицы 22, содержание ^{60}Co в плотве, отловленной в 1980г. в Теплом заливе, составляет 5,1 Бк/кг сыр. массы, а в верховье водохранилища – 2,7 Бк/кг сыр.массы.

Таблица 21

Уровни содержания и накопления ^{60}Co и ^{137}Cs в свободноживущих рыбах (Белоярское водохранилище, Теплый залив, август 1977г.)

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

Различие между этими величинами статистически достоверно и равно 1,9 раза. В 1981г. концентрация радиокобальта в плотве с Теплого залива составила 4,3 Бк/кг, что превышает содержание радионуклида в рыбе из верховья (2,8 Бк/кг) в 1,5 раза, причем величины эти достоверно не отличаются друг от друга. Таким образом, можно говорить только о тенденции к повышению концентрации ^{60}Co в плотве, обитающей в зоне сброса подогретых вод по сравнению с рыбой из контрольного района. Как видно из этой же таблицы, содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной на Теплом заливе выше, чем концентрация радионуклида в рыбе из верховьев водохранилища. В 1980г. это различие составило 3,5 раза, в 1981г. – 1,6 раза и в 1982г. – 1,9 раза, то есть в среднем – в 2,3 раза.

Таблица 22

Содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в плотве из разных зон Белоярского водохранилища, Бк/кг сырой массы

Район отбора проб	Возраст рыб, годы	1980 г.		1981 г.		1982 г.	
		^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
Теплый залив	3	5,1 (3,6 ±6,6)	155,4 (129,5±181,3)	4,3 (2,8 ±5,8)	117,7 (83,6 ±139,9)	1,7 (0,9 ±2,5)	49,2 (44,4 ±54,0)
Верховье	3	2,7 (1,9 ±3,5)	44,4 (28,1 ±59,2)	2,8 (2,0 ±3,6)	69,6 (53,6 ±85,6)	н.п.о.*	25,5 (23,7 ±27,0)

* н.п.о. - ниже предела обнаружения

Повышенное накопление ^{137}Cs в рыбах в зоне подогрева объясняется не только тем, что в воде Теплого залива из-за близости промливневого канала БАЭС поддерживаются более высокие уровни содержания радионуклида, но и тем, что при повышении температуры водной среды активизируются обменные процессы в организме рыб, приводящие к увеличению накопления радионуклидов, в том числе и гидробионтами, которые служат пищей для рыб (Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978; Трапезников и др., 1983). Следует отметить, что усредненная величина концентрации ^{137}Cs в плотве из контрольного Рефтинского водохранилища, где присутствие радиоцезия обусловлено только глобальными радиоактивными выпадениями, составляет 3,8 ± 0,8 Бк/кг сыр.массы. Отсюда следует, что содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной в Рефтинском водоеме меньше, чем концентрация радионуклида в представителях ихтиофауны этого вида из Теплого залива и верховья Белоярского водохранилища в 13-40 раз и в 7-18 раз, соответственно.

В работах (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984; Трапезников и др., 1996) анализируются данные многолетней динамики содержания ^{137}Cs в воде и плотве Белоярского водохранилища, свидетельствующие о том, что за повышением концентрации радионуклида в воде следует некоторое возрастание содержания нуклида в рыбе, а по мере снижения концентрации в воде отмечается постепенное уменьшение содержания радионуклида в рыбе. Эта закономерность хорошо подтверждается данными рисунка 28, на котором приведено содержание ^{137}Cs в плотве и воде Теплого залива более, чем за десятилетний период наблюдений. Следует подчеркнуть, что максимальная концентрация радионуклида в рыбе достигается с некоторым запозданием (через 1-4 месяца после установления максималь-

ного содержания нуклида в воде), что по всей вероятности, связано с его перераспределением в пищевых цепях до поступления в организм рыб. На этом же рисунке приведены данные о содержании ^{137}Cs в садковом карпе, выращиваемом на теплых сбросных водах Белоярского водохранилища с использованием искусственного корма.

Концентрация радионуклида в нем значительно ниже, чем в плотве, что с одной стороны, обусловлено видовыми особенностями этих видов рыб (при прочих равных условиях свободноживущий карп накапливает ^{137}Cs меньше, чем плотва), а с другой - способом их питания. Садковый карп питается радиоактивно чистым искусственным кормом, в то время как плотва, свободно обитающая в водоеме, использует корм, обогащенный радионуклидом. О преимущественном вкладе пищевого канала в накопление ^{137}Cs рыбами известно из работ (Флейшман, 1971; Буянов, 1981; Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984). Как видно из рисунка 28, динамика содержания ^{137}Cs в садковом карпе Теплого залива повторяет динамику концентрации радионуклида в плотве. Это еще раз подтверждает наше заключение о том, что периодические сбросы ^{137}Cs в водоем при работе АЭС приводят к повышению содержания радионуклида в рыбе.

В работах (Чеботина, Трапезников и др., 1992; Трапезников и др., 1996) анализируются усредненные за наблюдаемый период данные по концентрации ^{137}Cs в садковом и свободноживущем карпе из зоны подогрева Белоярского и Рефтинского водохранилищ. Как видно из таблицы 23, концентрация ^{137}Cs в садковом карпе из Белоярского водохранилища более, чем в 3 раза выше, чем из Рефтинского, что можно связать с дополнительным поступлением этого радионуклида в результате работы БАЭС.

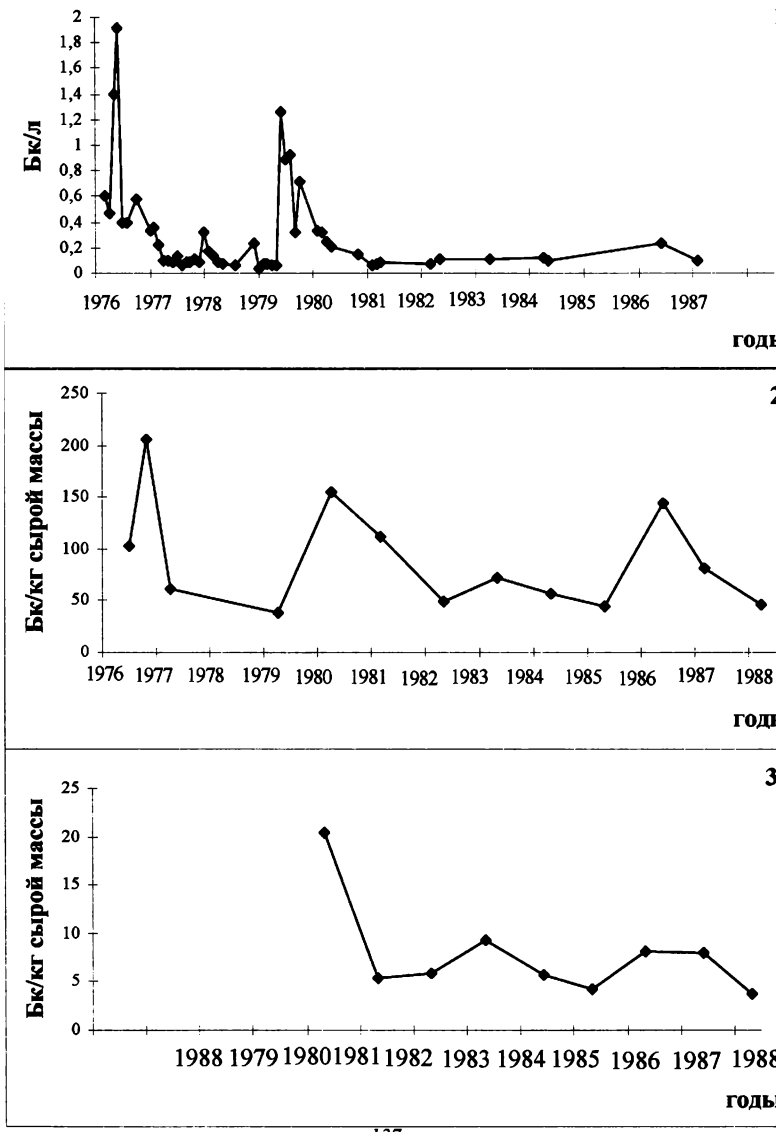


Рис.28. Содержание ^{137}Cs в воде (1), плотве (2) и садковом карпе (3) Теплого залива Белоярского водохранилища (1976-1988 гг.)

Таблица 23

Содержание ^{137}Cs в садковом и свободноживущем карпе Белоярского и Рефтинского водохранилищ (усредненные данные)

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

Вместе с тем садковый карп Белоярского водохранилища содержит ^{137}Cs примерно в 3 раза меньше, чем свободноживущий карп, отловленный в этом же районе. Помимо искусственного корма на уменьшении концентрации радиоцезия в садковом карпе может сказаться и менее длительное его пребывание в водоеме. В нашем случае садковую рыбу отлавливали на анализ в возрасте около года, тогда как свободноживущая имела возраст два - три года.

На рисунке 29 приведены усредненные за наблюдаемый период данные, характеризующие содержание ^{137}Cs в щуке и леще в зоне подогрева и в контрольном районе водоема-охладителя. Эти данные аналогичны тем, что выше приведены для плотвы (табл. 22). В зоне подогрева концентрация радионуклида в щуке и леще примерно в два раза выше, чем в верховье водохранилища.

Свободноживущая рыба из водоема-охладителя Белоярской АЭС постоянно отлавливается рыбопромысловой бригадой и поступает в торговую сеть. Рассмотрим возмож-

ность употребления этой рыбы в пищу с точки зрения современных санитарно-гигиенических позиций. Так, содержание ^{137}Cs в представителях ихтиофауны Белоярского водохранилища за все время исследования находилось ниже допустимого уровня содержания радионуклида в рыбе – 130 Бк/кг («Методические указания...», 1998). Единственным исключением является плотва, отловленная на Теплом заливе в 1980г., содержание ^{137}Cs в которой составляло 155 Бк/кг.

Интересно сравнить содержание ^{137}Cs в основных видах рыб, обитающих в Белоярском водохранилище за 30-летний период. Как видно из рисунка 30, концентрация радионуклида в плотве уменьшилась за данный период в 24 раза, а в леще – в 18 раз. Эти данные хорошо согласуются с результатами изменения содержания ^{137}Cs в воде за аналогичный период (рис.7), это связано с выводом из эксплуатации I и II блока БАЭС, что привело к существенному снижению содержания радиоцезия как в воде, так и в ихтиофауне Белоярского водохранилища.

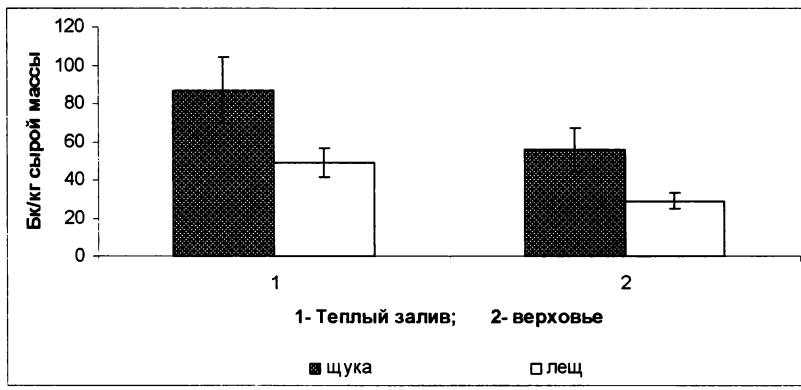


Рис. 29. Содержание ^{137}Cs в щуке и леще Теплого залива и верховья Белоярского водохранилища

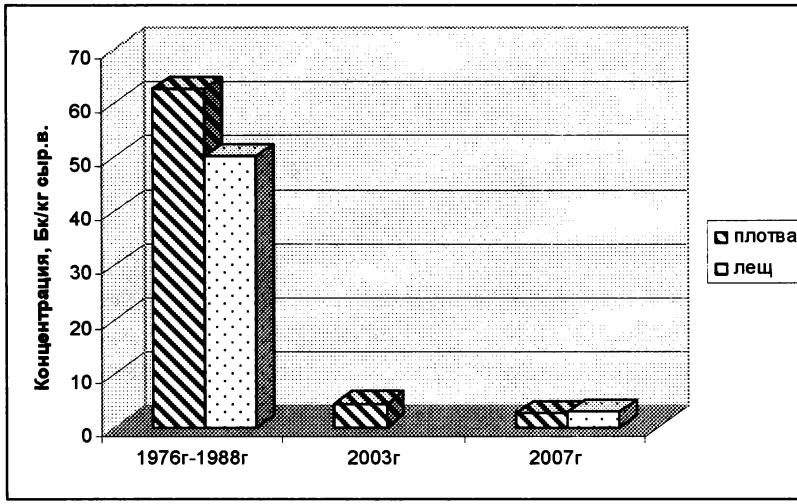


Рис. 30. Содержание ^{137}Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища 1976-1988 гг, 2003 г., 2007 г.

3.4.7.Накопление стабильного изотопа ^{59}Co в рыбе

Для понимания процессов накопления тех или иных химических элементов представителями пресноводной ихтиофауны важно исследовать не только накопление рыбами радионуклидов, но и их стабильных изотопов. Подробное исследование проведено нами на примере изучения аккумулирования ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co представителями ихтиофауны Белоярского водохранилища. Содержание стабильного изотопа ^{59}Co определено в тех же пробах рыбы, в которых измерена концентрация радионуклида. В таблице 24 приведены данные по содержанию стабильного кобальта и величины его коэффициентов накопления для плотвы, леща, карася и линя, обитающих в Белоярском водохранилище. Наименьшая концентрация ко-

бальта отмечена в карасе-$4{,}4 \cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы, наибольшая - у линя - $6{,}7 \cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы. В работе (Дробот, 1981) определено содержание кобальта в рыбе от $4{,}0 \cdot 10^{-7}$ г/г до $1 \cdot 10^{-6}$ г/г сырой массы. Значения коэффициентов накопления микроэлементов для представителей ихтиофауны Белоярского водохранилища, рассчитанные на сырую массу варьируют от 338 (карась) до 515 (линь).

Из сравнения максимальных значений КН ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co для рыбы видно, что коэффициенты накопления последнего в несколько раз превышают КН радионуклида. Так, для плотвы эти величины отличаются в 15,7 раза; для леща - в 7,8; для карася - в 6,9 и для линя - в 5,7 раза. Это различие можно объяснить тем, что значения коэффициентов накопления стабильных элементов могут считаться предельными, поскольку они определены в природной экосистеме для химических элементов, присутствующих в ней постоянно и, поэтому, находящихся в условиях установившегося равновесия. Можно предположить, что с течением времени при отсутствии дополнительных сбросов ^{60}Co в водную экосистему, значения КН радионуклида будут приближаться к величинам коэффициентов накопления стабильного изотопа ^{59}Co. Поэтому, информация по накоплению кобальта рыбами представляет интерес в плане прогностических расчетов оценки уровней содержания ^{60}Co в ихтиофауне водоемов, подверженных загрязнению коррозионными радионуклидами.

Таблица 24

Концентрация и накопление стабильного изотопа ^{59}Co в свободноживущих рыбах (Белоярское водохранилище, Теплый залив, август, 1977г.)

Вид	Концентрация, n $\cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы	Коэффициент накопления (на сухую массу)
Плотва	5,7 (4,6 ± 6,8)	439 (356 ± 522)
Лещ	6,4 (5,2 ± 7.6)	467 (373 ± 561)
Карась	4,4 (3,9 ± 4,9)	338 (301 ± 375)
Линь	6,7 (5,6 ± 7,8)	515 (433 ± 597)

3.4.8.Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбой

В последнее время широко практикуется использование подогретых вод для промышленного выращивания рыб в садках. В лабораторных опытах показано, что только за счет повышения температуры воды коэффициенты накопления целого ряда радионуклидов для рыб существенно возрастают (Ляпин и др.,1971а; Нечаев и др.,1971; Грачев, 1977; Куликов, Куликова, 1977; Гусев и др.,1978; Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978). В связи с этим потребляемая в пищу садковая и свободноживущая рыба водоемов-охладителей может стать основным источником поступления радионуклидов в пищевой рацион человека (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984).

В работе (Чеботина, Трапезников и др.,1992) описаны эксперименты по исследованию влияния температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs пресноводной рыбой. В качестве объекта исследования использован типичный представитель ихтиофауны – карась. Этот вид удобен для работы, хорошо переносит условия лабораторного эксперимента. Выбраны две температуры воды: 22°С - обычная для летнего периода и 32°С - повышенная, которая может достигаться в районе сброса подогретых вод АЭС. (Так, в июле 1984г. среднемесячная температура воды на Теплом заливе Белоярского водохранилища составляла 30°С). Из данных, приведенных на рисунке 31 видно, что КН ^{60}Co и ^{137}Cs у особей исследованного вида на 16-е сутки опыта при 32°С выше, чем при 22°С в 2,3 и 1,5 раза, соответственно. Это хорошо согласуется с выводами упомянутых выше работ. Полученные результаты дают основание считать, что при расчетах, связанных с оценкой уровней содержания ^{60}Co и ^{137}Cs в ихтиофауне, необходимо делать поправку на двукратное увеличение концентрации радионуклидов в рыбах, обитающих в водоемах, подверженных тепловому сбросу.

3.5. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах Белоярского водохранилища

В предыдущих разделах настоящей главы изложены результаты исследования уровней содержания и накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах пресноводного водохранилища. Однако, одной из главных задач настоящей работы является обобщение информации об уровнях содержания радионуклидов в основных компонентах пресноводного биогеоценоза и расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в исследуемом водоеме-охладителе атомной электро-

станции. В настоящее время имеется очень мало работ, в которых бы ставился подобный вопрос. Пионерским исследованием являлась статья (Мешалкина, 1971), но эта работа посвящена количественному расчету распределения ^{90}Sr

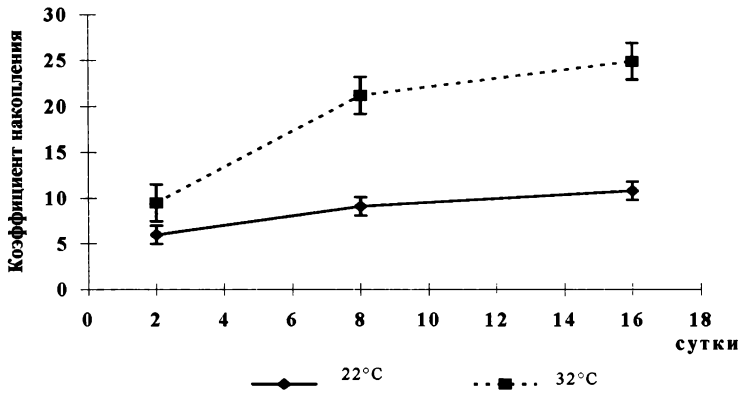


Рис. 31. (а) Накопление ^{60}Co карасем в зависимости от температуры водной среды

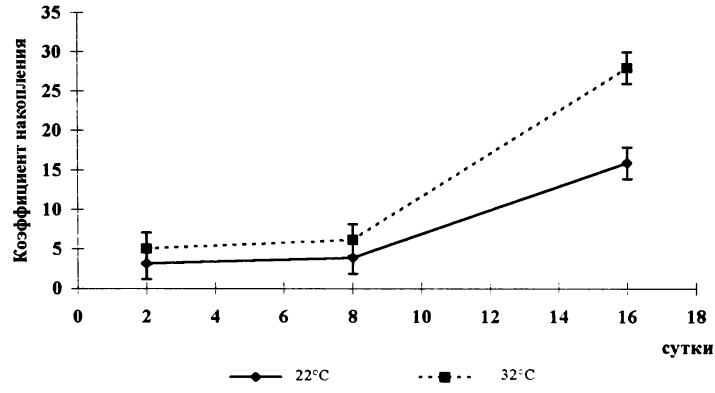


Рис. 31.(б) Накопление ^{137}Cs карасем в зависимости от температуры водной среды

между компонентами экспериментальных непроточных водоемов. Такие исследования важны для понимания процессов перераспределения нуклидов между водой, грунтом и биомассой в пресноводных экосистемах. Имеется также практический аспект подобных работ: результаты оценки запасов радионуклидов в основных компонентах водоемов-охладителей АЭС могут быть использованы для прогнозирования распределения излучателей в пресноводных биогеоценозах в результате гипотетических радиационных аварий на атомных электростанциях.

3.5.1.Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в воде водохранилища

Для проведения расчета запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в воде Белоярского водохранилища, необходимо знать объем воды водоема в целом и в основных его частях, а также концентрацию радионуклидов в разных зонах водохранилища. Исследования проводили летом 1985 года. Мы условно разделили водоем на 3 зоны: 1) нижняя часть водохранилища (от плотины до базы отдыха «Дельфин»); 2) центральная часть водоема (от базы отдыха «Дельфин» до высоковольтной линии) и 3) верховье водохранилища. Общий объем воды в Белоярском водохранилище по данным БАЭС составляет 265 млн.м^3. Рассчитав примерное соотношение объемов воды в этих зонах водоема на основании промеров глубин и по сопоставлению площадей водных поверхностей, получили следующие цифры: 144 млн.м^3, 120 млн.м^3, и 1млн.м^3, соответственно, для нижней части, центральной части и верховья водоема. На основании этих данных, а также концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде разных зон Белоярского водохранилища рассчитаны запасы

радионуклидов в воде водоема, которые составляют ≈ 6600 МБк ^{60}Co, ≈ 9900 МБк ^{90}Sr и ≈12000МБк ^{137}Cs (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др.,1992). В таблице 25 приведены результаты расчета запасов исследуемых радионуклидов как в отдельных частях водоема, так и в водохранилище в целом. Как видно из этой таблицы, основные запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs содержатся в нижней и центральной зонах водоема-охладителя, что составляет для ^{60}Co - 56% и 43%, для ^{90}Sr - 46% и 53% и ^{137}Cs - 53% и 47%, соответственно, от общего количества радионуклидов в воде водохранилища. В верховье же содержится незначительная часть от суммарных запасов нуклидов в водной компоненте водоема. Так, для ^{60}Co эта величина составляет 0,3%, для ^{90}Sr - 0,4% и для ^{137}Cs - 0,3%.

Таблица 25

Запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде разных зон Белоярского водохранилища

Зона водоема	Объем воды,	Концентрация радионуклидов, Бк/м^3			Запасы радионуклидов, МБк					
	nx10^6 м^3	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	%	^{90}Sr	%	^{137}Cs	%
Нижняя	144	26	32	44	3744	56,3	4608	46,4	6336	52,7
Центральная	120	24	44	47	2880	43,3	5280	53,2	5640	46,9
Верховье	1	21	40	40	21	0,3	40	0,4	40	0,3
Весь водоем в целом	265				6645	100	9228	100	12016	100

3.5.2. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в донных отложениях водохранилища

Для того, чтобы рассчитать запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях Белоярского водохранилища, в 1984-1985гг. была проведена грунтовая съемка водоема. Съемку проводили в прибрежной зоне, шириной до 100м по всему периметру водохранилища. Отбирали четыре основных типа грунтов (песчаный, песчано-илистый, затопленная почва, илистый сапропель) на глубину 10 сантиметров. Как и при определении запасов радионуклидов в воде, водоем был разбит на те же три основные зоны. Теплый залив выделен особо. Для каждой зоны оценен примерный вклад того или иного типа грунта (табл. 26). Внутри этих зон значения содержания радионуклидов для донных отложений каждого типа усреднялись (табл. 27). Преобладающими грунтами прибрежной зоны водоема являются песок и затопленная почва, далее следуют илистый сапропель и песчано-илистый грунт. Зная по карте длину береговой линии и глубину отбора проб донных отложений, была рассчитана их общая масса для стометровой прибрежной зоны в разных частях водоема и полностью для Теплого залива (табл. 28). На основании этих величин и усредненных значений содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах грунтов разных зон водоема рассчитаны запасы радионуклидов в донных отложениях прибрежной зоны и на Теплом заливе Белоярского водохранилища (табл. 29). Наибольшее количество ^{60}Co содержится в затопленной почве (~ 69 ГБк), наименьшее - в песчано-илистом грунте (~ 2 ГБк). Общие запасы этого радионуклида в прибрежной зоне и на Теплом заливе составляют ~ 90 ГБк. Точно так же максимальное количество ^{137}Cs содержится в затопленной почве (~101 ГБк),

а минимальное - в песчано-илистом грунте (~12ГБк). Суммарные запасы радиоцезия в донных отложениях прибрежной зоны и Теплого залива равняются ~ 212 ГБк. Несколько иначе распределяется в грунтах водоема-охладителя ^{90}Sr. Так, наибольшее его количество депонировано в песчаном грунте (~8 ГБк), а наименьшее - также в песчано-илистом (~ 1ГБк). Общие запасы этого радионуклида в донных отложениях прибрежной зоны и Теплого залива составляет~14ГБк.

Для оценки запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в глубоководной зоне использовали грунтовую трубку ТГ-1 («Справочник по океанографическим приборам и оборудованию», 1962). С помощью этого прибора удалось определить концентрацию радионуклидов в десятисантиметровом информационном слое донных отложений (илистый сапропель) разных частей глубоководной зоны водоема.

Таблица 26

Процентное соотношение основных типов грунтов в разных зонах Белоярского водохранилища*

Тип грунта	Соотношение типов грунтов, %			
	Нижняя часть водоема	Теплый залив	Центральная часть водоема	Верховье
Песчаный	50	2	50	50
Песчано-илистый	10	нет	10	нет
Затопленная почва	35	48	35	35
Илистый сапропель	5	50	5	15

* - Данные приведены для прибрежной 100-метровой зоны (кроме Теплого залива, грунты, которого представлены полностью)

Усредненные значения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах этой зоны приведены в таблице 30. Зная по карте площадь основных частей Белоярского водохранилища, рассчитали общую массу 10-сантиметрового слоя грунта глубоководной зоны (табл. 28). На основании данных, приведенных в этой таблице, а также в таблице 30, вычислены запасы исследуемых радионуклидов в донных отложениях глубоководной части водоема (табл. 31).

Общие запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища, рассчитанные для десятиметровой глубины как в прибрежной, так и в глубоководной частях водоема составляют 238 ГБк, 114 ГБк и 656 ГБк, соответственно (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др.,1992). Как видно из таблицы 32, основные запасы ^{60}Co содержатся в нижней части водоема (94 ГБк), что составляет 40% от общего количества радионуклида в грунтах, а наименьшая часть запасов радиокобальта приходится на верховье водохранилища (3 ГБк), что соответствует 1% от суммарного количества ^{60}Co в донных отложениях. Также максимальная доля ^{90}Sr от всего запаса радионуклида в грунтах водоема приходится на нижнюю часть водоема (68 ГБк или 60%), а минимальная – на Теплый залив (1 ГБк или 1%). Что касается ^{137}Cs, то основные запасы этого радионуклида (335 ГБк или 51%) содержатся в центральной части водоема, а наименьшая часть (15 ГБк или 2%) в верховье Белоярского водохранилища.

Таблица 27

Усредненное содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах грунтов разных зон Белоярского водохранилища (Бк/кг сырой массы)

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Теплый залив			Центральная часть водоема			Верховье		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Песчаный	25,2	13,0	138,4	46,2	16,3	117,7	30,0	13,2	84,3	14,1	15,1	30,1
Песчано-илистый	38,1	19,2	270,5	Нет	Нет	Нет	25,2	14,3	149,7	Нет	Нет	Нет
Затопленная почва	93,6	23,1	649,7	2410,1	22,4	1490,7	45,1	25,0	118,8	20,7	25,4	59,1
Илистый сапропель	56,2	16,0	624,6	803,3	23,1	660,1	62,5	12,1	386,8	10,4	13,0	54,2

Таблица 28

Общая масса грунта, учтенная при расчете запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs на Теплом заливе, а также в прибрежной и глубоководной зонах Белоярского водохранилища

Тип грунта	Масса грунта, nx10^3 тонн						
	Теплый залив	Прибрежная часть водоема			Глубоководная часть водоема		
		Нижняя часть водоема	Централь-ная часть водоема	Верховье	Нижняя часть водоема	Централь-ная часть водоема	Верховье
Песчаный	2	410	148	49	Нет	Нет	Нет
Песчано-илистый	Нет	32	23	Нет	Нет	Нет	Нет
Затопленная почва	24	87	63	21	Нет	Нет	Нет
Илистый сапропель	25	12	9	9	3542	2982	295

Таблица 29

Запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах прибрежной зоны и на Теплом заливе Белоярского водохранилища, ГБк

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Теплый залив			Центральная часть водоема			Верховье			Вся прибрежная зона и Теплый залив, суммарно		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Песчаный	10,3	5,3	56,7	0,1	0,03	0,2	4,4	1,9	12,5	0,7	0,7	1,5	15,5	7,9	70,9
Песчано-илистый	1,2	0,6	8,7	Нет	Нет	Нет	0,6	0,3	3,4	Нет	Нет	Нет	1,8	0,9	12,1
Затопленная почва	8,1	2,0	56,5	57,8	0,5	35,8	2,8	1,6	7,5	0,4	0,5	1,2	69,1	4,6	101,0
Илистый сапропель	0,7	0,2	7,5	2,0	0,6	16,5	0,6	0,1	3,5	0,1	0,1	0,5	3,4	1,0	28,0
												Всего	89,8	14,4	212,0

Таблица 30

Усредненное содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах различных частей глубоководной зоны Белоярского водохранилища, Бк/кг сырой массы

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Центральная часть водоема			Верховье		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Илистый сапропель	20,9	17,1	35,2	24,5	12,0	103,4	5,4	13,3	40,6

Таблица 31

Запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах глубоководной зоны Белоярского водохранилища, ГБк

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Центральная часть водоема			Верховье			Вся глубоководная зона, суммарно		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Илистый сапропель	74	60	125	73	36	308	2	4	12	149	100	445

3.5.3. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в макрофитах водохранилища

Для того, чтобы рассчитать запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища, предварительно определяли ряд характеристик: биомассу растений с 1м^2; площадь, занимаемую макрофитами в водоеме и их общую биомассу на этой акватории; отношение сырой массы растений к сухой. Объектами исследования являлись доминирующие в водоеме водные растения: элодея, роголистник темнозеленый, ряска малая, рдест гребенчатый. Из таблицы 33 видно, что ряска малая занимает в водоеме наибольшую площадь (~ 450000м^2) и, следовательно, имеет и максимальную биомассу (~ 1120 тонн). Рдест гребенчатый расположен на минимальной площади (~ 180м^2) и обладает наименьшей биомассой (~ 0,2 тонны). Вычислены усредненные значения содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях Белоярского водохранилища и, отдельно, для макрофитов, обитающих на Теплом заливе. Исходя из этих данных и информации по биомассе водных растений, рассчитали запасы исследуемых радионуклидов в основных макрофитах водоема-охладителя. Как видно из таблицы 34, по ^{60}Co они составляют примерно $9800 \cdot 10^3$ Бк для ряски малой, $1000 \cdot 10^3$ Бк для элодеи, $900 \cdot 10^3$ Бк для роголистника темнозеленого, $200 \cdot 10^3$ Бк - для кладофоры, $50 \cdot 10^3$ Бк для рдеста пронзеннолистного и $3 \cdot 10^3$ Бк для рдеста гребенчатого. Из таблицы 35 видно, что основные запасы ^{90}Sr также сосредоточены в ряске малой (~ $2200 \cdot 10^3$ Бк), а наименьшие - в рдесте гребенчатом (~ $1 \cdot 10^3$ Бк). Интегральные запасы ^{90}Sr в основных видах водной растительности водоема-охладителя БАЭС составляют ~ 2,3 МБк.

Таблица 32

Суммарные запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах разных частей Белоярского водохранилища, (прибрежная и глубоководная зоны), ГБк

Компонент водоема	Теплый залив			Нижняя часть водоема			Центральная часть водоема			Верховье			Весь водоем, суммарно		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Грунт	60	1	52	94	68	254	81	40	335	3	5	15	238	114	656

Таблица 33

Некоторые характеристики водных растений Белоярского водохранилища

Вид растений	Р.сырой / Р.сухой	Сырая масса растений с 1 м^2,кг	Зона Теплого залива		Белоярское водохранилище (без Теплого залива)	
			Площадь, занимаемая растениями, м^2	Сырая масса растений со всей площади, кг	Площадь, занимаемая растениями, м^2	Сырая масса растений со всей площади, кг
Элодея	9,1	3,5	750	2620	950	3320
Роголистник темнозеленый	12,6	2,7	800	2160	250	670
Рдест гребенчатый	8,1	1,2	20	20	160	190
Ряска малая	16,7	2,5	5000	12500	442700	1106750
Рдест пронзен-нолистный	9,6	2,1	300	630	1200	2520
Кладофора	7,1	3,8	200	760	640	2430

Как видно из таблицы 36, основные запасы ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища депонированы как и для двух других исследуемых радионуклидов в ряске малой (~ $2600 \cdot 10^3$ Бк), а минимальные - также в рдесте гребенчатом (~$1 \cdot 10^3$ Бк). Таким образом, суммарные запасы радиоцезия в макрофитах водоема-охладителя Белоярской АЭС равны ~ 2,8 МБк.

3.5.4. Соотношение запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихсяв основных компонентах водохранилища

В работах (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др.,1992; Трапезников и др.,1996) оценены запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах Белоярского водохранилища. Суммарные запасы радионуклидов водоема-охладителя определяли по формуле:

$$A = \sum_{i=1}^{3} A_i, \text{ где}$$

A - суммарные запасы исследуемого радионуклида в водоеме-охладителе;

A_1 - запасы исследуемого радионуклида в водной фазе водохранилища;

A_2 - запасы исследуемого радионуклида в грунтах водохранилища;

A_3 - запасы исследуемого радионуклида в макрофитах водохранилища.

В таблице 37 приведены результаты оценки доли основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Как видно из этой таблицы, максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема - от 92% для ^{90}Sr до 98% для ^{137}Cs.

Таблица 34

Запасы ^{60}Co, содержащиеся в основных видах водных растений Белоярского водохранилища

Вид растения	Теплый залив			Белоярское водохранилище (без Теплого залива)			Суммарные запасы ^{60}Co по всему водоему 10^3Бк
	Сырая масса растений, кг	Усредненная концентрация ^{60}Co Бк/кг сырой массы	Запасы ^{60}Co 10^3Бк	Сырая масса растений, кг	Усредненная концентрация ^{60}Co Бк/кг сырой массы	Запасы ^{60}Co 10^3Бк	
Элодея	2625	384,8	1010,1	3325	17,5	58,2	1068,3
Роголистник темнозеленый	2160	403,3	871,1	675	18,5	12,5	883,6
Рдест гребенчатый	24	32,3	0,8	192	11,6	2,2	3,0
Ряска малая	12500	125,8	1572,5	1106750	7,4	8190,0	9762,5
Рдест пронзеннолистный	630	47,8	30,1	2520	8,8	22,2	52,3
Кладофора	760	184,1	139,9	2430	21,7	52,7	192,6

Всего: 111962,3 КБк ≈12,0 МБк

Таблица 35

Запасы ^{90}Sr, содержащиеся в основных видах водных растений Белоярского водохранилища

Вид растения	Теплый залив			Белоярское водохранилище (без Теплого залива)			Суммарные запасы ^{90}Sr по всему водоему, $nx10^3$ Бк
	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{90}Sr, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{90}Sr, $nx10^3$ Бк	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{90}Sr, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{90}Sr, $nx10^3$ Бк	
Элодея	2620	6,3	16,5	3320	5,7	18,9	35,4
Роголистник темнозеленый	2160	1,6	3,5	670	1,4	0,9	4,4
Рдест гребенчатый	20	2,7	0,05	190	2,4	0,5	0,6
Рдест пронзеннолистный	630	8,7	5,5	2520	8,3	20,9	26,4
Ряска малая	12500	2,2	27,5	1106750	2,0	2213,5	2241,0
Кладофора	760	9,7	7,4	2430	9,5	23,1	30,5

Всего: 2338,3 КБк ~ 2,3 МБк

Таблица 36

Запасы ^{137}Cs, содержащиеся в основных видах водных растений Белоярского водохранилища

Вид растения	Теплый залив			Белоярское водохранилище (без Теплого залива)			Суммарные запасы ^{137}Cs по всему водоему, $nx10^3$ Бк
	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{137}Cs, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{137}Cs, $nx10^3$ Бк	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{137}Cs, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{137}Cs, $nx10^3$ Бк	
Элодея	2620	18,5	48,6	3320	11,5	38,2	86,8
Роголистник темнозеленый	2160	27,3	59,0	670	6,5	4,4	63,4
Рдест гребенчатый	20	5,0	0,1	190	3,7	0,7	0,8
Рдест пронзеннолистный	630	15,6	9,8	2520	3,4	8,6	18,4
Ряска малая	12500	13,1	163,7	1106750	2,2	2434,8	2598,5
Кладофора	760	26,8	20,4	2430	16,6	40,3	60,7

Всего: 2828 КБк ~ 2,8 МБк

Таблица 37

Доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище

Компонент водохранилища	Запасы ^{60}Co, nx10^6 Бк	Доля общего запаса ^{60}Co в водоеме, %	Запасы ^{90}Sr, nx10^6 Бк	Доля общего запаса ^{90}Sr в водоеме, %	Запасы ^{137}Cs, nx10^6 Бк	Доля общего запаса ^{137}Cs в водоеме, %
Грунт	238000	97,2790	114000	92,0082	656000	98,2008
Вода	6645	2,7160	9900	7,9902	12016	1,7988
Макрофиты	12	0,0050	2	0,0016	3	0,0004

Далее, в процентном соотношении, следует вода - от ~ 2% для ^{137}Cs до 8% - для ^{90}Sr. Относительные же запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы - от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента - для ^{60}Co. В работе (Мешалкина, 1971) описано распределение ^{90}Sr в экспериментальных непроточных водоемах. Содержание радионуклида в среднем по водоемам составляет: грунт - 90%, вода - 10%, биомасса < 1%. Эти соотношения принципиально близки нашим данным по распределению ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах Белоярского водохранилища.

Ввиду того, что исследуемый нами водоем обеднен высшей водной растительностью, может создаться впечатление, что роль макрофитов в депонировании радионуклидов ничтожна. Но, очевидно, в мелководных водоемах, обладающих большими количествами растительной биомассы, последняя может содержать более значительную долю запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs.

3.6. Специфика накопления радионуклидов в водохранилищах

Оценена доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема - от 92% для ^{90}Sr до 98% для ^{137}Cs. Далее в процентном соотношении следует вода: от ~ 2% для ^{137}Cs до 8% - для ^{90}Sr. Относительные запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы - от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента - для ^{60}Co. (Рис.32)При этом донные отложения водоема выполняют основную барьерную роль, препятствуют выносу радионуклидов за пределы водохранилища, а вода – главную транспортную функцию.

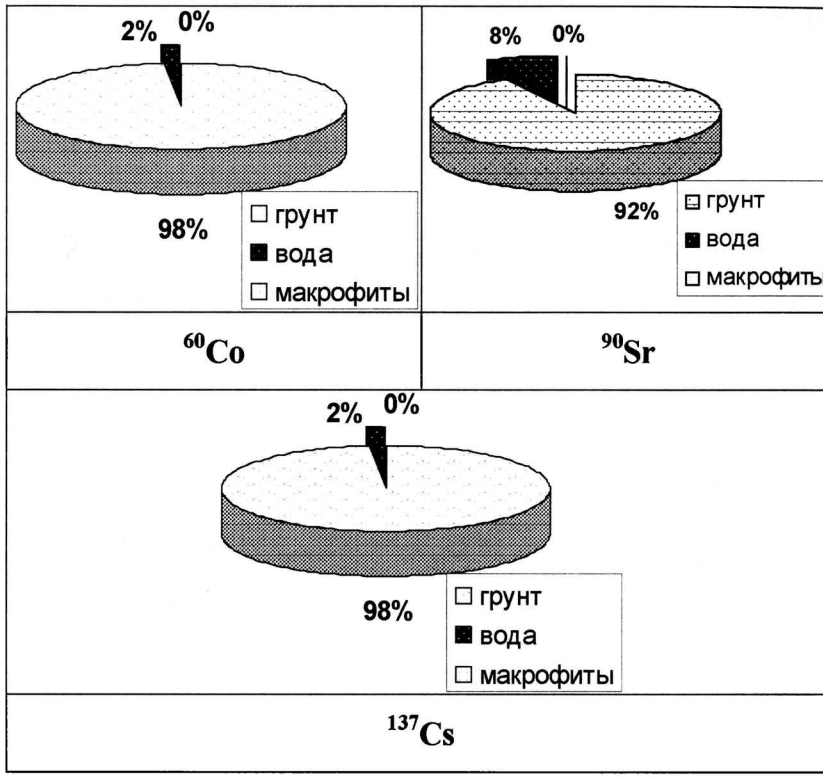


Рис.32. Доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs

ГЛАВА IV. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ
(НА ПРИМЕРЕ ОЗЕР, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА)

4.1.Общая характеристика озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа

В результате аварийного взрыва на Производственном Объединении «Маяк» в 1957 г. радионуклиды активностью порядка 2 миллиона кюри (74 ПБк) создали радиоактивное облако, которое прошло над Челябинской, Свердловской и Тюменской областями, образовав Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). В момент взрыва примерно 66% радиоактивной смеси осколков в выброшенном материале были представлены ^{144}Ce + ^{144}Pr (периоды полураспада, соответственно, 282 дня и 17,5 минут); 24,9% - ^{95}Zr + ^{95}Nb (периоды полураспада, соответственно, 65 и 37 дней); 5,4% - ^{90}Sr + ^{90}Y (периоды полураспада – 29,1 года и 60 часов, соответственно) (Никипелов и др., 1990; Романов, Воронов, 1990). Максимальная длина образовавшегося следа составила 300 км. Его территория с плотностью загрязнения более 0,1 Ku/м^2 по стронцию-90 занимает 23 тыс.км^2. В Свердловской области наибольшему загрязнению подвергся Каменский район, в котором на территории ВУРСа расположены озера Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное (рис.33). Следует подчеркнуть, что озеро Тыгиш находится на центральной оси радиоактивного следа.

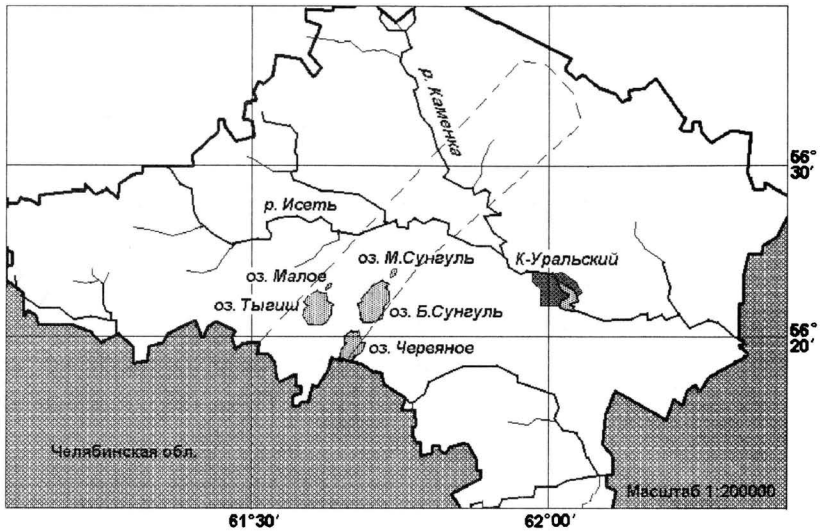


Рис. 33. Схема расположения исследованных озер на территории Каменского района Свердловской области

В течение последующих 8 лет коротко- и среднеживущие радионуклиды распались и основным радиоактивным загрязнителем территории ВУРСа оказался ^{90}Sr. На протяжении трех последних десятилетий радиационная обстановка на озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное изменялась под влиянием ряда факторов, из которых следует отметить естественный радиоактивный распад поступающих в водоем нуклидов, перераспределение их между основными компонентами водоема, поступление радионуклидов вследствие ветрового переноса с берегов озера Карачай в 1967г. и в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986г., а также со стоком с окружающей территории.

Радиоэкологическая характеристика площадей водосбора обследованных озер приведена в ряде работ (Aarkrog

e.a., 1992; Karavaeva e.a., 1994; «Почвенно-экологические условия...», 1996).

Территория, на которой расположены исследуемые озера, относится к зоне лесостепи. Равнинное Зауралье представляет собой местность, которая возникла после отступления палеогенового моря. Палеозойский фундамент здесь погребен под мощным чехлом мезо-кайнозойских морских и континентальных отложений (Давыдова и др., 1966). После отступления моря устанавливается длительный континентальный режим. В четвертичное время периоды эрозионной переработки сменяются периодами аккумуляции, которая привела к перестройке речной сети (Вербицкая, 1960). На этой территории часть озер имеет правильную округлую форму, что позволяет предполагать, что озерные впадины возникли в результате выщелачивания солей, вымывания глинистых частиц и последующего проседания грунта («Итоги ...», 1990). Подобные процессы должны развиваться на равнинной местности с молодыми рыхлыми отложениями и слабым поверхностным стоком. Равнинность территории и отсутствие сильного стока способствуют инфильтрации вод и повышенному механическому и физико-химическому воздействию их на просадочные породы.

Из таблицы 38 видно, что по морфологическим показателям озера мало отличаются друг от друга. Это мелководные водоемы, имеющие форму эллипса (Большой Сунгуль, Червяное) и округлую (Тыгиш) с малоизрезанной береговой линией. Обследуемые водоемы представляют собой чашеобразные котловины с равномерно понижающимся дном.

Таблица 38

Морфологическая характеристика озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное (Галактионов,1990)

Озеро	Площадь, км^2	Наибольшая			Средняя глубина, м	Объем водной массы, л	Длина береговой линии, км	Коэффициент изрезанности береговой линии
		Длина, км	Ширина, км	Глубина, м				
Большой Сунгуль	9,2	4,5	2,7	6,0	3,0	$27 \cdot 10^9$	13	1,20
Червяное	6,2	3,7	1,7	4,0	2,5	$18,5 \cdot 10^9$	10	1,13
Тыгиш	6,7	3,0	2,5	3,5	2,0	$13,4 \cdot 10^9$	10,5	1,14

Таблица 39

Химический состав воды озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Название озера	Дата отбора проб	pH	Жесткость, Моль/м^3		Окисляемость, мгO_2/л	Сухой остаток, мг/л	Содержание, мг/л			
			Общая	Карбонатная			Na^++K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	NH_4^+
Тыгиш	04/08/55	9,0	3,77			358	24,7	23,5	31,6	
	23/09/70	9,0	4,41			472	54,5	18,4	42,4	
	26/10/76	7,6	4,9	4,9	9,2	400	56,1	18,0	48,6	0,2
Червяное	04/07/65	7,2	26,4		23,7	3199	1051	24,0	306	0,7
	10/09/69					5390	1380	12,6	330	
	20/12/71	7,7	26,1	18,8	15,1	4370	1087	16,0	307	н/обн
	26/10/76	7,7	30,9	16,0	8,6	5402	1331	18,0	364	н/обн
Большой Сунгуль	06/07/65	7,4	15,5			1974	511	28,0	171	0,4
	10/09/69					2791	604	47,0	175	
	26/10/76	7,7	19,3	13,4	12,7	2690	665	18,0	223	0,2

Таблица 39 (продолжение таблицы)

Химический состав воды озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Название озера	Дата отбора проб	Содержание, мг/л							Другие показатели	Источник информации
		Fe общ.	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	CO_3^{2-}	NO_2	NO_3^-		
Тыгиш	04/08/55		17,8	2,9	245					Черняева и др. 1977; Баталов,1976
	23/09/70		32,7	31,7	268	24,0				
	26/10/76	н/обн	49,6	21,4	299	18,0	н/обн	н/обн		
Червяное	04/07/65		1021	181	915				F-1,1; As-0,01; Pb-0,02; Zn-0,02; I-0,8; B-1,2; Br-4,2	Анисимов, 1970; Черняева и др. 1977; Баталов,1976
	10/09/69		2280	208	1180					
	20/12/71	н/обн	1799	185	979	82,5	след	н/обн		
	26/10/76	н/обн	2251	258	979	129	н/обн	н/обн		
Большой Сунгуль	06/07/65		730	26,0	855				I-0,6 Br-1,6 B-1,0	Черняева и др. 1977; Баталов,1976
	10/09/69		912	64,6	988					
	26/10/76	н/обн	1088	86,4	821	69,0	н/обн	н/обн		

Химический состав озерных вод приведен в таблице 39. Как видно из этой таблицы, озеро Тыгиш – пресное, сухой остаток воды составляет 358 мг/л – 472 мг/л. Озера Большой Сунгуль и Червяное – солоноватые, сухой остаток воды в оз.Большой Сунгуль колеблется от 1974 мг/л до 2791 мг/л, а в оз.Червяное – от 3199 мг/л до 5402 мг/л. Концентрация ионов кальция в воде этих трех водоемов примерно одинакова; основные различия в солевом составе воды обусловлены разным содержанием хлоридов, сульфатов, K, Na и Mg. Вода в озерах Большой Сунгуль и Червяное аномально обогащена бромом (1,6-4,2 мг/л), бором (1,0-1,2 мг/л), йодом (0,6-0,8 мг/л), что является свидетельством значимого вклада в формирование ее качества разгрузки минерализованных подземных вод.

В работе («Комплексная экологическая оценка...», 1993) А.К.Назаровым с коллегами дана краткая характеристика фитопланктона, зообентоса и ихтиофауны исследуемых озер.

Фитопланктон в озерах Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль развит слабо. Наиболее широко представлены среди водорослей – зеленые. Так, на их долю в разных частях озера Большой Сунгуль приходилось от 56% до 99%. Среди них на всех точках отбора проб в летнее время доминировала типичная планктонная водоросль Oocystis subuatina, достигая 77%-84% по биомассе. На озере Червяное летом масса синезеленых водорослей не превышала 9,2 г/м^3 что в 19 раз меньше, чем на озере Большой Сунгуль. Характерно, что на отдельных точках отбора проб до 84% общей массы зеленых водорослей составили эвгленовые водоросли. На озере Тыгиш видовой состав фитопланктона почти в два раза разнообразнее, чем на озере Большой Сунгуль.

В составе бентофауны озер обнаружено свыше 40 видов животных, принадлежащих к 5 классам и к одному надклассу беспозвоночных.

Наиболее разнообразен в озерах надкласс насекомых. Среди последних отмечены личинки поденок, стрекоз, ручейников, двукрылых, жуков, клопов, а также взрослые особи (имаго) жуков и клопов. Видовой состав насекомых во всех трех озерах практически одинаков. В исследовавшихся водоемах было обнаружено 12 видов стрекоз на личиночных стадиях развития, принадлежащих к различным семействам. В целом, фауну стрекоз следует характеризовать как достаточно разнообразную. Наибольшим числом видов (5 видов) представлено семейство Coenagrionidea, остальные семейства представлены 1-2 видами. В озерах Тыгиш и Червяное были обнаружены личинки одного из видов ручейников. Жуки в водоемах представлены 13 видами из 5 семейств. Наиболее разнообразно представлено семейство Плавунцы. Найдено 4 вида полужесткокрылых из 4 семейств. В озерах установлено 4 вида брюхоногих моллюсков из 2 семейств. Наибольшим количеством видов представлено семейство Прудовики. В озерах Большой Сунгуль и Червяное достаточно обильны разноногие ракообразные из рода Гаммарус, имеющие очень важное кормовое значение для рыб.

Исследование видового состава зообентоса озер показало, что в них имеется довольно разнообразная и обильная донная фауна. По биологической классификации, учитывая обилие зообентоса, Большой Сунгуль, Тыгиш и Червяное можно отнести к эвтрофным (высококормным) озерам.

Зообентос озер качественно наиболее разнообразен и обилен в литоральной зоне, тогда как в сублиторали и, особенно, в профундали его меньше. Причиной этого явля-

ется распространение зеленых растений, произрастающих только на мелководье и, следовательно, обеднение пищевых ресурсов, необходимых для существования гетерофильных лимнобионтов.

Ихтиофауна озера Тыгиш представлена карасем серебряным и карасем золотистым; озеро Червяное – пелядью (Coregonus peled), карпом (Cyprinus carpio) и карасем серебряным, а озеро Большой Сунгуль – пелядью и карпом. Аборигенными для данных озер являются лишь оба вида карася. Что касается пеляди и карпа, то эти виды были вселены в озера Большой Сунгуль и Червяное для повышения их рыбопродуктивности. Посадка сигов на стадии личинки проводится практически ежегодно, так как естественное воспроизводство этих рыб в оз. Большой Сунгуль и оз.Червяное не происходит. Карп в этих же озерах полностью акклиматизировался и наблюдается его ежегодный нерест.

Из трех исследуемых озер наиболее богатым водной растительностью является Тыгиш. Макрофиты этого озера представлены следующими водными и прибрежно-водными растениями: хара (Chara sp.), уруть колосистая (Myriophyllum spicatum), кладофора, телорез обыкновенный (Stratiotes aloides), ситник, камыш озерный (Scirpus lacustris).

Для оз.Червяное характерна кладофора, ситник и камыш, а для озера Большой Сунгуль – кладофора и камыш.

В уже упоминавшейся выше работе («Комплексная экологическая оценка...», 1993) П.В.Окуневым дана подробная характеристика сапропелевых донных отложений озер Тыгиш и Червяное.

Влажность илов озера Тыгиш по разрезу залежи с глубиной падает с 92% до 87%. При этом влажность верхних горизонтов изменяется незначительно. Оливковые

слои характеризуются влажностью в 92%, а подстилающие их зеленовато-оливковые – 91%. Влажность илов озера Червяное значительно ниже. Верхний оливково-серый слой содержит 81% воды, серо-оливковый – 79%, серый – 77%. Общее содержание зольной части донных отложений в обоих озерах увеличивается с глубиной. В озере Тыгиш зола составляет от 4,2% до 6,7% от нативного ила. В озере Червяное содержание зольных компонентов значительно выше: 11,3% - 18,1%. Пересчет содержания зольных компонентов на сухое вещество определяет зольность донных отложений. Зольность илов озера Тыгиш изменяется от 52% до 54%, а озера Червяное – от 60% до 78%. В соответствии с этим илы озера Тыгиш необходимо отнести к группе среднезольных, а илы озера Червяное – к группе высокозольных донных отложений. Анализ компонентного состава золы донных отложений озер позволяет сделать вывод о том, что в том и в другом случаях основным золообразующим компонентом является нерастворимый в 10% соляной кислоте остаток. Нерастворимый остаток представляет собой материал глинистого остова и имеет, как правило, аллохтонное происхождение. По соотношению нерастворимого остатка и оксида кальция илы, озера Тыгиш необходимо классифицировать, как известковые. В озере Червяное верхний слой также относится к известковистым илам, а нижние слои – к глинистым иловым отложениям. Кальциево-магнезиальный скелет илов озера Тыгиш составляет от 3,6% до 4,3% на нативный ил или 34% - 49% от твердой фазы. На долю кальциево-магнезиального скелета в донных отложениях озера Червяное приходится от 1,7% до 6,0% на нативный ил или 40%-46% от твердой фазы. Главную роль в формировании кальциево-магнезиального скелета обоих озер играет карбо-

нат кальция. Характерным отличием илов оз.Тыгиш от донных отложений оз.Червяное является тот факт, что в первых в составе кальциево-магнезиального скелета обязательно присутствует карбонат магния, а во вторых его не обнаружено.

Общее содержание коллоидов в озере Тыгиш составляет 2,4%-5,2% на илы естественной влажности или 32%-40% от твердой фазы. Иловые отложения озера Червяное характеризуются более высоким как абсолютным (8,4%-10,4%), так и относительным (40%-46%) содержанием коллоидных элементов. Органические коллоиды в обоих озерах составляют более 10% от твердой фазы, что позволяет илы оз.Тыгиш и оз.Червяное отнести к сапропелевым донным отложениям.

Таким образом, донные отложения озера Тыгиш, в основном, представлены среднезольными известковистыми сапропелями, а также песчаными и песчано-илистыми грунтами. Верхний слой залежи озера Червяное сформирован высокозольным известковистым сапропелем, а нижние слои – высокозольными глинистыми сапропелями. Так, в оз.Червяное присутствуют песчано-илистые и илисто-песчаные грунты. Донные отложения озера Большой Сунгуль представлены в основном песком и затопленной почвой.

Следует отметить, что в течение более трех десятков лет разными исследователями фактически был проведен мониторинг радиоактивного загрязнения воды озер Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль. Используя имеющиеся собственные и литературные данные по результатам радиохимического и гамма-спектрометрического анализов воды, полученные в период с 1960 по 1996 год («Комплексная экологическая оценка...»,1993; Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996), нами (Трапезников и др., 2000), были построены математические модели, описывающие изменение концен-

трации и запасов радионуклидов в воде всех трех озер. В последней работе основная роль в разработке математических моделей принадлежит В.Н. Николкину.

В работе («Итоги изучения...», 1990) установлено, что спустя три года после аварии концентрация ^{90}Sr в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное зимой, весной и летом не претерпевает статистически достоверных изменений.

В этом же исследовании показано, что через три года после выпадения радиоактивных веществ в 1957 г., ^{90}Sr оказался довольно равномерно распределенным между верхними и нижними слоями воды в исследуемых озерах.

4.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

4.2.1. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш

В таблице 40 приведены данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш за 1960 - 1996 гг. Как видно из этой таблицы, концентрация ^{90}Sr с 1964г. (года, в котором зафиксировано максимальное содержание радионуклида в водной среде) по 1993г. уменьшилась с 7,96 Бк/л до 0,34 Бк/л, то есть в 23,4 раза. Это изменение в несколько раз превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом ^{90}Sr. Следовательно, мы можем констатировать перераспределение радионуклида по компонентам озерной экосистемы, а именно: из воды – в донные отложения и гидробионты.

Из этой же таблицы следует, что содержание ^{137}Cs с 1968г. по 1996г. уменьшилось с 0,50 Бк/л до 0,015 Бк/л, то есть в 33,3 раза. Это изменение также значительно превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с ра-

диоактивным распадом ^{137}Cs. В этом случае мы также вправе считать, что произошло перераспределение радионуклида из водной среды в донные отложения и гидробионты озера. Следует отметить, что повышенное содержание ^{137}Cs в воде о.Тыгиш в 1968г. и последующие годы, видимо, связано с ветровым переносом радионуклида в 1967 г. с о.Карачай, расположенного на территории промплощадки ПО «Маяк», а не с аварией 1957г. в результате которой загрязнение окружающей среды цезием-137 носило незначительный характер. Отношение ^{137}Cs /^{90}Sr в воде озера за период с 1969г. по 1996г. колебалось довольно значительно: от 0,01 до 0,13, составляя в среднем 0,04.

Изменение концентрации радионуклидов в воде оз. Тыгиш (рис. 34) описывается следующими регрессионными уравнениями:

$$^{90}Sr(Бк/л) = 12{,}66 \cdot e^{-0{,}077\,t} \quad R^2 = 0{,}86 \qquad (1)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/л) = 0{,}55 \cdot e^{-0{,}076\,t} \quad R^2 = 0{,}57 \qquad (2)$$

где R^2 – коэффициент дискриминации

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде озера Тыгиш с современных санитарно-гигиенических позиций следует отметить, что концентрация ^{90}Sr в 1960-1974 (табл.40) за редкими исключениями оказывалась выше допустимой величины для питьевой воды – 5 Бк/кг («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)…», 1999). В то же время, начиная с 1975 г. уровень содержания данного радионуклида в воде не превышал значения предельного уровня, а в последние годы был ниже в 10 и более раз.

Таблица 40

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш в летние месяцы 1960 -1996 гг., Бк/л

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$\frac{^{137}Cs}{^{90}Sr}$
1960	5,92	не опред.	
1962	6,66	не опред.	
1963	6,66	не опред.	
1964	7,96	не опред.	
1965	6,10	не опред.	
1966	4,81	не опред.	
1967	2,85	не опред.	
1968	5,83	0,50	0,09
1969	5,58	0,14	0,03
1970	6,50	0,12	0,02
1971	6,10	0,16	0,03
1972	4,44	0,07	0,02
1973	5,00	0,06	0,01
1974	5,17	0,21	0,04
1975	4,66	0,23	0,05

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$\frac{^{137}Cs}{^{90}Sr}$
1976	3,43	не опред.	
1977	3,20	не опред.	
1978	2,72	не опред.	
1979	2,24	не опред.	
1980	2,99	не опред.	
1981	1,91	0,04	0,02
1982	1,63	не опред.	
1983	1,70	не опред.	
1984	1,31	0,18	0,13
1985	2,62	0,09	0,03
1986	1,61	0,11	0,07
1987	1,16	0,08	0,07
1992	0,63 ± 0,01	0,014± 0,002	0,02
1993	0,69 ± 0,05	0,018 ± 0,001	0,03
1996	0,34 ± 0,02	0,015 ± 0,002	0,04

* данные за 1960-1987гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)», 1996).
* - за 1992-1996 - наши данные

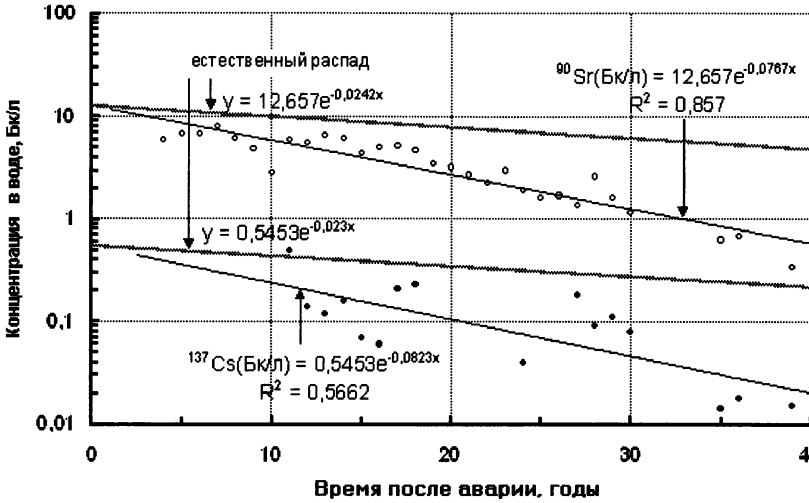


Рис. 34. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш (1957- 1997гг.)

Что касается ^{137}Cs, то содержание этого нуклида в воде озера Тыгиш за весь период наблюдений 1968-1996 гг. (табл.40) не только не превышало уровень вмешательства для питьевой воды – 11 Бк/кг («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99»…., 1999), но в последние годы было меньше нормативного уровня в 700 и более раз.

4.2.2.Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль

В таблице 41 приведены данные по содержанию ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль за 1961 - 1996 гг. Как видно из этой таблицы, концентрация ^{90}Sr с 1972г. (года, в котором зафиксировано максимальное содержание радионуклида в водной среде) по 1996г. уменьшилась с 3,69 Бк/л до 0,20 Бк/л, то есть в 18,5 раз.

Таблица 41

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль в летние месяцы 1960-1996 гг., Бк/л

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}Cs/^{90}Sr$
1961	1,85		
1962	1,48		
1963	1,66		
1964	2,00		
1965	1,99		
1967	1,02	0,18	0,18
1968	1,11	0,10	0,09
1969	1,43	0,04	0,03
1970	1,34	0,06	0,04
1971	2,08	0,05	0,02
1972	3,69	0,04	0,01
1973	2,25	0,13	0,06
1974	1,68	0,05	0,03
1975	1,39	0,02	0,01
1976	1,01	0,02	0,02
1977	0,91		
1978	0,55		
1980	0,76		
1981	0,68	0,02	0,03
1982	0,40		
1983	0,48		
1984	0,52		
1985	1,15	0,03	0,03
1986	0,36	0,04	0,11
1987	0,25	0,02	0,08
1992	0,32±0,02	0,011±0,001	0,03
1993	0,37±0,02	0,015	0,03
1996	0,20	0,014	0,07

* - данные за 1961- 1987гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)», 1996).

* - за 1992 -1996 - наши данные

Также как и в озере Тыгиш, это изменение концентрации ^{90}Sr в воде в несколько раз превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом. Поэтому, мы можем отметить факт перераспределения радионуклида по компонентам озерной экосистемы: из воды – в донные отложения и гидробионты.

Из этой же таблицы следует, что содержание ^{137}Cs с 1967г. по 1996г. уменьшилось с 0,18 Бк/л до 0,014 Бк/л, то есть в 12,9 раза. Это изменение значительно превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом ^{137}Cs. В этом случае мы также вправе считать, что произошло перераспределение радионуклида из водной среды в донные отложения и гидробионты озера.

Следует подчеркнуть, что повышенное содержание ^{137}Cs в воде о.Большой Сунгуль в 1967г. и в последующие годы, очевидно, связано с ветровым переносом радионуклида с озера Карачай, который имел место в том же году. Отношение ^{137}Cs /^{90}Sr в воде Большого Сунгуля колебалось за период с 1967г. по 1996г. довольно значительно: от 0,01 до 0,18, составляя в среднем 0,05.

Построена математическая модель, описывающая изменение концентрации радионуклидов в воде озера Большой Сунгуль в зависимости от времени t (в годах), прошедшего после аварии (рис. 35):

$$^{90}Sr(Бк/л) = 3{,}18 \cdot e^{-0{,}0645\,t}, \quad R^2 = 0{,}70 \qquad (3)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/л) = 0{,}15 \cdot e^{-0{,}0648\,t} \quad R^2 = 0{,}61 \qquad (4)$$

откуда следует, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в год аварии (t=0) равнялась 3,18 и 0,15 Бк/л.

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде озера Большой Сунгуль с современных санитарно-гигиенических позиций, следует отметить, что

концентрация как ^{90}Sr, и так ^{137}Cs в 1961-1996гг (табл. 41) во всех случаях оказывалась ниже значений уровня вмешательства для питьевой воды («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)…», 1999). В последние же годы содержание ^{90}Sr в воде озера было ниже этого предела в 10-20 раз, а ^{137}Cs в 700 и более раз.

4.2.3. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное

В таблице 42 приведены данные по содержанию ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное за 1960-1993 гг. Как видно из этой таблицы, концентрация ^{90}Sr с 1972г. (года, в котором зафиксировано максимальное содержание радионуклида в водной среде) по 1993г. уменьшилась с 3,91 Бк/л до 0,75 Бк/л, то есть в 5,2 раза. Также, как и в озерах Тыгиш и Большой Сунгуль (хотя и в меньшей степени) это изменение концентрации ^{90}Sr в воде в несколько раз превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом. Следовательно, мы можем констатировать перераспределение радионуклида из воды в другие компоненты озерной экосистемы.

Из этой же таблицы следует, что содержание ^{137}Cs в воде о. Червяное с 1967г. по 1993г. уменьшилось с 0,41 Бк/л до 0,02 Бк/л, то есть в 20,5 раз. Также, как и в случае со ^{90}Sr, мы вправе утверждать, что произошло перераспределение радионуклида из водной среды в донные отложения и гидробионты озера. Как и в озерах Тыгиш и Большой Сунгуль повышенное содержание ^{137}Cs в 1967г. и в последующие годы, очевидно, связано с ветровым переносом радионуклида с озера Карачай.

Отношение ^{137}Cs /^{90}Sr в воде о.Червяное колебалось за период с 1967г. по 1993г. от 0,02 до 0,93, составляя в среднем 0,08.

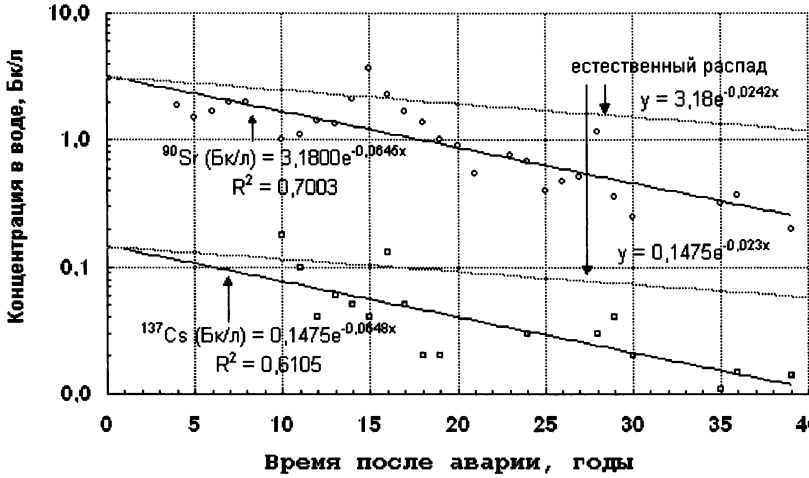


Рис. 35. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль (1957-1997гг.)

На основании собственных данных, а также данных других исследователей, опубликованных в работе («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996), построена математическая модель, описывающая изменение концентрации радионуклидов в воде озера Червяное в зависимости от времени t (в годах), прошедшего после аварии (рис.36):

$$^{90}Sr(Бк/л) = 2,77 \cdot e^{-0,0521\,t}, \quad R^2 = 0,52 \qquad (5)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/л) = 0,42 \cdot e^{-0,0967\,t}, \quad R^2 = 0,69 \qquad (6)$$

где время *t*, как и в ранее представленных формулах, дано в годах. Из этих уравнений также следует, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде этого озера в год аварии (t=0) равнялась 2,77 и 0,42 Бк/л.

Таблица 42

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное в летние месяцы 1960-1993 гг., Бк/л

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}Cs/^{90}Sr$
1961	1,85		
1962	1,64		
1963	1,85		
1964	1,13		
1965	2,28		
1966	0,92		
1967	1,26	0,41	0,33
1968	1,74	0,29	0,17
1969	1,52	0,07	0,05
1970	1,79	0,13	0,07
1971	2,27	0,09	0,04
1972	3,91	0,06	0,02
1973	2,01	0,07	0,03
1974	2,38	0,15	0,06
1975	1,84	0,06	0,03
1976	0,83	0,02	0,02
1977	0,78		
1978	0,79		
1980	0,50		
1981	0,52	0,05	0,10
1982	0,56		
1983	0,57		
1984	0,60		
1985	0,39		
1986	0,38	0,03	0,08
1987	0,40	0,03	0,07
1992	0,36	0,01	0,03
1993	0,75	0,02	0,03

* – данные за 1961-1987гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)», 1996).

* – за 1992-1993 - наши данные

Следует подчеркнуть, что концентрация как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs в 1961-1993гг. (табл. 42) во всех случаях оказывалась ниже значений уровня вмешательства для питьевой воды («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)…», 1999). В последние годы содержание ^{90}Sr в воде озера было ниже этого предела в 6 – 14 раз, а ^{137}Cs – в 500 и более раз.

Интересно сравнить по данным начала 1990-х годов содержание исследуемых радионуклидов в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное с двумя другими водоемами Уральского региона, находящимися за пределами ВУРСа в Свердловской области - озером Щучьим и Рефтинским водохранилищем. Так, концентрация ^{90}Sr в первом их них составляла 0,10 Бк/л в 1992г., а во втором - 0, 034 Бк/л. Это значит, что содержание ^{90}Sr в воде исследуемых озер ВУРСа в 2-7 раз превышало таковое в о.Щучьем и, в среднем, - в 10 раз - в Рефтинском водохранилище. Что касается ^{137}Cs, то его концентрация в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное, с одной стороны, и контрольных водоемов – с другой, различаются незначительно.

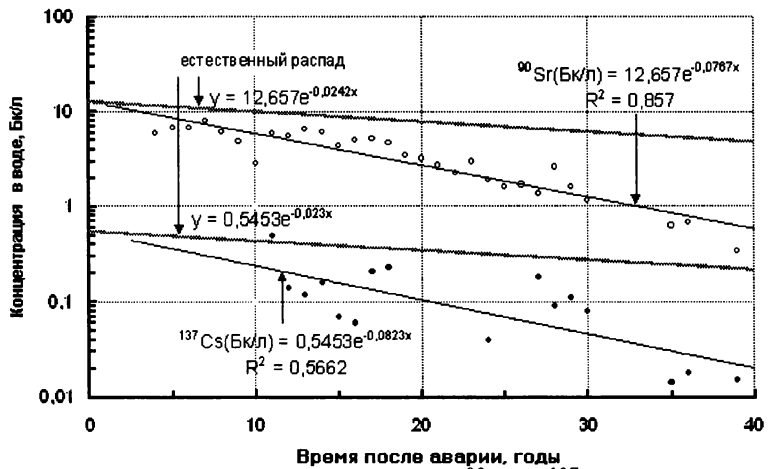


Рис. 36. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное (1957-1997гг.)

4.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье

Известно, что в водных экосистемах основные запасы радионуклидов депонированы в донных отложениях (Мешалкина, 1971; Трапезников, 1990; Чеботина и др., 1992). Поэтому, важно детально исследовать как вертикальное распределение нуклидов по толще донных отложений, так и их горизонтальное распределение по всей акватории водоема.

4.3.1. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш

Послойный отбор донных отложений позволил изучить вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных частях озера Тыгиш. Донные отложения, представленные сапропелями, на разных участках дна водоема различаются своей мощностью. Так в прибрежных северной и северо-западной зонах водоема, а также в его центральной части (I и II зоны на рисунке 37) толща сапропелей достигает 3 м и более. Толщина донных отложений в южной прибрежной части озера (зона III на этом же рисунке) составляет в среднем около 1 метра. Эти донные грунты состоят в основном из песка и гальки.

Результаты измерений концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш представлены в таблице 43. Донные отложения в разных частях озера различаются уровнями радиоактивного загрязнения, при этом наиболее высокие концентрации радионуклидов наблюдались в верхних слоях. Из таблицы видно, что концентрация ^{90}Sr в зоне 1 в слое 20 см находится в пределах 115-189 Бк/кг, в зоне 2 – в пределах 245 – 369 Бк/кг сухой массы.

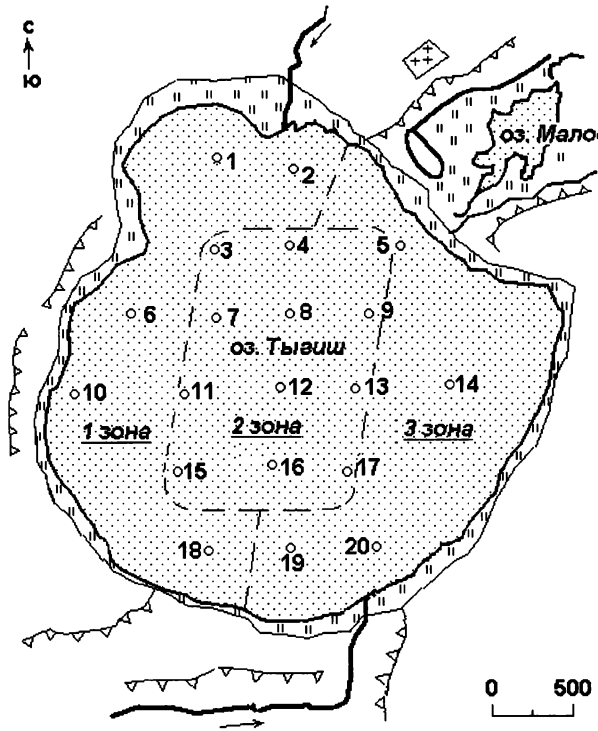


Рис. 37. Схема отбора проб донных отложений на озере Тыгиш

В этих зонах озера концентрация ^{90}Sr в слое 0-20 см в среднем в 5 раз выше, чем в слое 20-100 см. В слое 100-350 см содержание радионуклида в сапропеле в среднем снижается в 1,5 раза по сравнению с предыдущим слоем 20-100 см. В зоне 3 высокое содержание радионуклида (104-189 Бк/кг) отмечено только в слое 0-10 см, в слое 10-20 см оно снижается до 27-64 Бк/кг. Это, видимо, отражает особенности формирования донных отложений в данной части озера, о чем свидетельствует также и относительно небольшая мощность сапропеля.

Таблица 43

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш Бк/кг воздушно-сухой массы (1993г.).

Слой,	^{90}Sr			^{137}Cs			^{90}Sr / ^{137}Cs		
см	1 зона	2 зона	3 зона	1 зона	2 зона	3 зона	1 зона	2 зона	3 зона
0-5	189±50	369±65	189±58	38±14	137±48	49±28	5,0	2,7	3,9
5-10	115±59	304±63	104±25	14±5	81±13	29±7	8,2	3,8	3,6
10-15	142±80	365±127	64±18	21±7	51±25	26±10	6,8	7,2	2,5
15-20	198±114	245±52	29±4	12±3	38±20	17±4	16,5	6,5	1,7
20-40	41±14	113±35	27±2	16±5	12±5	14±5	2,6	9,4	1,9
40-60	33±16	74±22	43±21	13±4	11±5	13±3	2,5	6,7	3,3
60-80	34±15	43±10	26±12	16±5	15±5	7±0,6	2,1	2,9	3,7
80-100	19±10	59±14	10±5	12±5	13±6	3±1	1,6	4,5	3,3
100-150	17±1	72±18		6±1	9±2		2,8	8,0	
150-200	14±5	70±15		7±2	7±2		2,0	10,0	
200-250	11±4	50±12		6±0,5	5±1		1,8	10,0	
250-300	12±10	59±20		3±1	4±1,7		4,0	14,8	
300-350	4±0,8	20±2		1±0,4			4,0		

Концентрация ^{137}Cs в донных отложениях (табл. 43) в среднем в 3,7 – 6,1 раза ниже концентрации ^{90}Sr. В слое 0-15 см средняя концентрация ^{137}Cs находится в пределах 14-38 Бк/кг в зоне 1 и 26-49 Бк/кг в зоне 3. В центральной части озера (зона 2) концентрация данного радионуклида колеблется в пределах от 51 до 137 Бк/кг. С глубиной концентрация ^{137}Cs снижается и в нижнем слое толщи сапропеля в некоторых точках отбора проб она ниже предела обнаружения.

Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях в различных зонах водоема удовлетворительно описывается двумя экспоненциальными зависимостями, каждая из которых соответствует различным по глубине частям профиля (рис. 38 и 39).

Для ^{90}Sr эти зависимости представлены следующим набором регрессионных уравнений:

для 1 зоны

$$y_в = 16890{,}8 \cdot e^{-3{,}90 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (7)$$

$$y_н = 3174{,}2 \cdot e^{-0{,}57 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}791 \qquad (8)$$

для 2 зоны

$$y_в = 35119{,}96 \cdot e^{-3{,}705 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}928 \qquad (9)$$

$$y_н = 6163{,}46 \cdot e^{-2{,}15 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}291 \qquad (10)$$

для 3 зоны

$$y_в = 21096{,}83 \cdot e^{-12{,}218 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}99 \qquad (11)$$

$$y_н = 3669{,}77 \cdot e^{-0{,}122 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}443 \qquad (12)$$

Соответствующие уравнения для вертикального распределения ^{137}Cs имеют вид:

для 1 зоны

$$y_в = 2818{,}78 \cdot e^{-6{,}105 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}586 \qquad (13)$$

$$y_н = 1585{,}13 \cdot e^{-0{,}78 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (14)$$

для 2 зоны

$$y_в = 12947{,}12 \cdot e^{-8{,}66 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}996 \qquad (15)$$

$$y_н = 16890{,}8 \cdot e^{-3{,}9 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (16)$$

для 3 зоны

$$y_в = 4344{,}37 \cdot e^{-6{,}57 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}949 \qquad (17)$$

$$y_н = 2377{,}22 \cdot e^{-2{,}28 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (18)$$

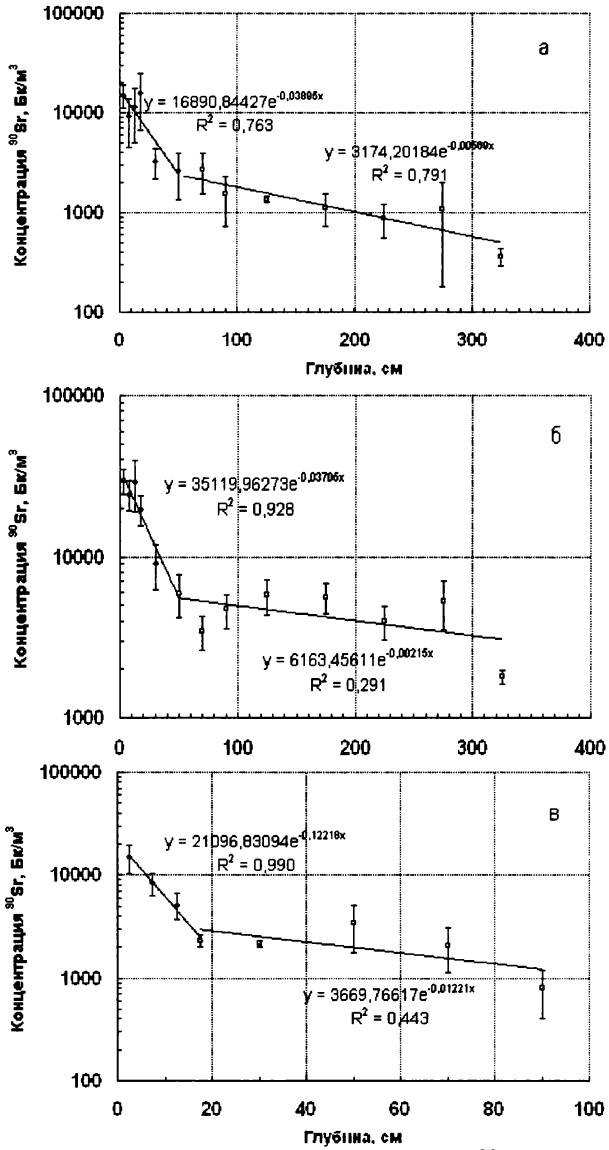


Рис. 38. Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Тыгиш (а- 1 зона, б- 2 зона, в - 3 зона).

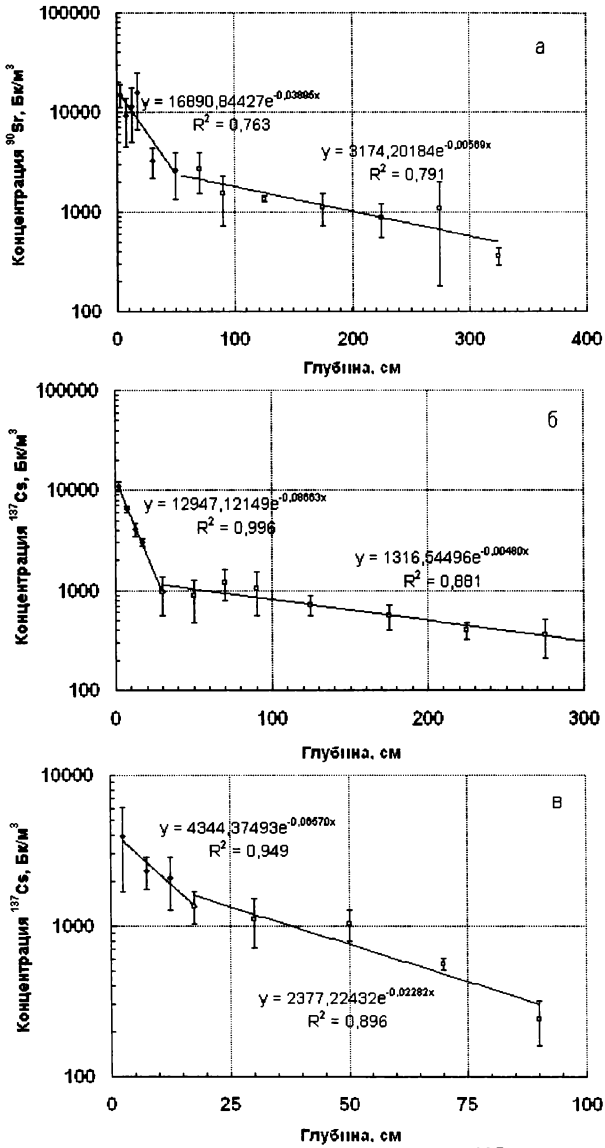


Рис. 39. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш (а – 1 зона, б- 2 зона, в – 3 зона).

В приведенных уравнениях вертикальная координата x выражена в метрах, концентрация нуклида y – в Бк/м^3, а индексы *в* и *н* указывают на верхний и нижний участки вертикального профиля.

Анализ показал, что представленные уравнения более адекватно, чем одноэкспонентная модель, отражают характер вертикального распределения обоих радионуклидов в сапропелевых отложениях оз. Тыгиш.

Вертикальное и площадное распределение радионуклидов в водоеме определяется в основном характером первоначального радиоактивного загрязнения его акватории в 1957 году и последующего поступления радионуклидов с территории водосбора, а также, частично, выпадением радиоактивного материала принесенного воздушным путем с берегов озера Карачай в 1967 году и из разрушенного реактора Чернобыльской АЭС в 1989 году.

На начальное распределение радионуклидов по площади дна озера оказало влияние также и местонахождение зарослей водных растений (Chara fragilis Desw., Chara aspera Wild, Cladophora glomerata Kutz., Myriophyllum spicatum L., Scipus lacustris L., Stratiotes aloides L.) которые наиболее обширны в центральной и северной прибрежной зонах водоема. Водные растения и, в частности, харовые, как известно, обладают высокой накопительной способностью по отношению к таким радионуклидам, как ^{90}Sr, концентрируют их (Тимофеева-Ресовская, 1963; Куликов, Чеботина, 1987) и при отмирании участвуют в образовании сапропеля.

Кроме этого, на растениях отмечено поселение большого числа моллюсков, раковины которых интенсивно накапливают ^{90}Sr (Тимофеева-Ресовская, 1963). После отмирания моллюсков их раковины подвергаются разрушению и образовавшийся вследствие этого материал включается

наряду с остатками отмерших рыб и растений в процессы образования донных отложений.

Расчеты, проведенные в работе (Aarkrog e.a., 1992) показали, что основным источником поступления ^{90}Sr на территорию водосбора озера Тыгиш являлась Кыштымская авария 1957г. (94,6%), в то время как глобальные выпадения составили 2,4%. По данным этой же статьи поступление ^{137}Cs от Кыштымской аварии оценено в 7,9%, от аварии на Чернобыльской АЭС (1986г.) – 12%, от глобальных выпадений – 22,2% и 57,9% – от неустановленных источников. Очевидно, что данная закономерность, в целом, распространяется и на водоем.

В связи с этим интересно сравнить данные по радиоактивному загрязнению донных отложений озера Тыгиш и озера Щучье, расположенного в Белоярском районе Свердловской области вне территории ВУРСа. Из таблицы 43 можно легко рассчитать, что в верхнем 10-сантиметровом слое донных отложений средняя концентрация ^{90}Sr в о.Тыгиш составляет 211 Бк/кг. В то же время среднее содержание данного радионуклида в сапропелевых отложениях о.Щучье на такой же глубине равно 38 Бк/кг, то есть в 5,5 раз меньше. Из этой же таблицы рассчитано, что в верхнем 10-сантиметровом слое сапропеля средняя концентрация ^{137}Cs в Тыгише составляет 58 Бк/кг, а среднее содержание этого нуклида в слое сапропеля озера Щучье на такой же глубине равно 45 Бк/кг, то есть отличается незначительно. При этом среднее отношение концентраций $^{90}Sr/\ ^{137}Cs$ в указанном слое грунта в о.Тыгиш составляет 4,5, а в о.Щучьем – 1,1.

Важно оценить состояние сапропеля озера Тыгиш с точки зрения радиационной безопасности. Как видно из таблицы 43 максимальное содержание ^{90}Sr в сапропеле

озера составляет 369 Бк/кг сухой массы (или $10 \cdot 10^{-9}$ Ku/кг). Согласно «Основным санитарным правилам работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений» («Нормы...», 1988) к категории твердых радиоактивных отходов относятся материалы, имеющие концентрацию $\geq 2 \cdot 10^{-7}$ Ku/кг (по ^{90}Sr) и $\geq 2{,}9 \cdot 10^{-7}$ Ku/кг (по ^{137}Cs). Отсюда следует, что содержание ^{90}Sr в донных отложениях Тыгиша более чем в 20 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов и более чем в 78 раз ниже аналогичных значений для ^{137}Cs. Следовательно, отпадает вопрос о необходимости проведения каких-либо оперативных контрмер.

Большие запасы известковистого сапропеля в оз. Тыгиш представляют интерес для мелиорации земель. Однако для реализации этой возможности необходимо проведение специальных дополнительных исследований, поскольку концентрация ^{90}Sr в верхнем 40-см слое сапропеля превышает предельный уровень (74 Бк/кг), определенный государственным нормативом для сапропелей, используемых в качестве удобрений для земель, подвергшихся радиоактивному загрязнению («Удобрения сапропелевые...», 1993). Отметим, что максимальные концентрации ^{137}Cs в донных отложениях этого озера не являются препятствием для внесения их в почву указанных выше земель в виде удобрений, так как они ниже предельных значений, регламентируемых указанным документом.

4.3.2. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль

Послойный отбор донных отложений позволил изучить вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных частях озера Большой Сунгуль (рис. 40).

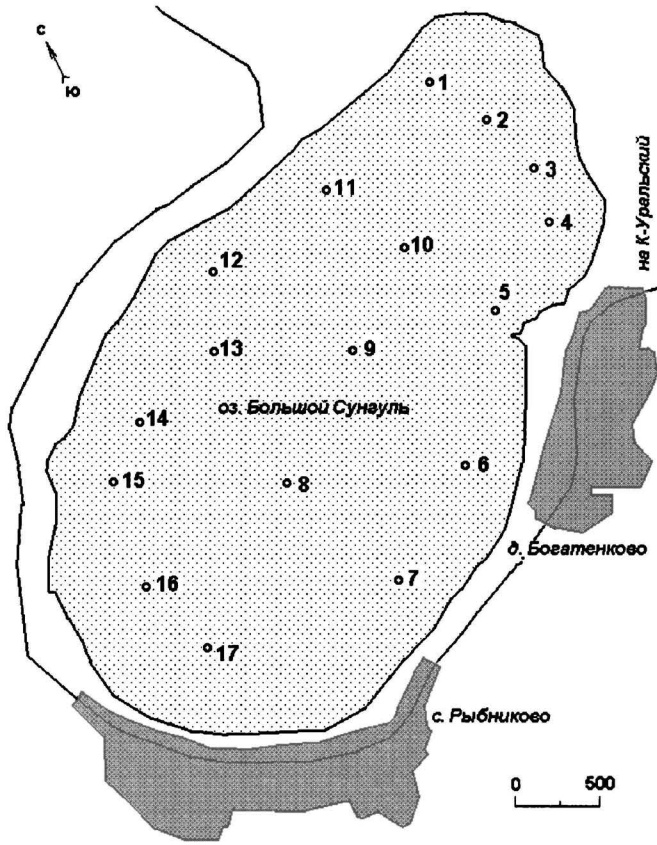


Рис. 40. Схема отбора проб донных отложений на озере Большой Сунгуль

В таблицах 44 и 45 представлены данные о вертикальном распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях. В большинстве мест отбора проб на этом водоеме наиболее высокие концентрации радионуклидов обнаружены в верхнем 30-40-см слое грунта. При этом в северо-восточной и восточной частях озера концентрация радионуклидов в слое грунта 0-10, в среднем значительно ниже, чем в слое 10-20 см. Это обусловлено намывом органо-минерального материала с прилегающего участка суши, на котором производились земляные работы, связанные с перемещением грунта.

Так, концентрация ^{90}Sr в слое грунта 0-10 см на этих участках составляет 35,3-85,5 Бк/кг и 28,2-70,1 Бк/кг ^{137}Cs, то в слое 10-20 см соответственно 111,5-209,8 Бк/кг и 58,3-80,9 Бк/кг. Причем содержание ^{137}Cs в слое 20-40 см достигало в восточной прибрежной части 145 Бк/кг. Следует отметить большие различия в уровнях радиоактивного загрязнения северо-западной, северной и западной прибрежных частей озера, где концентрация радионуклидов в верхнем 30-см слое грунта находилась в пределах 15-88 Бк/кг, что значительно ниже, чем в остальных его частях (46-290 Бк/кг).

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Б.Сунгуль корректно описывается двумя экспоненциальными уравнениями, каждое из которых соответствует своему участку вертикального профиля (рис. 41). Концентрация обоих радионуклидов в верхних слоях донных отложений оз. Б.Сунгуль почти постоянна, что выражается малым наклоном кривых вертикального распределения. Такая картина изменения с глубиной концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах этого озера аналогична наблюдаемой в почвах (“Комплексная экологическая оценка…”, 1993;).

Таблица 44

Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Большой Сунгуль, 1993 г. (Бк/кг воздушно-сухой массы)

Слой, см	Точка отбора проб																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
0-10	85,5	45,2	35,3	43,0	182,2	312,5	282,1	400,5	350,6	105,3	83,0	25,4	380,2	282,4	98,1	115,0	95,4
10-20	209,8	55,2	111,5	50,7	190,0	230,0	250,4	376,3	300,0	180,5	75,1	20,5	340,0	196,5	87,2	91,4	85,6
20-30	180,3	152,2	165,2	76,5	250,1	180,3	160,2	340,0	285,3	170,4	35,4	21,3	281,1	138,0	52,3	55,3	47,1
30-40	153,6	126,4	128,0	153,8	123,6	104,0	98,0	201,4	191,3	128,6	28,2	12,0	253,4	50,2	30,2	43,1	30,3
40-60	38,1	43,3	35,7	124,4	78,5	9,9	11,3	24,0	100,1	55,3	19,4	6,4	33,5	15,3	19,1	30,3	25,3
60-80	20,0	22,0	22,4	35,0	44,0	6,5	9,1	28,1	12,3	15,4	17,3		18,2				
80-100	8,3	12,0	18,3	17,3	17,1	5,6	7,8	18,3	7,0								

Таблица 45

Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль, 1993 г. Бк/кг сухой массы (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
0-10	70,1	31,8	28,2	26,4	93,4	202,3	160,0	290,0	240,1	32,4	51,2	18,9	262,2	88,0	89,9	51,1	200,3
10-20	58,3	26,8	80,9	33,8	76,0	155,1	130,5	172,5	149,3	116,5	48,2	16,3	215,2	75,0	69,7	57,8	126,0
20-30	46,5	90,6	145,5	60,7	149,7	128,0	100,0	135,3	130,9	103,9	23,6	15,1	217,9	15,4	47,3	36,8	75,9
30-40	38,2	87,8	137,7	75,8	58,1	63,5	73,6	112,1	67,1	100,5	22,3	9,3	214,7	13,2	19,5	16,7	37,1
40-60	14,4	28,9	23,5	74,1	54,2	6,4	9,5	12,3	67,2	50,7	9,9	12,6	18,6	8,0	16,3	16,6	10,6
60-80	8,5	18,6	12,0	24,9	25,2	4,3	8,0	10,2	6,3	13,4	7,9		7,9				
80-100	11,2	11,6	15,9	14,8	15,0	4,8	5,1	17,1	2,9								

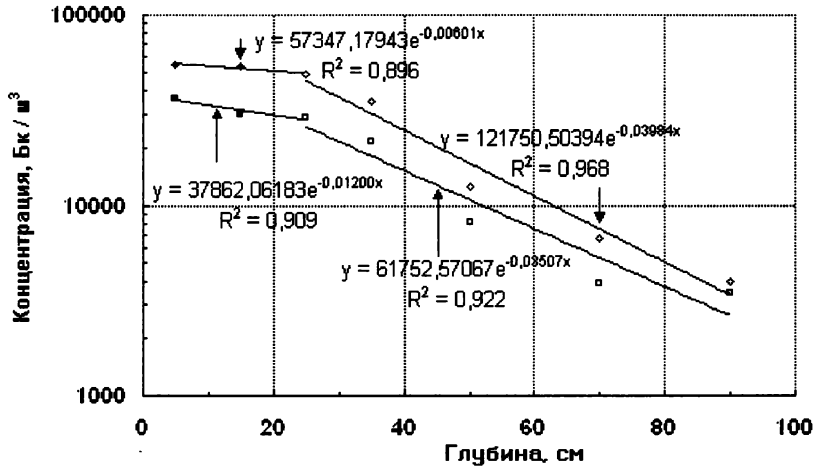


Рис. 41. Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль

Специальные исследования, проведенные в прибрежной зоне водосбора оз. Б.Сунгуль, показали, что в северной части побережья содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в слое почвы 0-3см составляет 62,5±2,4 Бк/кг и 18,8±1,0 Бк/кг, а в слое 3-8 см – 243,0±4,8 Бк/кг и 27,5±2,1 Бк/кг соответственно, что также обусловлено проведением вблизи прибрежной зоны земляных работ.

Математическая модель вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях озера представлена следующими уравнениями регрессии:

- в поверхностном слое (вертикальная координата x < 0,25 м):

$$^{90}Sr\ (Бк/м^3) = 57347{,}2\ e^{-0{,}601\,x},\quad R^2 = 0{,}90 \qquad (19)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/м^3) = 37862{,}1\ e^{-1{,}2\,x},\quad R^2 = 0{,}91 \qquad (20)$$

- в глубинных слоях ($x \geq 0{,}25$м):

$$^{90}Sr(Бк/м^3) = 121750{,}5\ e^{-3{,}98\,x}, \quad R^2 = 0{,}97 \qquad (21)$$

$$^{137}Cs(Бк/м^3) = 61752{,}6 \cdot e^{-3{,}507\,x}, \quad R^2 = 0{,}92 \qquad (22)$$

Оценим состояние донных отложений озера Большой Сунгуль с точки зрения радиационной безопасности. Как видно из таблиц 44 и 45, максимальное содержание ^{90}Sr в грунтах озера составляет 400,5 Бк/кг, а наибольшая концентрация ^{137}Cs равна 290 Бк/кг, что соответственно в 19 и 37 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов («Нормы…» 1988). Поэтому отпадает вопрос о проведении каких-либо оперативных реабилитационных мероприятий.

4.3.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное

Послойный отбор донных отложений позволил изучить вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах озера Червяное. Исследование было проведено в 9 точках, которые равномерно расположены по всей территории озера (рис. 42).

В таблицах 46 и 47 приведены данные о вертикальном распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Червяного. Отметим, что из-за резкого возрастания с глубиной плотности грунта отбор образцов удалось провести только в слое 80-105 см, хотя, толща донных отложений в озере превышает 5 м. Из таблиц видно, что в слоях грунта 0-10 и 10-20 см концентрация обоих радионуклидов колеблется в широких пределах: по ^{90}Sr – от 5,8 до 310,6 Бк/кг и по ^{137}Cs -

от 8,7 до 344,6 Бк/кг сухой массы, причем содержание нуклидов в первом слое, как правило, выше, чем во втором. Однако в точке 2 (рис. 42) концентрации обоих радионуклидов в слое грунта 0-10 см в несколько раз ниже, чем в слое 10-20 см, что обусловлено намывом менее радиоактивного материала с прилегающего участка суши, на котором производились земляные работы.

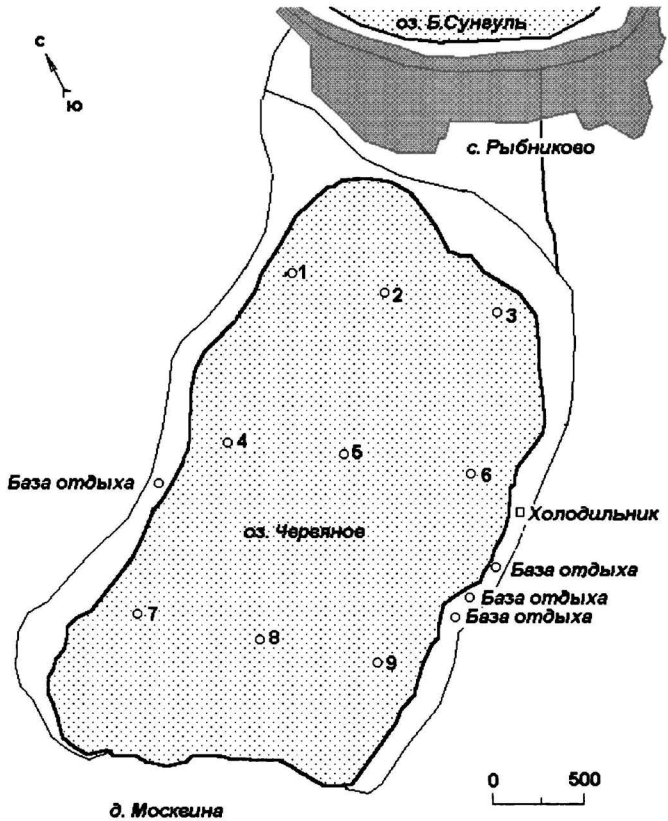


Рис. 42. Схема отбора проб донных отложений на озере Червяное

Обращают на себя внимание в целом более высокие концентрации ^{137}Cs в донных отложениях по сравнению с содержанием ^{90}Sr. Так, в верхнем 10-см слое в шести точках из девяти концентрация ^{90}Sr оказалась ниже концентрации ^{137}Cs; в среднем отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ составляет 0,95. Следует отметить, что на прибрежных участках площади водосбора оз. Червяного в ряде точек содержание ^{137}Cs в почве превышает таковое ^{90}Sr. Так, в 40-см верхнем слое почвы на водосборе оз. Червяное концентрация ^{137}Cs в среднем в 2,3 раза, а в одном из мест отбора проб в слое 0-5 см – в 3,5 раза выше концентрации ^{90}Sr («Почвенно-экологические условия…», 1996). Это свидетельствует о том, что оз. Червяное и территория его водосбора подверглись аэральному загрязнению ^{137}Cs от неизвестного источника.

Математическая обработка данных табл. 46 и 47 показала, что вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Червяное (рис. 43) достаточно корректно описывается экспоненциальными уравнениями:

$$^{90}Sr(Бк/м^3) = 32736{,}28 \cdot e^{-7{,}72\,x}, \quad R^2 = 0{,}865 \qquad (23)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/м^3) = 33709{,}75 \cdot e^{-7{,}76\,x}, \quad R^2 = 0{,}86 \qquad (24)$$

где вертикальная координата *x* выражена в метрах.

Оценим состояние донных отложений озера Червяное с точки зрения радиационной безопасности. Как видно из таблиц 46 и 47, максимальное содержание ^{90}Sr в грунтах озера составляет 311 Бк/кг, а наибольшая концентрация ^{137}Cs равняется 345 Бк/кг, что соответственно в 28 и 31 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов. («Нормы…», 1988). Поэтому, отпадает вопрос о проведении каких-либо оперативных реабилитационных мероприятий.

Таблица 46

Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Червяное, Бк/кг сухой массы. (1993 г)

Слой, см	Точка отбора проб								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0-10	60,1±2,8	5,8±0,5	140,1±11,0	209,9±21,3	310,6±22,1	150,1±9,3	25,3±3,4	212,4±19,3	47,4±5,3
10-20	31,5±3,7	105,1±9,4	80,2±3,1	93,2±7,3	108,4±11,4	95,2±6,8	13,0±1,9	76,8±9,5	8,5±0,6
20-30	27,4±4,1	19,5±2,5	28,6±1,5	15,7±3,1	24,8±1,8	32,4±2,3	12,0±1,6	32,7±4,6	8,1±0,8
30-40	8,3±0,8	25,5±1,9	10,1±0,5	10,9±1,6	14,0±1,5	21,6±1,8	7,0±0,7	22,0±4,0	6,5±0,7
40-50	-	10,3±0,5	-	-	-	-	-	-	-
40-80	-	-	-	-	6,5±0,3	-	-	19,2±3,1	-
40-95	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40-105	11,2±0,3	-	-	-	-	-	-	-	-

Таблица 47

Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное, Бк/кг сухой массы. (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0-10	136,6±7,5	15,0±2,0	220,3±8,7	344,6±48,9	300,4±41,2	243,0±9,3	13,9±2,8	241,5±31,2	27,3±3,3
10-20	32,0±4,9	93,3±12,5	80,1±3,1	40,1±6,6	60,3±5,6	46,2±3,7	8,7±1,6	37,5±6,8	13,0±2,1
20-30	26,7±3,7	36,6±4,6	45,3±2,8	15,7±1,9	25,8±1,9	48,4±3,3	9,1±1,5	33,2±5,1	5,6±0,9
30-40	24,5±0,9	32,1±4,1	20,1±1,2	10,7±1,3	15,4±0,9	21,6±4,1	5,9±0,8	22,0±2,5	5,1±0,8
40-50	-	18,2±2,8	-	-	-	-	-	-	-
40-80	-	-	-	-	7,5±0,3	-	-	-	-
40-95	-	-	-	-	-	-	-	15,0±1,8	-
40-105	9,2±2,3	-	-	-	-	-	-	-	-

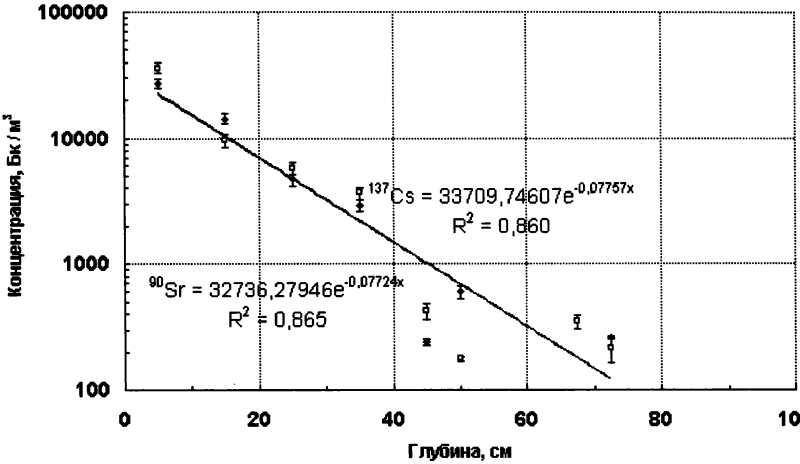


Рис. 43. Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное

4.3.4. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Щучье

Как уже упоминалось выше, в качестве контрольного водоема по радиационному фактору было выбрано озеро Щучье, расположенное в Белоярском район Свердловской области и находящееся вне территории ВУРСа.

В разных секторах озера в состав донных отложений входит различный материал. Так, вблизи северо-восточного берега грунт озера представлен песком, вблизи южного берега – сапропелем. Из таблицы 48 видно, что как и в обследованных водоемах ВУРСа, в о.Щучьем радионуклиды распределены по площади дна неравномерно. При этом наибольшая концентрация обоих радионуклидов (около 70 Бк/кг сухой массы) наблюдается в верхнем (0-5 см) слое сапропелевых отложений.

Следует подчеркнуть, что в верхнем 20-сантиметровом слое донных отложений в озерах Тыгиш, Большой Сунгуль

и Червяное содержание ^{90}Sr в целом значительно превосходит таковое в верхнем слое о.Щучье; различия максимальных концентраций радионуклида достигают 5,8 раза.

Таблица 48

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Щучье (1992г.), Бк/кг сухой массы

Место отбора проб	Состав донных отложений	Глубина слоя, см	Концентрация радионуклида		^{90}Sr / ^{137}Cs
			^{90}Sr	^{137}Cs	
Северо-восточный берег	песок	0-5	<20	50	
		5-10	<20	<25	
		10-15	<20	30	
		15-20	<20	30	
		20-25	26	66	
		25-30	<20	30	
		30-35	<20	<20	
Северо-восточный берег	песок	0-5	<20	<20	
		5-10	<20	<20	
		10-15	32	66	
		15-20	21	<20	
		20-25	<20	<20	
Северо-восточный берег	песок	0-5	<20	45	
		5-10	<20	<20	
		10-20	<20	50	
		20-30	<20	<20	
Южный берег	сапропель	0-5	34	25	1,31
		5-10	<20	<20	
		10-20	34	35	0,97
		20-30	26	<20	
Южный берег	сапропель	0-10	69	73	0,95
		10-20	<20	50	

среднее: 1,08

Наибольшее содержание ^{137}Cs в донных отложениях контрольного озера в 1,8-4,7 раза меньше максимальных значений концентрации этого радионуклида в исследуемых озерах.

Интересно сравнить озера, богатые сапропелем и находящиеся на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (прежде всего озеро Тыгиш) с о.Большое Миассово, расположенным в Челябинской области. Последнее находится за пределами ВУРСа, но в нем, как и в о. Тыгиш, среди водных растений широко распространены харовые водоросли, занимающие значительную часть акватории водоема. Последние являются специфическими накопителями ^{90}Sr и по этой причине сапропель, сформированный под ними в большей степени обогащен ^{90}Sr, чем другие типы водного грунта. Исследования, проведенные в 1974-1977 гг. на озере Большое Миассово показали, что в верхнем слое сапропелевых отложений концентрация ^{90}Sr колебалась в пределах 110-470 Бк/кг при средних значениях 280 Бк/кг сухой массы (Куликов, Чеботина, 1988). Примерно на таком же уровне находится в настоящее время содержание радионуклида в донных отложениях озер Тыгиш и Большой Сунгуль.

4.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

В 1992 г. были проведены исследования по оценке уровней содержания и накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье. В 1993г. и 1996г. были оценены уровни содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль.

4.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Из таблицы 49 видно, что уровни содержания ^{137}Cs в макрофитах озер ВУРСа находятся в следующих пределах: для кладофоры - от 15,4 Бк/кг до 54,5 Бк/кг; для телореза - от 5,4 Бк/кг до 6,9 Бк/кг; для камыша – от 2,6 Бк/кг до 11,5 Бк/кг; для ситника – от 2,3 Бк/кг до 6,7 Бк/кг. Максимальная концентрация радионуклида зафиксирована у мха Drepanocladus intermedius – 62,0 Бк/кг. Интересно отметить, что содержание ^{137}Cs в прибрежно-водных растениях о.Щучье, в целом, даже несколько выше, чем у растений тех же видов из озер, расположенных на ВУРСе.

Как видно из этой же таблицы, коэффициенты накопления ^{137}Cs, рассчитанные для макрофитов из озер, находящихся на территории ВУРСа, варьируют следующим образом: для кладофоры – от 2814 до 4627, составляя в среднем 3778; для камыша – от 157 до 821, равняясь в среднем 456; для телореза - от 386 до 493, составляя в среднем 439; для ситника – от 164 до 479, равняясь в среднем 321. Из данных таблицы 49 также видно, что полностью погруженными растениями (кладофора, хара, уруть, мох) ^{137}Cs накапливается в большей степени, чем прибрежно-водными (камыш, ситник).

Что касается накопления ^{90}Sr водными растениями из озер ВУРСа, то у нас есть данные по уровню содержания и накоплению радионуклида харовой водорослью Chara aspera. Харовые водоросли строят свой карбонатный скелет, извлекая из воды кальций, а вместе с ним и его радиоактивный микроаналог - ^{90}Sr (Тимофеева-Ресовская, 1963). Концентрация ^{90}Sr в харовых водорослях из о.Тыгиш составляет 4400 Бк/кг.

Таблица 49

Содержание и значения коэффициентов накопления ^{137}Cs в водных растениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье (1992г.)

Озеро	Место отбора проб	Вид растения	Содержание ^{137}Cs, Бк/кг сухой массы	Коэффициент накопления
Тыгиш	Восточный берег	Камыш	11,5 ± 0,5	821 ± 36
		Телорез	6,9 ± 0,6	493 ± 43
		Ситник	2,3 ± 0,2	164 ± 14
	Западный берег	Кладофора	39,4 ± 1,3	2814 ± 93
		Хара (Chara aspera	34,3 ± 1,7	2450 ± 121
		Уруть колосистая	21,8 ± 0,7	1557 ± 50
		Телорез	5,4 ± 0,4	386 ± 29
Большой Сунгуль	Западный берег	Кладофора	50,9 ± 2,9	4627 ± 264
		Камыш	2,6 ± 0,3	236 ± 27
Червяное	Западный берег	Кладофора	54,5 ± 4,7	3893 ± 336
		Камыш	2,2 ± 0,4	157 ± 29
		Ситник	6,7 ± 0,3	479 ± 21
	Южный берег	Кладофора	15,4 ± 0,8	1100 ± 57
		Мох (Drepanocladus intermedius	62,0 ± 1,1	4429 ± 79
Щучье	Северо-восточный берег	Камыш	9,8 ± 0,6	612 ± 37
		Телорез	19,5 ± 2,9	1219 ± 181

Это примерно в 10 раз больше, чем содержат аналогичные растения из озера Большое Миассово (460 Бк/кг), расположенного вне территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (Куликов, Чеботина,1988).

Величина коэффициента накопления ^{90}Sr у харовой водоросли из о.Тыгиш достаточно велика и составляет 6984.

4.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль

Ихтиофауна является важнейшим трофическим звеном водных экосистем, замыкающимся непосредственно на человека. Поэтому, очень важно оценить уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерах ВУРСа, сравнить эти величины с допустимыми нормативными значениями, регламентирующими употребление рыбы в пищу, а также рассчитать коэффициенты накопления исследуемых радионуклидов для представителей ихтиофауны в водоемах Восточно-Уральского радиоактивного следа.

На рисунке 44 приведена динамика содержания ^{90}Sr в карасе, отобранном в озере Тыгиш. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида с 1975 г. по 1996 г. уменьшилась с 1432 Бк/кг до 189 Бк/кг, то есть в 7,6 раза. В последние годы (1993 г., 1996 г.) она практически оставалась без изменений. Допустимый уровень содержания ^{90}Sr в рыбе, употребляемой в пищу составляет 100 Бк/кг («Методические указания...», 1998). Таким образом, концентрация радионуклида в карасе из о.Тыгиш в 1996 г. была в 1,89 раза выше допустимого уровня и употреблять в пищу рыбу из этого водоема нельзя.

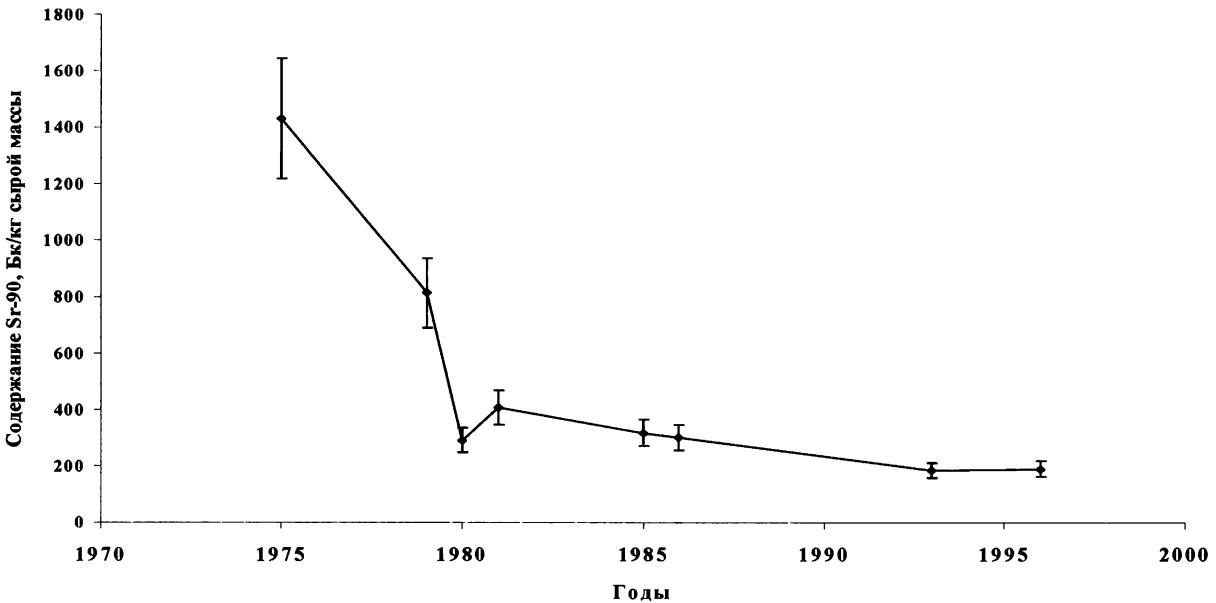


Рис. 44. Содержание ^{90}Sr в карасе из озера Тыгиш (данные за 1975 1986гг. цитируются по ("Восточно-Уральский радиоактивный след", 1996); за 1993, 1996гг. - наши данные

Сравним величину концентрации ^{90}Sr в карасе золотистом с данными по другим уральским водным экосистемам. Так, содержание радионуклида в карасе золотистом, отобранном нами в реке Течe составляет 340 Бк/кг (табл. 80), что почти в 2 раза выше концентрации ^{90}Sr в карасе из о.Тыгиш, зафиксированной в 1996г. В свою очередь, содержание радионуклида в карасе из озера Большое Миассово, расположенного в Челябинской области вне территории ВУРСа равно 41 Бк/кг, что меньше вышеприведенной величины по о.Тыгиш в 4,6 раза.

Таблица 50

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs карасем золотистым (озеро Тыгиш, 1975 -1996гг.)*

Год	Коэффициент накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
1975	307	-
1979	363	-
1980	128	-
1981	213	450
1985	121 (средние по 6 месяцам)	100 (средние по 6 месяцам)
1986	188 (средние по 5 месяцам)	182 (средние по 5месяцам)
1987	-	350
1993	268	444
1996	556	467
Среднее значение	268	332

*Данные за 1975-1987гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996);
за 1993г., 1996г. - наши данные

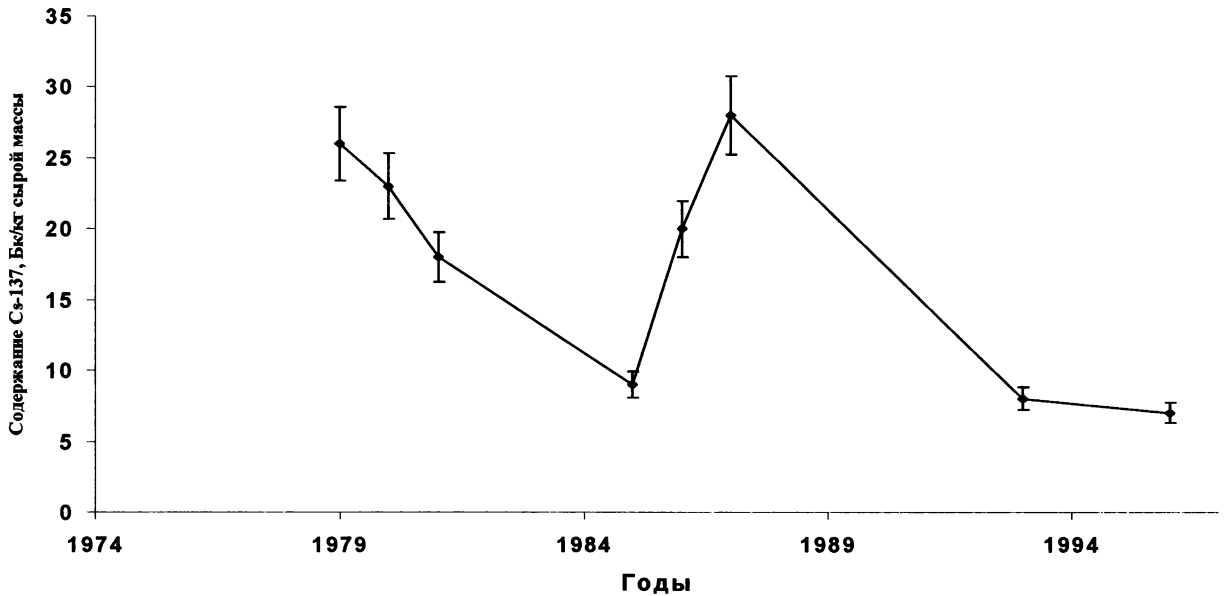


Рис.45. Содержание Cs-137 в карасе из озера Тыгиш (данные за 1979-1986гг. Цитируются по ("Восточно-Уральский радиоактивный след, 1996), за 1993, 1996гг. - наши данные

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{90}Sr в карасе из озера Тыгиш (рис. 44), а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (табл. 40) рассчитаны значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 50 коэффициенты накопления ^{90}Sr для карася золотистого, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 121 до 556, составляя в среднем 268 единиц. Для сравнения отметим, что значение КН ^{90}Sr для карася золотистого, отобранного нами в реке Тече, составляет 68 единиц (табл. 81).

На рисунке 45 приведена динамика содержания ^{137}Cs в карасе, отобранном в озере Тыгиш. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида с 1979г. по 1986 г. уменьшалась с 26 Бк/кг до 9 Бк/кг, а затем в 1986 г. и 1987 г. резко возросла до 20-28 Бк/кг (что связано, видимо, с последствиями Чернобыльской катастрофы 1989 г. и последовавшим за ней глобальным загрязнением ^{137}Cs водных и наземных экосистем). В последние годы содержание радионуклида в рыбе снизилось и достигло минимальных значений: 8 Бк/кг - в 1993г. и 7 Бк/кг - в 1996г. Допустимый уровень содержания ^{137}Cs в рыбе, употребляемой в пищу составляет 130 Бк/кг («Методические указания...», 1998), что по данным на 1996г. в 18 раз выше концентрации радионуклида в карасе из о.Тыгиш. Следовательно, никаких ограничений для употребления рыбы из этого водоема (по содержанию в ней ^{137}Cs) нет. Но как было отмечено выше, причиной запрета является не концентрация ^{137}Cs, а содержание ^{90}Sr в карасе и поэтому, рыбу из озера Тыгиш употреблять в пищу нельзя.

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{137}Cs в карасе из о.Тыгиш (рис. 45),а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера

(табл. 40) рассчитаны значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 50, коэффициенты накопления ^{137}Cs для карася золотистого, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 100 до 467, составляя в среднем 332 единицы. Для сравнения отметим, что значение КН ^{137}Cs для карася золотистого, отобранного нами в реке Тече, составляет 600 единиц (табл. 81).

На рисунке 46 приведена динамика содержания ^{90}Sr в карпе, отобранном в озере Большой Сунгуль. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида с 1971г. по 1996г. уменьшилась с 248 Бк/кг до 63 Бк/кг, то есть в 3,9 раза. В последние годы (1993г., 1996г.) она практически оставалась без изменений. На этом же рисунке показано динамика содержания ^{90}Sr в пеляди. Как видно из рисунка, концентрация радионуклида имела максимальные значения в 1984г. и 1987г. (88,8 Бк/кг), а к 1996г. уменьшилась до 32,0 Бк/кг. В целом, обращает на себя внимание корреляция содержания ^{137}Cs в карпе и в пеляди в 1984-1996гг. Как уже упоминалось выше, допустимый уровень содержания ^{90}Sr в рыбе употребляемой в пищу, составляет 100 Бк/кг, что, соответственно, в 1,6 раза и в 3,1 раза выше концентрации радионуклида в карпе и в пеляди из о.Большой Сунгуль, отобранных в 1996г. Следовательно, не имеется официальных ограничений для использования в пищу рыбы из этого озера в настоящее время.

Сравним величину концентрации ^{90}Sr в карпе из о. Большой Сунгуль с данными по озеру Большое Миассово в Челябинской области, расположенному вне территории ВУРСа. Так, содержание радионуклида в карпе из этого озера составляет 13 Бк/кг, что меньше аналогичного значения в рыбе этого вида из о.Большой Сунгуль, зафиксированного в 1996г. в 4,8 раза.

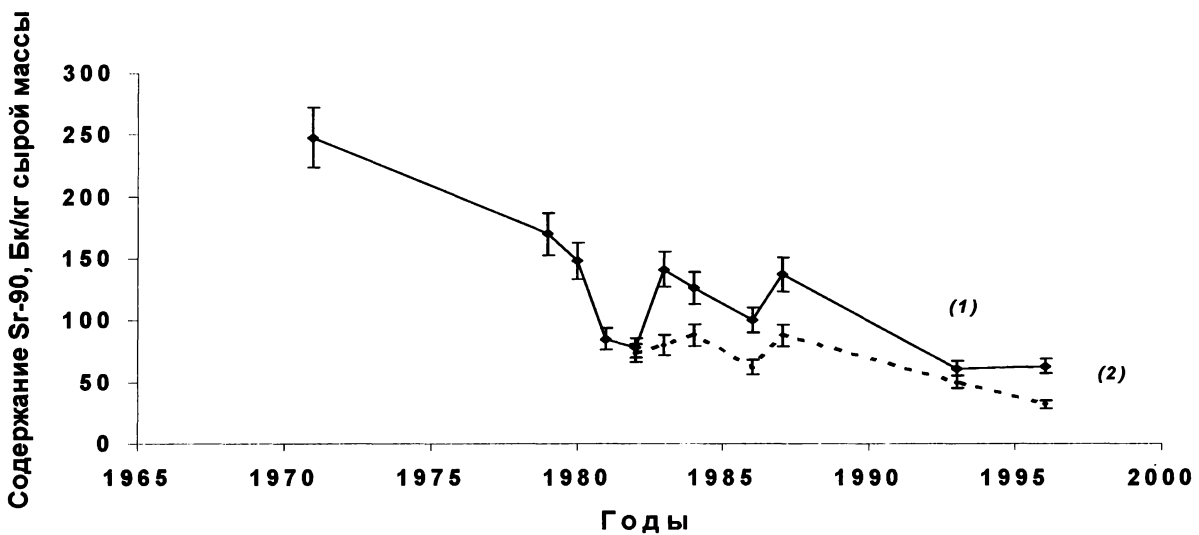


Рис. 46. Содержание Sr-90 в карпе (1) и пеляди (2) из озера Большой Сунгуль (данные за 1971-1987гг цитируются по ("Восточно-Уральский радиоактивный след", 1996); за 1993г.,1996г. - наши данные

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{90}Sr в карпе из о.Большой Сунгуль (рис. 46), а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (табл. 41) рассчитаны значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 51, коэффициенты накопления ^{90}Sr для карпа, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 119 до 548, составляя в среднем 248 единиц. Для сравнения отметим, что значение КН ^{90}Sr для карпа, отобранного в озере Большое Миассово составляет 155 единиц (Куликов, Чеботина, 1988). Усредненная величина коэффициента накопления ^{90}Sr для пеляди из о.Большой Сунгуль равна 209 единицам.

Таблица 51

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs карпом (озеро Большой Сунгуль, 1971 -1996гг.)*

Год	Коэффициент накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
1971	119	156
1980	195	-
1981	125	150
1982	194	-
1983	293	-
1986	277	55
1987	548	75
1993	165	120
1996	315	64
Среднее значение	248	103

*Данные за 1971-1987гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996);
за 1993г., 1996г. - наши данные

На рисунке 47 приведена динамика содержания ^{137}Cs в карпе, отобранном из озера Большой Сунгуль. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида в рыбе с 1971г. по 1996г. уменьшалась с 7,8 Бк/кг до 0,9 Бк/кг, то есть в 8,7 раза. В последние годы по сравнению с ранним периодом (1971-1980гг.) она изменялась в значительно меньшей степени. На этом же рисунке показана динамика содержания ^{137}Cs в пеляди. Как видно из рисунка, концентрация радионуклида изменялась незначительно, варьируя от 2,0 Бк/кг (1996 г.) до 3,0 Бк/кг (1986 г., 1987г.). Как уже упоминалось выше, допустимый уровень содержания ^{137}Cs в рыбе, употребляемой в пищу составляет 130 Бк/кг, то есть, соответственно, в 144 и 65 раз выше концентрации радионуклида в карпе и пеляди, отобранных в 1996г. из о.Большой Сунгуль. Таким образом, в настоящее время, этот фактор не является лимитирующим при оценке возможности использования в пищу карпа из данного озера.

Сравним величину концентрации ^{137}Cs в карпе из о.Большой Сунгуль с данными по другим уральским водоемам. Так, содержание радионуклида в свободноживущем карпе из Белоярского водохранилища - водоема-охладителя Белоярской АЭС составляет 26,7 Бк/кг, а концентрация ^{137}Cs в этом же виде рыбы из озера Большое Миассово равна 6,3 Бк/кг, что, соответственно, в 29,7 раза и в 7,0 раз выше, чем в карпе из о.Большой Сунгуль, отобранном в 1996г. Объяснением такого существенного различия может служить тот факт, что Большой Сунгуль является солоновато-водным озером с высокой минерализацией воды. Так, суммарное содержание Na и K в воде озера в октябре 1976г. составляло 665 мг/дм^3 , что, например, более чем в 10 раз превышает концентрацию этих элементов в о.Тыгиш (Черняева, 1977). В то же время известно (Буянов,

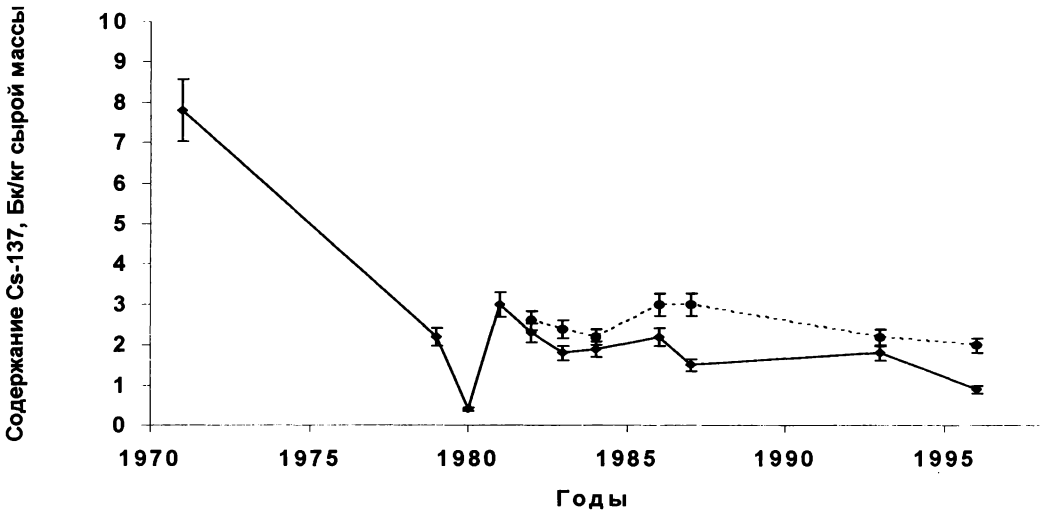


Рис.47. Содержание ^{137}Cs в карпе (1) и пеляди (2) из озера Большой Сунгуль (данные за 1971-1987гг. Цитируются по ("Восточно-Уральский радиоактивный след",1996); за 1993г., 1996г. - наши данные

1981), что рыбы, обитающие в солоноватых водоемах, содержащих в воде повышенные концентрации калия, являющегося аналогом цезия, накапливают ^{137}Cs в значительно меньшей степени, чем представители ихтиофауны в обычных пресных водоемах.

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{137}Cs в карпе из о.Большой Сунгуль (рис. 47), а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (табл. 41) рассчитаны коэффициенты накопления. Как видно из таблицы 51, значения коэффициентов накопления ^{137}Cs для карпа, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 55 до 156, составляя в среднем 103 единицы. Для сравнения отметим, что величина КН ^{137}Cs для карпа из озера Большое Миассово очень близка и равна 100 (Куликов, Чеботина, 1988), а значение коэффициента накопления радионуклида карпом из Белоярского водохранилища по нашим данным составляет 330 единиц. Усредненная величина коэффициента накопления ^{137}Cs для пеляди из о.Большой Сунгуль равна 123 единицам.

4.5. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Расчет интегральных запасов радионуклидов в основных компонентах пресноводных экосистем является одной из самых главных задач радиоэкологического исследования водоемов. Полученные оценки являются основой для дальнейших работ, они позволяют изучать радиоэкологическое состояние водоемов в динамике, что, в конечном счете, является фундаментом для долгосрочного прогноза поведения радионуклидов в пресноводных экосистемах. Основными компонентами, содержащими значимые количества радионуклидов в водных биогеоценозах, являются вода и донные отложения.

4.5.1. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Тыгиш

Как уже упоминалось выше, из литературных данных известно, что в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное зимой, весной и летом концентрация ^{90}Sr не претерпевает статистически достоверных изменений. Ранее также было показано, что этот радионуклид довольно равномерно распределен между верхними и нижними слоями воды исследуемых озер. Исходя из вышеизложенного, следует, что распределение ^{90}Sr в воде изучаемых водоемов ВУРСа является достаточно гомогенным. Мы предположили, что после первичного загрязнения водоема до концентрации C_0, контрационные зависимости от времени в процессе естественного распада радионуклидов

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda t} = C_0 \cdot e^{-Ln\,2 \cdot t / \lambda 1/2} \qquad (25)$$

в первом приближении, возможно, также будут представлены убывающими экспоненциальными зависимостями типа:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-k\,t} \qquad (26)$$

$$Q_t = C_t \cdot V = C_0 \cdot V \cdot e^{-k \cdot t} = Q_0 \cdot e^{-kt}, \qquad (27)$$

что в действительности и оказалось при анализе концентрационной динамики.

В приведенных уравнениях: t – время, прошедшее после аварии (здесь и далее во всех уравнениях выраженное в годах); C_t и Q_t – соответственно концентрация и запасы радионуклида в момент времени t; V - объем воды в водоеме; C_0 и Q_0 –значения начальной концентрации и общего первичного поступления радионуклида в год аварии (t=0); λ - постоянная распада, связанная с периодом полураспада радионуклида $\tau_{1/2}$ соотношением $\lambda = Ln\ 2 / \tau_{1/2}$, k – параметри-

ческая константа, определяющая динамику процесса изменения концентрации во времени (декремент спада).

При интерпретации концентрационных зависимостей ожидалось, что вследствие перехода радионуклидов из воды в донные отложения, константа k должна превышать постоянную распада λ, характеризуя более крутой спад концентрационной кривой для воды, чем это происходит при естественном радиоактивном распаде. Мы предположили, что вынос радионуклидов из водоемов отсутствовал (или, по крайней мере, был незначителен), и определили запасы в донных отложениях как разницу между гипотетическими запасами нуклидов в воде, рассчитанными по ожидаемой концентрации в водной среде (с учетом только естественного радиоактивного распада), и реальными запасами, рассчитанными по концентрации в воде на текущий момент времени:

$$Q_{ДО} = Q_0 \cdot e^{-\lambda t} - Q_0 \cdot e^{-kt} = C_0 \cdot V \cdot (e^{-t\lambda/k}) \qquad (28)$$

На основе экспериментальных данных для всех рассматриваемых водоемов были построены концентрационные кинетические кривые и получены для них регрессионные уравнения типа (26). Экстраполяцией указанных зависимостей на момент аварии (t=0) определены значения начальных концентраций радионуклидов C_0 при первичном загрязнении, формально равные коэффициенту перед экспонентой. Начальные поступления Q_0 были получены умножением C_0 на объем воды в водоеме. С учетом найденных значений C_0 и Q_0 проведены дальнейшие расчеты ожидаемых концентраций и запасов радионуклидов при естественном распаде (по уравнению 25) и их текущих значений (по уравнению 26) для выбранных временных точек t. По разнице этих значений определены их запасы в донных отложениях $Q_{до}$ (по формуле 28).

Модель позволяет выполнить перспективные прогнозные расчеты для любого момента аварии в обозримом будущем, что особенно важно при планировании мероприятий по реабилитации озер. Мы ограничились рассмотрением столетнего интервала, начиная с момента аварии, полагая, что интерполяционная ошибка при этом будет относительно небольшой.

При выполнении расчетов по описанной выше модели мы допустили возможность вторичного загрязнения водоемов, по крайней мере, с территории водосбора. Естественно, что при таком дополнительном поступлении радионуклидов, вклад которых не учтен начальной концентрацией C_0, полученная оценка запасов могла оказаться несколько заниженной.

Используя приведенные выше формулы (25) и (26), мы определили запасы радионуклидов в воде и донных отложениях в различные сроки после аварии (табл. 52). Ретроспективный расчет показал, что в год аварии (t=0) концентрация ^{90}Sr в воде озера составляла 12,7 Бк/л и ^{137}Cs – 0,55 Бк/л. Это соответствует первичному поступлению нуклидов в 1957 году 169,6 ГБк ^{90}Sr и 7,3 ГБк ^{137}Cs. В соответствии с рассматриваемой моделью, в 1993г. в воде озера накопилось 10,7 ГБк ^{90}Sr и 0,38 ГБк ^{137}Cs, а в донных отложениях – 60,2 ГБк ^{90}Sr и 2,8 ГБк ^{137}Cs (табл. 52).

Отметим, что сведения о содержании этих радионуклидов в воде озера в год аварии получены впервые (Трапезников и др., 2000), в ранее опубликованной сводке («Итоги изучения...», 1990) они отсутствуют. В упомянутой работе сведения о ^{137}Cs вообще не приведены.

Из данных таблицы 52 видно, что за 36 лет, прошедших со времени аварии, концентрация и запасы ^{90}Sr в воде оз.Тыгиш фактически уменьшились в 15,8 раза, тогда как

снижение этих показателей за счет естественного радиоактивного распада должно было произойти только в 2,4 раза. Аналогичная картина наблюдается и по измерению содержания ^{137}Cs: к 1993г. его концентрация и запасы в воде уменьшились в 16,3 раза, а вследствие естественного радиоактивного распада снижение ожидалось лишь в 2,3 раза. Очевидно, что уменьшение содержания радионуклидов в воде произошло в основном за счет их перехода из водной массы в другие компоненты водоема и, главным образом, в донные отложения.

Нами сделана оценка запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs, основанная на результатах измерений концентрации этих радионуклидов в пробах донных грунтов и выполненная с использованием математического моделирования вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях. Мы получили функции изменения концентрации радионуклидов по глубине донных отложений в виде убывающих экспоненциальных регрессионных уравнений:

$$C_x = b \cdot e^{-ax}, \qquad (29)$$

где x – вертикальная координата; C_x – концентрация радионуклида на глубине x; a и b – параметрические константы, первая из которых определяет декремент убывания функции вертикального распределения с глубиной, а вторая формально равна поверхностной концентрации радионуклида (т.к. при $x = 0$ $C_x = b$).

Таблица 52

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Тыгиш

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Время после аварии, лет	0	10	20	30	36	40	50	60	80	100
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (25)	12,7	9,9	7,8	6,1	5,3	4,8	3,8	3,0	1,8	1,1
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	169,6	133,1	104,5	82,0	70,9	64,3	50,5	39,6	24,4	15,0
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (1)	12,7	5,9	2,7	1,3	0,8	0,6	0,3	0,13	0,03	0,006
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	169,6	78,8	36,6	17,0	10,7	7,9	3,7	1,7	0,4	0,1
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях, ГБк	0,0	54,3	67,9	65,0	60,2	56,4	46,8	37,9	24,0	15,0
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (25)	0,6	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1

Таблица 52 (продолжение)

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	7,3	5,8	4,6	3,7	3,2	2,9	2,3	1,8	1,2	0,7
Расчетная концентрация в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (2)	0,6	0,2	0,11	0,05	0,03	0,02	0,01	0,006	0,0008	0,0001
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	7,3	3,2	1,4	0,6	0,4	0,3	0,12	0,05	0,010	0,002
Запасы ^{137}Cs в донных отложениях, ГБк	0,0	2,6	3,2	3,1	2,8	2,6	2,2	1,8	1,2	0,7
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	23,2	22,9	22,6	22,4	22,2	22,1	21,8	21,5	21,0	20,5
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	23,2	24,6	26,0	27,5	28,4	29,0	30,7	32,5	36,3	40,6
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в донных отложениях		20,9	21,2	21,3	21,4	21,4	21,3	21,2	20,9	20,4

Проводя интегрирование этих функций в диапазоне от 0 до максимальной глубины h_{max} и учитывая площадь дна озера S, мы получили запасы нуклида в толще донных отложений, соответствующей данному интервалу интегрирования:

$$Q = S \cdot \int_0^{h_{max}} b \cdot e^{-ax} dx \qquad (30)$$

В ряде случаев вертикальное распределение радионуклидов лучше описывалось двумя независимыми экспоненциальными уравнениями – отдельными для верхнего и для нижнего участков вертикального профиля. При этом запасы определялись отдельным интегрированием на каждом вертикальном участке и последующим их суммированием:

$$Q = S \cdot \left(\int_0^{h_1} b_1 \cdot e^{-a_1 \cdot x} dx + \int_{h_1}^{h_{max}} b_2 \cdot e^{-a_2 \cdot x} dx \right), \qquad (31)$$

где h1 – условная граница раздела вертикального профиля на два участка, определяемая графическим анализом экспериментальных данных.

Из двух полученных оценок запасов нуклидов в донных отложениях – по пробам воды (формула 28) и пробам донных отложений (формулы 30,31), последняя принята нами в качестве основной, поскольку, как уже отмечалось выше, оценка по пробам воды сопряжена с возможным недоучетом вклада дополнительных поступлений радионуклидов после аварии. Кроме того, при определении концентрации нуклидов в воде осуществлялась фильтрация водных проб, вследствие чего некоторая часть радионуклидов, находящихся во взвешенном состоянии и в биоте, была исключена из анализа.

Суммируя запасы по пробам донных отложений, оцененные по формулам 30 и 31, с запасами в воде, найденными ранее по формуле 27, мы рассчитали для всех рассматриваемых озер общее содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях, относящееся к 1993 году:

$$\Sigma Q_{1993} = (Q_{вод} + Q_{ДО})_{1993} \qquad (32)$$

где $Q_{вод}$ и $Q_{ДО}$ – соответственно запасы в воде и донных отложениях, подстрочный индекс «1993»указывает на реперную календарную точку («привязка» к 1993 году).

Далее, для выбранных моментов времени t в интервале от 0 до 100 лет после аварии, проведены расчеты суммарных текущих запасов с учетом естественного распада:

$$\Sigma Q_t = \Sigma Q_{1993} \cdot e^{-Ln\,2\cdot(t-36)/T1/2} \qquad (33)$$

Начальные поступления рассчитаны, полагая в формуле (33) t=0.

Расчеты запасов ^{90}Sr в донных отложениях озера Тыгиш, согласно формуле (31) с использованием полученного ранее набора регрессионных уравнений (формулы 7-12) дали следующие результаты:

$$Q_1 = 2.232 \cdot 10^6 \cdot \left(\int_0^{0.25} 16890.84427 \cdot e^{-3.895 x} dx + \int_{0.25}^{3.5} 3174.202 \cdot e^{-0.569 x} dx \right) = 1.512 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 15{,}1 \text{ ГБк}$$

$$Q_2 = 2.232 \cdot 10^6 \cdot \left(\int_0^{0.25} 35119.963 \cdot e^{-3.705 x} dx + \int_{0.25}^{3.5} 6163.456 \cdot e^{-0.215 x} dx \right) = 4.327 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 43{,}3 \text{ ГБк}$$

$$Q_3 = 2.232 \cdot 10^6 \cdot \left(\int_0^{0.25} 21096.831 \cdot e^{-12.218 x} dx + \int_{0.25}^{3.5} 3669.766 \cdot e^{1.221 x} dx \right) = 8.522 \cdot 10^9 \text{ Бк} = 8{,}5 \text{ ГБк}$$

$$\Sigma = 1.512 \cdot 10^{10} + 4.327 \cdot 10^{10} + 8.522 \cdot 10^9 = 6.691 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 66{,}9 \text{ ГБк} \qquad (34)$$

Аналогично, расчеты запасов ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш согласно формуле (31) и с использованием полученного ранее набора регрессионных уравнений (формулы 13-18) дали следующие результаты:

$$Q_1 = 2.232\cdot10^6\cdot\left(\int_0^{0.25} 2818.78005\cdot e^{-6.105\cdot x}\,dx + \int_{0.25}^{3.5} 1585.128\cdot e^{-0.718\cdot x}\,dx\right) = 4.525\cdot10^9 \text{ Бк} = 4{,}5 \text{ ГБк}$$

$$Q_2 = 2.232\cdot10^6\cdot\left(\int_0^{0.25} 12947.121\cdot e^{-8.663\cdot x}\,dx + \int_{0.25}^{3.5} 1316.545\cdot e^{-0.480\cdot x}\,dx\right) = 7.242\cdot10^9 \text{ Бк} = 7{,}2 \text{ ГБк}$$

$$Q_3 = 2.232\cdot10^6\cdot\left(\int_0^{0.25} 4344.37493\cdot e^{-6.570\cdot x}\,dx + \int_{0.25}^{3.5} 2377.224\cdot e^{-2.282\cdot x}\,dx\right) = 2.504\cdot10^9 \text{ Бк} = 2{,}5 \text{ ГБк}$$

$$\Sigma = 4.525\cdot10^9 + 7.242\cdot10^9 + 2.504\cdot10^9 = 1.427\cdot10^{10} \text{ Бк} = 14{,}3 \text{ ГБк} \qquad (35)$$

$$^{90}Sr/^{137}Cs = 4{,}7 \qquad (36)$$

здесь: Q_1, Q_2 и Q_3 – локальные запасы в соответствующих зонах озера, площади которых были примерно одинаковыми и равными 2,23 кв. км, (т.е. одной трети от площади всего озера). Σ - общие запасы радионуклида. В расчетах также допустили, что глубина, характеризующая в рамках принятой модели условную границу раздела вертикального профиля на два участка, в пределах которых вертикальное распределение нуклидов описывается собственными экспоненциальными уравнениями, равна 0,25 м.

Расчеты запасов радионуклидов в донных отложениях оз. Тыгиш методом послойного суммирования дали результаты, близкие к таковым, полученным математическим моделированием: в 1993 году в донных отложениях находилось 79,3 ГБк ^{90}Sr и 14,9 ГБк ^{137}Cs (таблица 53). Из этой таблицы также видно, что на долю верхнего 20-см слоя донных отложений приходится около 30% запаса каждого из радионуклидов.

Отметим, что сделанная нами ранее оценка запасов ^{90}Sr в сапропелях для 1993 г. – 60,2 ГБк, выполненная на основе анализа проб воды (табл. 52), оказалась очень близка к рассчитанной по результатам исследований проб сапропелей – 66,9 ГБк, в то время как для ^{137}Cs наблюдается значительное расхождение этих оценок - 2,8 ГБк и 14,3 ГБк соответственно.

Используя найденные ранее (табл. 52) для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, и запасы радионуклидов в донных отложениях, полученные математическим моделированием, мы оценили их суммарное содержание в воде и донных отложениях в 1993 году:

$\Sigma\ ^{90}Sr = 66,9$ ГБк $+ 10,7$ ГБк $= 77,6$ ГБк

$\Sigma\ ^{137}Cs = 14,3$ ГБк $+ 0,38$ ГБк $= 14,7$ ГБк

$\Sigma\ ^{90}Sr / \Sigma\ ^{137}Cs = 5,28$

Ретроспективный расчет на момент аварии с учетом естественного распада дает оценку первичного поступления этих радионуклидов в водоем в 1957 году:

$\Sigma\ ^{90}Sr = 77,6 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/28,6}$ ГБк $= 160,1$ ГБк

$\Sigma\ ^{137}Cs = 14,7 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/30,17}$ ГБк $= 33,5$ ГБк

$^{90}Sr/^{137}Cs = 4,78$

Таблица 53

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш методом послойного суммирования, ГБк (1993 г)

Слой,	^{90}Sr					^{137}Cs				
см	1 зона	2 зона	3 зона	Σ по слоям	%	1 зона	2 зона	3 зона	Σ по слоям	%
0-5	1,7	3,3	1,7	**6,7**	8,4	0,3	1,2	0,4	**2,0**	13,4
0-10	1,0	2,7	0,9	**4,7**	5,9	0,1	0,7	0,3	**1,1**	7,4
10-20	1,3	3,3	0,6	**5,1**	6,4	0,2	0,5	0,2	**0,9**	5,9
15-20	1,8	2,2	0,3	**4,2**	5,3	0,1	0,3	0,2	**0,6**	4,0
20-40	1,5	4,0	1,0	**6,5**	8,2	0,6	0,4	0,5	**1,5**	10,0
40-60	1,2	2,6	1,5	**5,4**	6,8	0,5	0,4	0,5	**1,3**	8,8
60-80	1,2	1,5	0,9	**3,7**	4,6	0,6	0,5	0,3	**1,4**	9,1
80-100	0,7	2,1	0,4	**3,1**	4,0	0,4	0,5	0,1	**1,0**	6,7
100-150	1,5	6,4	0,0	**7,9**	10,0	0,5	0,8	0,0	**1,3**	9,0
150-200	1,3	6,3	0,0	**7,5**	9,5	0,6	0,6	0,0	**1,3**	8,4
200-250	1,0	4,5	0,0	**5,4**	6,9	0,5	0,4	0,0	**1,0**	6,6
250-300	1,2	5,9	0,0	**7,1**	9,0	0,3	0,4	0,0	**0,7**	4,7
300-350	0,4	2,0	0,0	**2,4**	3,0	0,1	0,0	0,0	**0,1**	0,7
250-350	1,6	7,9	0,0	**9,5**	12,0	0,4	0,4	0,0	**0,8**	5,4
Итого:	17,3	54,8	7,2	**79,3**	100,0	5,3	7,2	2,4	**14,9**	100,0

В этом случае также, как и в расчетах для 1993 г, начальные запасы для ^{90}Sr практически совпали с таковыми, полученными на основе ретроспективной оценки концентрации радионуклида на год аварии – 169,6 ГБк, в то время как рассчитанные запасы для ^{137}Cs оказались значительно ниже – 7,3 ГБк (табл. 52). Возможно, это связано с сезонными колебаниями содержания ^{137}Cs в воде, в ходе которых в летние месяцы (когда отбирались пробы воды) концентрация радионуклида становится наименьшей. Циклические сезонные колебания концентрации радионуклида установлены, в частности, в исследовании, проведенном на одном из озер Южной Германии. В зимние месяцы 1991 г. концентрация ^{137}Cs в воде этого водоема составляла около 300 мБк/л, в июле-августе того же года она снизилась примерно в 3,5 раза, а в зимние месяцы вновь возросла. Авторы исследования полагают, что в зимние месяцы радионуклид десорбируется из донных отложений под влиянием ионов аммония, выделяющегося в это время из органического материала, а в летние месяцы ^{137}Cs сорбируется на глинистых частицах и биомассой (Lindberg e.a., 1993). Возможно эти явления характерны и для мелководного пресного оз. Тыгиш, в летнее время значительная часть акватории которого занимают заросли водных растений, а сапропелевые отложения богаты органическим веществом.

Сравнение представленных выше расчетных данных о количестве ^{90}Sr, поступившего при аварии в оз. Тыгиш, с литературными («Итоги изучения...», 1990), выявило существенное расхождение между ними. К сожалению, в указанной выше работе не приведена методика определения запасов этого радионуклида в донных отложениях. На основании проведенных расчетов мы предполагаем, что оценка запасов нуклида 22,1 Ки (817,7 ГБк) была проведе-

на путем распространения на водоем данных 1960 г. о плотности загрязнения территории водосбора 4 Ku/км^2 (или 148 ГБк/км^2). Полученная таким способом оценка запасов ^{90}Sr в грунтах водоема оказалась завышенной (988 ГБк), так как значительно большая шероховатость поверхности суши (древесная и травянистая растительность, элементы микрорельефа, постройки и т.д.), по сравнению с поверхностью водоема, по-видимому, обусловила более высокий уровень задержания радиоактивных материалов.

Расчеты показывают, что средняя плотность загрязнения дна озера (на 1993 г) составляет 11,6 ГБк/км^2 по ^{90}Sr и 2,2 ГБк/км^2 по ^{137}Cs. Однако распределение радионуклидов по площади водоема характеризуется значительной неравномерностью. Так, в одном и том же слое сапропеля в пределах выделенных зон озера концентрация ^{90}Sr колеблется от нескольких раз до нескольких десятков раз. Это противоречит утверждению некоторых авторов о равномерном распределении радионуклида по площади залежи сапропеля в оз. Тыгиш (Пискунов и др., 1995).

Кроме этого, на растениях отмечено поселение большого числа моллюсков, раковины которых интенсивно накапливают ^{90}Sr (Тимофеева-Ресовская, 1963). После отмирания моллюсков их раковины разрушаются, и образовавшийся вследствие этого материал включается наряду с остатками отмерших рыб и растений в процессы образования донных отложений. В раковинах прудовика, собранных в мае 1993 года в северной прибрежной зоне оз. Тыгиш, оказалось ^{90}Sr – 4,4 кБк/кг и ^{137}Cs – 45 Бк/кг сухой массы Коэффициенты накопления ^{90}Sr в раковинах моллюска составляют 7335, а ^{137}Cs – 4500.

4.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Большой Сунгуль

Используя приведенные выше формулы (3) и (4), мы определили запасы радионуклидов в различные сроки после аварии (табл.54), показавшие, что в 1993 г. в воде озера находилось 8,3 ГБк ^{90}Sr и 0,4 ГБк ^{137}Cs, а в донных отложениях – 27,1 ГБк ^{90}Sr и 1,3 ГБк ^{137}Cs. Как видно из этой же таблицы, первичное поступление радионуклидов в водоем (при t=0) составило 84,6 ГБк ^{90}Sr и 3,9 ГБк ^{137}Cs.

Расчеты запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль согласно формуле (31) с использованием полученного ранее набора регрессионных уравнений (формулы 19-22) дали следующие результаты:

$$^{90}Sr = 10.02 \cdot 10^{6} \cdot \left(\int_{0}^{0.25} 57347.18 \cdot e^{-0.601x} dx + \int_{0.25}^{1} 121750.504 \cdot e^{-3.984x} dx \right) = 2.408 \cdot 10^{11} \text{ Бк} = 240{,}1 \text{ ГБк} \quad (37)$$

$$^{137}Cs = 10.02 \cdot 10^{6} \cdot \left(\int_{0}^{0.25} 37862.06 \cdot e^{-1.20x} dx + \int_{0.25}^{1} 61752.57 \cdot e^{-3.507x} dx \right) = 1.501 \cdot 10^{11} \text{ Бк} = 150{,}1 \text{ ГБк} \quad (38)$$

$$^{90}Sr/^{137}Cs = 1{,}6 \quad (39)$$

Таблица 54

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Большой Сунгуль

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
время после аварии, лет	0	10	20	30	36	40	50	60	80	100
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (25)	3,18	2,50	1,96	1,54	1,33	1,21	0,95	0,74	0,58	0,46
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	84,59	66,38	52,10	40,88	35,35	32,08	25,18	19,76	15,51	12,17
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (3)	3,18	1,67	0,88	0,46	0,31	0,24	0,13	0,07	0,03	0,02
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	84,59	44,38	23,28	12,22	8,30	6,41	3,36	1,76	0,93	0,49
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях, ГБк	0,00	22,00	28,81	28,67	27,05	25,67	21,82	18,00	14,58	11,68
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (25)	0,15	0,12	0,09	0,07	0,06	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	3,92	3,12	2,48	1,97	1,72	1,57	1,24	0,99	0,79	0,62

Таблица 54 (Продолжение)

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Расчетная концентрация в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (4)	0,15	0,08	0,04	0,02	0,014	0,011	0,006	0,003	0,002	0,0008
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	3,92	2,05	1,07	0,56	0,38	0,29	0,15	0,08	0,04	0,02
Запасы ^{137}Cs в донных отложениях, ГБк	0,00	1,07	1,40	1,41	1,34	1,27	1,09	0,91	0,74	0,60
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	21,56	21,29	21,02	20,76	20,60	20,50	20,24	19,99	19,74	19,49
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	21,56	21,62	21,69	21,75	21,79	21,82	21,89	21,95	22,02	22,08
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в донных отложениях		20,64	20,51	20,36	20,26	20,19	20,01	19,81	19,61	19,40

Расчеты, выполненные методом послойного суммирования, показали, что в донных отложениях озера накоплено 231,7 ГБк ^{90}Sr и 142,8 ГБк ^{137}Cs (табл. 55 и 56). Эти значения практически совпали с величинами, найденными методом математического моделирования.

Используя найденные ранее (табл. 54) для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, и запасы радионуклидов в донных отложениях, полученные математическим моделированием, мы оценили их суммарное содержание в воде и донных отложениях в 1993 году:

$\Sigma\ ^{90}Sr = 8,3$ ГБк $+ 240,1$ ГБк $= 248,4$ ГБк

$\Sigma\ ^{137}Cs = 0,4$ ГБк $+ 150,1$ ГБк $= 150,5$ ГБк

$\Sigma\ ^{90}Sr / \Sigma\ ^{137}Cs = 1,66$

Ретроспективный расчет на год аварии с учетом естественного распада дает оценку первичного поступления этих радионуклидов в водоем в 1957 году:

$\Sigma\ ^{90}Sr = 248,4 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/28,6}$ ГБк $= 594,4$ ГБк

$\Sigma\ ^{137}Cs = 150,5 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/30,17}$ ГБк $= 344,1$ ГБк

$\Sigma\ ^{90}Sr / \Sigma\ ^{137}Cs = 1,73$

4.5.3. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Червяное

Умножив текущие значения для концентраций радионуклидов, задаваемых формулами (5) и (6), на объем воды в озере, мы получили оценку запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде для различных моментов времени (табл. 57), в том числе в момент аварии (t=0). Величины начальных запасов оказались равными соответственно 51,3 ГБк ^{90}Sr и 7,9 ГБк ^{137}Cs. Исходя из оценок начальных поступлений этих радионуклидов, были получены их ожидаемые концентрации и запасы, рассчитанные с учетом радиоактивного распада. Согласно принятой модели, разница между ожидаемой и

наблюдаемой оценками запасов характеризует запасы, аккумулированные в донных отложениях. Соответствующие расчетные величины для различных моментов времени представлены также в табл. 57. Отметим, что для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде равны 7,86 ГБк и 0,24 ГБк, а запасы в донных отложениях – 13,6 и 3,2 ГБк соответственно. При перспективном расчете на 2057 год (100 лет после аварии), модель при отсутствии внешних поступлений прогнозирует снижение концентраций радионуклидов в воде до значений для ^{90}Sr – $2 \cdot 10^{-2}$ Бк/л и для ^{137}Cs – $3 \cdot 10^{-5}$ Бк/л, что соответствует запасам 0,28 ГБк и 0,5 МБк. Запасы исследуемых радионуклидов в донных отложениях уменьшатся до значений 4,26 ГБк и 0,79 ГБк соответственно. Следует отметить, что приведенные выше расчетные значения концентрации ^{137}Cs в воде для 2057 года находятся ниже современного фонового уровня.

Таблица 55

Расчет запасов ^{90}Sr в донных отложениях озера Большой Сунгуль методом послойного суммирования,ГБк (1993 г)

Слой, см	Точка отбора проб																	Σ по слоям	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17		
0-10	1,6	0,9	0,7	0,8	3,4	5,9	5,3	7,6	6,6	2,0	1,6	0,5	7,2	5,3	1,9	2,2	1,8	55,1	23,8
10-20	4,0	1,0	2,1	1,0	3,6	4,3	4,7	7,1	5,7	3,4	1,4	0,4	6,4	3,7	1,6	1,7	1,6	53,8	23,2
20-30	3,4	2,9	3,1	1,4	4,7	3,4	3,0	6,4	5,4	3,2	0,7	0,4	5,3	2,6	1,0	1,0	0,9	48,9	21,1
30-40	2,9	2,4	2,4	2,9	2,3	2,0	1,9	3,8	3,6	2,4	0,5	0,2	4,8	1,0	0,6	0,8	0,6	35,0	15,1
40-60	1,4	1,6	1,4	4,7	3,0	0,4	0,4	0,9	3,8	2,1	0,7	0,2	1,3	0,6	0,7	1,1	1,0	25,3	10,9
60-80	0,8	0,8	0,8	1,3	1,7	0,3	0,3	1,1	0,5	0,6	0,7	0,0	0,7					9,4	4,1
80-100	0,3	0,5	0,7	0,7	0,7	0,2	0,3	0,7	0,3									4,2	1,8
Σ по точкам	14,4	10,1	11,2	12,8	19,3	16,4	16,0	27,5	25,8	13,7	5,6	1,7	25,6	13,2	5,8	6,9	5,8	Итого: 231,7	100

Таблица 56

Расчет запасов ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль методом послойного суммирования, ГБк (1993 г)

Слой, см	Точка отбора проб																	Σ по слоям	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17		
0-10	1,3	0,6	0,5	0,5	1,8	3,8	3,0	5,5	4,5	0,6	1,0	0,4	5,0	3,8	1,0	1,7	1,7	36,5	25,6
10-20	1,1	0,5	1,5	0,6	1,4	2,9	2,5	3,3	2,8	2,2	0,9	0,3	4,1	2,4	1,1	1,3	1,4	30,3	21,2
20-30	0,9	1,7	2,7	1,1	2,8	2,4	1,9	2,6	2,5	2,0	0,5	0,3	4,1	1,4	0,7	0,9	0,3	28,7	20,1
30-40	0,7	1,7	2,6	1,4	1,1	1,2	1,4	2,1	1,3	1,9	0,4	0,2	4,1	0,7	0,3	0,4	0,3	21,6	15,1
40-60	0,5	1,1	0,9	2,8	2,0	0,2	0,4	0,5	2,5	1,9	0,4	0,5	0,7	0,4	0,6	0,6	0,3	16,4	11,5
60-80	0,3	0,7	0,5	0,9	1,0	0,2	0,3	0,4	0,2	0,5	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6	3,9
80-100	0,4	0,4	0,6	0,6	0,6	0,2	0,19	0,65	0,11	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	2,6
Σ по точкам	5,3	6,7	9,3	8,0	10,7	10,9	9,6	14,9	14,0	9,1	3,4	1,6	18,2	8,7	3,7	4,9	3,9	Итого: 142,8	100

Таблица 57

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Червяное

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Время после аварии, лет	0	10	20	30	36	40	50	60	80	100
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	2,8	2,2	1,7	1,3	1,2	1,1	0,8	0,6	0,4	0,3
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	51,3	40,2	31,6	24,8	21,4	19,5	15,3	12,0	7,4	4,5
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (27)	2,8	1,6	1,0	0,6	0,4	0,3	0,2	0,12	0,04	0,02
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	51,3	30,5	18,1	10,7	7,9	6,4	3,8	2,3	0,8	0,3
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях, ГБк	0,0	9,8	13,5	14,0	13,6	13,1	11,5	9,7	6,6	4,3
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,13	0,11	0,07	0,04

Таблица 57 (Продолжение)

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	7,9	6,2	5,0	3,9	3,4	3,1	2,5	2,0	1,3	0,8
Расчетная концентрация в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (28)	0,4	0,2	0,06	0,02	0,013	0,009	0,003	0,001	0,0002	0,00003
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	7,9	3,0	1,1	0,4	0,2	0,2	0,06	0,02	0,003	0,001
Запасы ^{137}Cs в донных отложениях, ГБк	0,0	3,3	3,8	3,5	3,2	3,0	2,4	2,0	1,3	0,8
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	6,5	6,5	6,4	6,3	6,3	6,2	6,1	6,1	5,9	5,8
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	6,5	10,2	16,0	25,1	32,9	39,3	61,6	96,5	236,7	580,7
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в донных отложениях		3,0	3,5	4,0	4,3	4,4	4,7	5,0	5,3	5,4

Расчеты запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное согласно формуле (30) с использованием полученных ранее регрессионных уравнений (формулы 23-24) дали следующие результаты:

$$^{90}Sr = 5.64 \cdot 10^{6} \cdot \int_{0}^{1} 32736.27946 \cdot e^{-7.72362x} dx = 2.389 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 23{,}9 \text{ ГБк} \quad (40)$$

$$^{137}Cs = 5.64 \cdot 10^{6} \cdot \int_{0}^{1} 33709.74607 \cdot e^{-7.75735x} dx = 2.45 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 24{,}5 \text{ ГБк} \quad (41)$$

$$^{90}Sr/^{137}Cs = 0{,}98 \quad (42)$$

Запасы радионуклидов в донных отложениях водоема, определенные методом послойного суммирования, составили на 1993 г.: по ^{90}Sr – 30,1 ГБк, по ^{137}Cs – 33,5 ГБк (таблицы 58 и 59).

Отметим, что сделанная нами ранее оценка запасов ^{90}Sr в донных отложениях для 1993 г. – 13,6 ГБк, выполненная на основе анализа проб воды (табл. 57), оказалась несколько меньшей по сравнению с таковой, рассчитанной по результатам исследований проб донных отложений – 23,9 ГБк, а для ^{137}Cs наблюдается значительное расхождение этих оценок – 3,2 ГБк и 24,5 ГБк соответственно.

Используя найденные ранее (табл. 57) для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, и запасы этих радионуклидов в донных отложениях, полученные путем математического моделирования, мы оценили их суммарное содержание в воде и донных отложениях в 1993 году:

$\Sigma\ ^{90}Sr = 7,9$ ГБк $+ 23,9$ ГБк $= 31,8$ ГБк

$\Sigma\ ^{137}Cs = 0,24$ ГБк $+ 24,5$ ГБк $= 24,7$ ГБк

$\Sigma\ ^{90}Sr / \Sigma\ ^{137}Cs = 1,29$

Ретроспективный расчет на момент аварии с учетом естественного распада дает оценку первичного поступления этих радионуклидов в водоем в 1957 году:

$\Sigma\ ^{90}Sr = 31,8 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/28,6}$ ГБк $= 76,0$ ГБк

$\Sigma\ ^{137}Cs = 24,7 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/30,17}$ ГБк $= 56,6$ ГБк

$\Sigma\ ^{90}Sr / \Sigma\ ^{137}Cs = 1,34$

Таблица 58

Расчет запасов ^{90}Sr в донных отложениях оз. Червяное методом послойного суммирования, ГБк(1993г.)

Слой, см	Точка отбора проб									Σ по слоям	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
0-10	0,8	0,1	1,8	2,8	4,1	2,0	0,3	2,8	0,6	15,3	51
10-20	0,4	1,4	1,1	1,2	1,4	1,3	0,2	1,0	0,1	8,1	27
20-30	0,4	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,4	0,1	2,7	8,8
30-40	0,1	0,3	0,1	0,1	0,2	0,3	0,1	0,3	0,1	1,7	5,5
40-50		0,1								0,1	0,5
40-80					0,3			1,0		1,4	4,5
40-105	1,0									1,0	3,2
Σ по точкам	2,6	2,2	3,4	4,3	6,4	3,9	0,8	5,5	0,9	Итого: 30,1	100

Таблица 59

Расчет запасов ^{137}Cs в донных отложениях оз. Червяное методом послойного суммирования, ГБк (1993г.)

Слой, см	Точка отбора проб									Σ по слоям	%	$^{90}Sr/^{137}Cs$
	1	2	3	4	5	6	7	8	9			
0-10	1,8	0,2	2,9	4,5	4,0	3,2	0,2	3,2	0,4	20,3	61	0,8
10-20	0,4	1,2	1,1	0,5	0,8	0,6	0,1	0,5	0,2	5,4	16	1,5
20-30	0,4	0,5	0,6	0,2	0,3	0,6	0,1	0,4	0,1	3,2	9,7	0,8
30-40	0,3	0,4	0,3	0,1	0,2	0,3	0,1	0,3	0,1	2,1	6,2	0,8
40-50		0,2								0,2	0,7	0,6
40-80					0,4					0,4	1,2	3,4
40-95								1,1		1,1	3,2	
40-105	0,8									0,8	2,3	1,2
Σ по точкам	3,7	2,6	4,8	5,4	5,7	4,7	0,5	5,5	0,7	Итого: 33,5	100	0,9
$^{90}Sr/^{137}Cs$	0,7	0,9	0,7	0,8	1,1	0,8	1,5	1,0	1,4			

Выше уже было отмечено, что по данным работы (Ааркрог и др., 1992) основным источником поступления ^{90}Sr на территорию водосбора озера Тыгиш явилась Кыштымская авария 1957 (94,6%). Поступление же ^{137}Cs от Кыштымской аварии оценены в 7,9 %, от аварии на ЧАЭС (1986г) – 12%, от глобальных выпадений – 22,2 % и от не установленных источников – 57,9%. Очевидно, данная закономерность в целом распространяется и на обследованные водоемы.

Однако следует отметить, что обследованные озера различаются по соотношению $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде и донных отложениях. Так, отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде озер Тыгиш, Червяное и Б.Сунгуль, рассчитанное по уравнению регрессии, составляет соответственно 28,0, 21,8 и 32,9, а в верхнем 10см слое донных отложений в среднем оно равно 3,4, 0,9 и 1,7. Последнее, а также приведенные выше данные об отношении $^{90}Sr/^{137}Cs$ в почвах водосбора исследованных озер, свидетельствует о том, что действие неизвестного источника эмиссии ^{137}Cs наиболее сильно проявляется на озерах Червяное и Б.Сунгуль.

В 1993 г. концентрация ^{90}Sr в воде оз. Тыгиш составила 0,60 Бк/л, оз. Червяное – 0,36 Бк/л и оз. Б.Сунгуль – 0,32 Бк/л. По расчетам, сделанным с использованием, математических моделей, в 1957 г. концентрация ^{90}Sr в воде озер Тыгиш, Червяное и Б.Сунгуль равнялась 12,7 Бк/л, 3,2 Бк/л и 2,8 Бк/л, а концентрация ^{137}Cs в воде этих озер – 55 Бк/л, 0,42 Бк/л и 0,15 Бк/л. Аналогичные расчеты показали, что к 2000 г. содержание ^{90}Sr в воде изучаемых озер понизится в оз. Тыгиш до 4,5 Бк/л, в оз. Червяное до 0,3 и в оз. Б.Сунгуль до 0,2 Бк/л, а концентрация ^{137}Cs в воде этих озер уменьшится до 0,01-0,02 Бк/л. По расчетам, в 1993 г. запасы ^{90}Sr в оз. Тыгиш равнялись 77,6 ГБк, в оз. Червяное – 31,8 ГБк, в оз. Б.Сунгуль – 249,1 ГБк, а запасы ^{137}Cs составили 14,7 ГБк, 24,7 ГБк и

150,5 ГБк соответственно. При этом на долю воды в водоемах приходилось 3,1-13,8% от общего запаса ^{90}Sr и 0,03-21,8% от общего запаса ^{137}Cs. В начале аварии, в 1957 г., суммарное содержание каждого из радионуклидов было значительно выше: по ^{90}Sr оно составляло 160,1 ГБк в оз. Тыгиш, 76,0 в оз. Червяное и 596,1 в оз. Б.Сунгуль, а ^{137}Cs 33,5 ГБк, 56,6 ГБк и 344,1 ГБк соответственно.

Вертикальное и площадное распределение радионуклидов в донных отложениях каждого из трех водоемов в основном определяется уровнем и характером первоначального радиоактивного загрязнения акватории в 1957 г. и поступлением радионуклидов из других указанных выше источников, а также с территории водосбора. Обращает на себя внимание то, что в 10-см верхнем слое донных отложений озер Б.Сунгуль и Червяное концентрация ^{90}Sr соответственно в 1,4 и 1,8 раз ниже, а ^{137}Cs, наоборот, в 3 и 2 раза выше, чем в донных отложениях оз. Тыгиш. При этом отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в указанном слое донных отложений в оз. Тыгиш равно 4,3 , а в двух других озерах – 1,5 (оз. Б.Сунгуль) и 0,8 (оз. Червяное). В контрольном озере Щучье, расположенном в Свердловской области вне территории ВУРСа, это отношение равно 0,9 при концентрации ^{90}Sr – 69 Бк/кг и ^{137}Cs - 75 Бк/кг соответственно (Большаков и др., 1994) Эти данные и результаты нашего исследования, приведенные выше, свидетельствуют о том, что озера Б.Сунгуль и Червяное подверглись загрязнению ^{137}Cs от неизвестного источника.

Представленные данные указывают на то, что ^{90}Sr и ^{137}Cs могут служить трассерами процессов миграции вещества и формирования донных отложений в озерах. Действительно, первичное распределение и последующее перераспределение радионуклидов в основных компонентах

водоемов отражают процессы миграции материала биогенного и абиогенного происхождения и образования донных отложений, на которые влияет ряд факторов. Поступающие в водоемы радионуклиды включаются в биогеохимические циклы, характерные для каждого из водоемов, в ходе которых создается тот или иной тип донных отложений и складывается определенный химический состав воды.

Объемы и пути поступления с суши материала жидкого и твердого стоков (включая тела отмерших растений и животных) в каждый из водоемов различны и в немалой степени определяются мезо- и микрорельефом, а также почвенно-растительным покровом прибрежной части водосборов. В ряде случаев это может отражаться на характере площадного и вертикального (как показано выше) распределения радионуклидов. Наряду с этим на распределение радионуклидов в донных отложениях сильное влияние оказывают скопления водных растений и животных, движение водных масс под воздействием ветра (особенно в мелководных водоемах с сапропелевыми донными отложениями с их низкой плотностью). Определенную роль в возникновении неравномерности площадного распределения радионуклидов в водоемах могут играть и восходящие токи воды из подземных источников.

Исследования показали, что стратиграфически донные отложения состоят из двух основных зон: 1) верхней, в которой происходят активные биогеохимические процессы и 2) нижней, где активные биогеохимические процессы прекратились и она представляет собой депо ранее накопленного материала, куда поступают вещества из верхней зоны, причем масштабы этой миграции достаточно велики. Возможно, что в нижнюю зону поступают не только радионуклиды, но и, например, тяжелые металлы.

4.6. Специфика накопления радионуклидов в озерных экосистемах

Во всех трех исследованных озерах ВУРСа отмечено значительное уменьшение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, начиная с шестидесятых годов и до середины девяностых. Эти изменения в концентрации радионуклидов в водной среде в несколько раз превышают уменьшение их содержания, связанное с радиоактивным распадом. Следовательно, можно констатировать перераспределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам озерных экосистем, а именно: из воды – в донные отложения и гидробионты. Следует подчеркнуть, что повышенное содержание ^{137}Cs в воде озера Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное, отмеченное в 1967-1968гг. и в последующие годы, видимо, связано с ветровым переносом радионуклида в 1967г. с оз. Карачай, расположенного на промплощадке ПО «Маяк», а не с аварией 1957г., в результате которой загрязнение окружающей среды цезием - 137 носило незначительный характер.

Проведено сравнение содержания исследуемых радионуклидов (на начало 1990-х годов) в воде озер Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное, с одной стороны, и двумя другими водоемами Уральского региона, находящимися за пределами ВУРСа, – озером Щучьим и Рефтинским водохранилищем. Показано, что содержание ^{90}Sr в воде исследуемых озер в 2-7 раз превышало таковое в о.Щучьем и, в среднем, в 10 раз – в Рефтинском водохранилище. Что касается ^{137}Cs, то его концентрация в воде озер Тыгиш, Б.Сунгуль, Червяное и контрольных водоемов различается незначительно.

Представленные данные указывают на то, что ^{90}Sr и ^{137}Cs могут служить трассерами процессов миграции вещества и формирования донных отложений в озерах. Дейст-

вительно, первичное распределение и последующее перераспределение радионуклидов в основных компонентах водоемов отражают процессы миграции материала биогенного и абиогенного происхождения и образования донных отложений, на которые влияет ряд факторов. Поступающие в водоемы радионуклиды включаются в биогеохимические циклы, характерные для каждого из озер, в ходе которых создается тот или иной тип донных отложений и складывается определенный химический состав воды.

Оценены интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях исследованных озер на территории ВУРСа. При этом на долю грунтов в водоемах приходится от 86% до 97% от общего запаса ^{90}Sr и от 78% до 99% от суммарного запаса ^{137}Cs. Таким образом, донные отложения, являющиеся основным депо радионуклидов, выполняют барьерную функцию, препятствующую рассеянию излучателей в окружающей среде.

ГЛАВА V. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ВКЛЮЧАЯ ИХ ПОЙМУ (НА ПРИМЕРЕ РЕК ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ)

5.1. Общая характеристика рек Течи и Исети, подверженных воздействию предприятия ядерного топливного цикла «Маяк»

Исследования по накоплению, распределению и миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в речных экосистемах проводили на реках Тече и Исети, относящихся к Обь-Иртышскому бассейну.

В 1949-1951гг. жидкие радиоактивные отходы среднего и высокого уровней сбрасывались в реку Течу в 6 км от ее истока. В этот период было сброшено $76 \cdot 10^6$ м^3 отходов общей радиоактивностью 10^{17} Бк, среди которых ^{90}Sr и ^{137}Cs составляли 11,6% и 12,2% соответственно (Заключение…», 1991). Река Теча вытекает из озера Иртяш (Каслинский район Челябинской области) и впадает в реку Исеть с правого берега на 353 км от устья (рис.47). Длина Течи – 243 км, общее падение – 145 м, а средний уклон – 0,6%. Площадь водосбора реки равна 7600 км^2, в том числе около 280 км^2 – бессточная. Средняя высота водосбора составляет около 211 м, а густота речной сети – 0,12 км/км. Теча пересекает границу Челябинской и Курганской областей на 144 км от ее истока. На территории Курганской области она проносит свои воды на протяжении 99 км. В пределах Курганской области средний уклон реки до 44 км от устья равен 0,63%, а ниже – 0,43% (Ресурсы поверхностных вод т.11, 1973). Основные гидрологические характеристики рек Течи и Исети на участках исследования даны в таблице 60.

В табл. 61 приведены данные по среднему многолетнему годовому стоку рек Течи и Исети («Комплексное исследование..., 1993).

Характеристика химического состава воды реки Течи такова: Организованного сброса сточных вод в реку нет. С подземными водами поступает марганец. Наблюдаются случаи высокого уровня загрязнения, когда его концентрации колеблются от 4 до 36 ПДК. Среднее содержание азота аммония составило 2 ПДК, азота нитритов – 1 ПДК, нефтепродуктов – 2,5 ПДК, железа общего – 1 ПДК. Фенолы, сероводород не обнаружены. Содержание СПАВ, фторидов – незначительно. Индекс загрязненности воды (ИЗВ) равен 4,3 – «грязная вода».

Река Исеть берет начало из озера Исетского в Свердловской области и впадает в реку Тобол на 437 км от устья. Общая длина реки 606 км, а площадь водосбора 58900 км^2. В маловодном году сток с площади около 4600 км^2 не дренируется рекой. Поэтому, к действующей площади водосбора относят только 54300 км^2. Падение реки от истока к устью составляет около 200 м, а средний уклон – 0,33%. Границу между Свердловской и Курганской областями река пересекает на 187 км от истока, а вытекает в Тюменскую область на 100 км от устья. Длина реки в пределах Курганской области – 319 км, а средний уклон – 0,15%. Данные по частоте затопления поймы р.Исети приведены в таблице 62.

Критерием оценки загрязненности служат предельно-допустимые концентрации загрязняющих веществ для водоемов рыбохозяйственного водопользования и индекс загрязненности воды.

Выше г.Каменск-Уральского река подвергается влиянию транзитных сильно загрязненных сточных вод г.Екатеринбурга.

Рис. 47 Схема района исследования рек Течи и Исети

Таблица 60

Основные гидрологические характеристики рек Течи и Исети на участках исследования

Участок исследования	Длина реки на верхней границе участка исследования, км	Площадь водосбора на верхней границе участка исследования, км^2	Морфометрические характеристики участков исследования различной длины				Гидравлические характеристики			
			Длина участка, км	Средняя ширина, м	Средняя глубина, м	Коэф. извилистости	Уклон	Коэф. шероховатости	Средняя скорость, м/с	Коэф. Турбулентной диффузии
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
р.Теча. Граница Челябинской и Курганской областей	144	4800	1	20	0,30	1,18	0,0006	0,035	0,18	0,0003
			2	20	0,30	1,13	0,0006	0,035	0,18	0,0003
			3	20	0,31	1,18	0,0006	0,035	0,18	0,0003
			5	20	0,31	1,33	0,0006	0,035	0,18	0,0003
			10	20	0,31	1,28	0,0006	0,035	0,18	0,0003
			15	20	0,31	-	0,0006	0,035	0,18	0,0003
р.Теча. Устье	234	7600	1	20	0,53	1,18	0,0004	0,035	0,20	0,0005
			2	20	0,52	1,19	0,0004	0,035	0,20	0,0005
			3	20	0,53	1,23	0,0004	0,035	0,20	0,0005
			5	20	0,52	1,28	0,0004	0,035	0,20	0,0005
			10	20	0,50	1,28	0,0004	0,035	0,20	0,0005
			15	20	0,55	-	0,0004	0,035	0,20	0,0005

Таблица 60 (Продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
р.Исеть Граница Свердловской и Курганской областей	187	5500	1	47	0,66	1,04	0,0004	0,035	0,16	0,0013
			2	48	0,66	1,08	0,0004	0,035	0,16	0,0013
			3	47	0,66	1,15	0,0004	0,035	0,16	0,0013
			5	48	0,66	1,25	0,0004	0,035	0,16	0,0013
			10	48	0,66	1,40	0,0004	0,035	0,16	0,0013
			15	49	0,66	-	0,0004	0,035	0,16	0,0013
р.Исеть ниже устья р.Течи	253	20700	1	50	0,60	1,04	0,0002	0,035	0,20	0,0022
			2	50	0,60	1,03	0,0002	0,035	0,20	0,0022
			3	50	0,60	1,07	0,0002	0,035	0,20	0,0022
			5	50	0,60	1,01	0,0002	0,035	0,20	0,0022
			10	50	0,62	1,12	0,0002	0,035	0,20	0,0022
			15	50	0,63	-	0,0002	0,035	0,22	0,0022
р.Исеть, ниже Шадринска	309	23400	1	58	0,80	1,04	0,00012	0,035	0,32	0,0027
			2	58	0,80	1,03	0,00012	0,035	0,32	0,0027
			3	58	0,82	1,11	0,00012	0,035	0,32	0,0028
			5	58	0,82	1,19	0,00012	0,035	0,32	0,0028
			10	58	0,82	1,18	0,00012	0,035	0,32	0,0028
			15	58	0,82	-	0,00012	0,035	0,32	0,0028

Таблица 60 (Окончание)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
р.Исеть ниже впадения р.Миасс	398	45800	1	95	0,80	1,31	0,0006	0,035	0,18	0,0007
			2	95	0,80	1,52	0,0006	0,035	0,18	0,0007
			3	95	0,80	1,37	0,0006	0,035	0,18	0,0007
			5	95	0,80	1,38	0,0006	0,035	0,18	0,0007
			10	95	0,80	1,66	0,0006	0,035	0,18	0,0007
			15	95	0,80	-	0,0006	0,035	0,18	0,0007
р.Исеть, граница с Тюменской областью	506	55000	1	95	0,60	1,34	0,0006	0,035	0,12	0,0004
			2	95	0,60	2,01	0,0006	0,035	0,12	0,0004
			3	95	0,70	2,57	0,0006	0,035	0,12	0,0004
			5	95	0,70	1,93	0,0006	0,035	0,12	0,0004
			10	96	0,70	1,95	0,0006	0,035	0,12	0,0004
			15	96	0,70	-	0,0006	0,035	0,12	0,0004

Таблица 61

Данные по среднегодовому стоку и переносу грунтов в реках Тече и Исети («Ресурсы…», 1973)

Местоположение	Расстояние от истока р.Течи	Средняя ширина, м	Средняя глубина, м	Водный сток, км^3/год	Перенос грунтов, кг/год
Надыров мост (р.Теча)	49	37	2,1	0,02	$1{,}66 \cdot 10^6$
Муслюмово (р.Теча)		78	1,1	0,06	$5 \cdot 10^6$
Верхняя Теча (р.Теча)	177	25,5	0,5	0,14	$12 \cdot 10^6$
Першинское (р.Теча)	214	78,5	0,7	0,18	$15 \cdot 10^6$
Затеченское (р.Теча)	237	25,5	1,0	0,35	$30 \cdot 10^6$
Мехонское (р.Исеть)	356	82,9	1,2	2,57	Не опред.
Исетское (р.Исеть)	480	131	2,6	2,48	$0{,}05 \cdot 10^9$
Ялуторовск (р.Исеть-р.Тобол)	597	164	3,0	3,11	$0{,}11 \cdot 10^9$

Таблица 62

Частота затопления поймы р.Исети

Река-населенный пункт	Частота затопления 1 раз в «n» лет	Продолжительность затопления, дни	
		Средняя	Наибольшая
Исеть-г.Катайск	2	7,5	16
Исеть-г.Шадринск	4	8,5	13
Исеть-с.Мехонское	2	16	45

Неблагополучно состояние реки на данном участке по содержанию в воде железа общего, легкоокисляемых органических веществ (по БПК5), марганца, среднегодовая концентрация которого составила 16 ПДК. Присутствие марганца в столь высоких концентрациях обусловлено, кроме антропогенного, влиянием местного гидрохимического фона.

Ниже г.Каменск-Уральского качество воды еще более ухудшается. Содержание азота нитритов возрастает по сравнению с вышерасположенным створом в 3 раза и составляет 6 ПДК. В июне зарегистрирована максимальная концентрация азота нитритов – 29 ПДК, а в феврале – азота аммония – 15 ПДК. В 1991г., среднегодовая концентрация нефтепродуктов превысила норму в 11 раз, максимальная – в 40 раз. Среднегодовая концентрация меди составила 22 ПДК, цинка – 6 ПДК, при максимальных концентрациях 32 и 7,4 ПДК, соответственно. Загрязнение реки цинком и медью происходит под влиянием сточных вод Каменск-Уральского завода ОЦМ.Ниже по течению реки в пункте контроля г.Шадринска в реку поступают преимущественно нормативно-чистые сточные воды. Дополнительно к этому

гидрохимический режим контролируемого участка реки находится под влиянием загрязненных сточных вод предприятий г.Каменск-Уральского. Так, в результате деятельности Уральского алюминиевого завода, в г.Шадринске наблюдается высокое загрязнение воды соединениями азота. Концентрации азота аммония и азота нитритов колебались от 1 до 8 ПДК. Выше г.Шадринска среднегодовая концентрация азота аммония в 1991г. составляла 2,6 ПДК, азота нитритов – 1,4 ПДК, нефтепродуктов – 3,8 ПДК. ИЗВ равен 6,7 – очень грязная вода. Ниже г.Шадринска (расстояние от устья –297 км) несколько возрастает содержание азота нитритов – до 3, 3 ПДК, нефтепродуктов – до 4,4 ПДК. Увеличивается значение индекса загрязненности воды – до 7,3.

В створе у с.Мехонское организованного сброса сточных вод нет, но вода все же характеризуется как очень грязная. Среднегодовая концентрация азота аммония составила 2 ПДК, азота нитритов 1 ПДК, меди – 11 ПДК, цинка – 2,5 ПДК, никеля – 1,3 ПДК, нефтепродуктов – 3 ПДК. Фенолы не обнаружены. Содержание фторидов и СПАВ незначительно. Сероводород не обнаружен.

Из проанализированных материалов видно, что в реке Исети на всем протяжении от г.Каменск-Уральского до с.Мехонского по многим изучаемым ингредиентам превышаются предельно допустимые концентрации.

В работе («Комплексное исследование…», 1993) А.В. Лугаськовым с коллегами дана краткая характеристика фитопланктона, зоопланктона, зообентоса и ихтиофауны рек Течи и Исети.

Фитопланктон Течи, Исети и Миасса (правый приток Исети) довольно разнообразен. Выявлено свыше 100 видов разновидностей и форм. Несмотря на близость видового состава в целом и общие черты развития летнего фитопланк-

тона, проявляющиеся в усилении вегетации в этот период сине-зеленых и зеленых водорослей, для каждой реки характерна своя специфика развития водорослей. Так, в р.Тече отмечена слабая вегетация синезеленых. Основу численности составляли протококковые, а биомассы – диатомовые. Фитопланктон р.Исети на отрезке от г.Каменск-Уральского до с.Мехонского формируется за счет фитоценозов Волковского пруда. Влияние р.Течи проявляется слабо.

Видовой состав зоопланктона рек Течи и Исети достаточно разнообразен. Наибольшее число видов выявлено в Исети – 13. В Тече видовое разнообразие ограничивалось 5-6 видами. После г.Каменск-Уральского число видов зоопланктона в р.Исети сокращается почти в два раза. Исчезают, главным образом, обитатели стоячих вод, характерных для Волковского пруда. Из трех ведущих групп зоопланктона во всех пробах преобладали коловратки (50-70% от общего числа видов). Характер изменений показателей развития зоопланктона от верхних станций к нижним по течению рек в Тече и Исети сходен и однотипен в разные сезоны года. Максимальная биомасса и численность в этих реках отмечена на верхних по течению станциях и более высока в июне.

В составе макрозообентоса исследованных участков рек Течи, Исети и Миасса обнаружено более 60 видов и форм донных животных. Наибольшим разнообразием характеризовалась фауна амфибиотических насекомых. Количественное развитие гидробионтов характеризуется большой неоднородностью. Количественно беден бентос чистых песков (р.Исеть, устье р.Течи). Максимальные показатели развития донных сообществ отмечены на заиленных грунтах прибрежной зоны. Степень развития зообентоса определялась немногими группами гидробионтов. По численности доминировали личинки хирономид и олигохеты.

На территории Курганской области в реках Течи, Исети и Миасса, по-видимому, обитает 17-18 видов рыб. Видовой состав ихтиофауны в этих реках достаточно разнообразен и во многом сходен. Так, в р.Течке отмечено 11 видов: карась золотистый (Carassius carassius), карась серебряный (Carassius gibelio), елец (Leuciscus leuciscus), плотва (Rutilus rutilus), пескарь (Gobio gobio), уклейка (Alburnus alburnus), верховка (Leucaspius delineatus), язь (Leuciscus idus), окунь (Perca fluviatilis), ерш (Acerina cernua), щука (Esox lucius). В Исети встречается 10 видов: лещ (Abramis brama), язь, карась золотистый, плотва, елец, пескарь, уклейка, ерш, окунь, щука. Отмечается, что наибольшие концентрации рыб, как взрослых, так и молодых, свойственны р.Исети, особенно ее пойменным водоемам (старицы, протоки). В р.Течке основу ихтиокомплекса составляют 1-2 массовых вида (елец, пескарь). Местообитания остальных видов локализованы, а увеличение их численности в реках связано с сезонными миграциями. Значение этой реки для воспроизводства промысловых видов и нагула молоди, по-видимому, невелико. В Исети возрастной состав рыб более разнообразен, чаще встречаются взрослые крупные особи промысловых видов – леща, щуки, окуня, плотвы, язя. Для размножения и откорма молоди рыбы используют пойменные озера, старицы и протоки, характеризующиеся лучшим качеством воды и обилием кормовых объектов.

В р.Течке встречаются два очень интересных в радиоэкологическом отношении вида водных растений – элодея (Elodea canadensis) и роголистник темнозеленый (Ceratophyllum demersum). Оба эти представителя макрофитов являются прекрасными биоиндикаторами радиоактивного загрязнения пресноводных экосистем. Прибрежно-водные растения представлены осокой (Carex sp.) и сусаком (Butomus umbellatus).

В реке Исети можно отметить шесть преобладающих видов водных растений: представитель водорослей – кладофора (Cladophora fracta Kutz); высшие растения – роголистник темнозеленый, рдест гребенчатый (Potamogeton pectinatus), стрелолист (Sagittaria sagittifolia), ситник (Iuncus sp.), а также прибрежно-водные растения - тростник обыкновенный (Phragmites communis) и осока.

Донные отложения реки Течи преимущественно песчаные, встречаются также песчано-илистые, илистые и торфянистые грунты.

Донные отложения Исети преимущественно песчаные, в значительно меньшей степени присутствуют песчано-илистые и илистые грунты.

5.2. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239,240}Pu в воде рек Теча и Исеть

5.2.1. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239,240}Pu в воде реки Течи

Как уже упоминалось выше, в 1949-1951 годах Производственным объединением «Маяк» было сброшено в реку Течу 10^{17} Бк радиоактивных отходов, в том числе 11,6 x10^{15} Бк ^{90}Sr и 12,2 x10^{15} Бк ^{137}Cs.

Как видно из таблицы 63, за 39 лет, прошедших после этих сбросов, концентрация ^{90}Sr в воде Течи в районе с.Муслюмово уменьшилась с 1500 Бк/л в 1951 г. до 4 Бк/л в 1990 г., то есть в 375 раз, а содержание ^{137}Cs – с 20000 Бк/л в 1951 г. до 0,5 Бк/л в 1990 г., то есть в 40000 раз. Столь разная динамика поведения исследуемых радионуклидов во времени обусловлена их разными геохимическими свойствами. ^{137}Cs прочно фиксируется пойменными грунтами и донными отложениями и в очень слабой степени из

них вымывается. Поэтому, в период, когда прекратились залповые сбросы радионуклидов в реку, содержание ^{137}Cs в воде стабилизировалось. Так, за 17 лет (1973-1990 гг.) концентрация нуклида в воде уменьшилась всего в 3 раза.

Миграционная способность ^{90}Sr, напротив, значительно выше. Этот радионуклид гораздо сильнее вымывается из пойменных грунтов, постоянно загрязняя реку в период весеннего половодья, а также сильных дождей, и переносится водой на значительные расстояния. В семидесятые годы продолжалось активное вымывание ^{90}Sr из пойменных грунтов, которое ослабилось только в конце восьмидесятых.

Таблица 63

Среднегодовые концентрации радионуклидов в воде р.Течи, Бк/л вблизи с.Муслюмово («Материалы...», 1990)

Год	^{90}Sr, Бк/л	^{137}Cs, Бк/л
1951	1500	20000
1962	350	150
1964	100	9
1973	75	1,5
1978	60	1,3
1983	13	0,9
1988	16	1,5
1990*	4	0,5
1995*	10,9	0,8
2004*	5,3	0,6
2005*	13,6	0,6

* - Данные ИЭРиЖ УрО РАН

В 1990-1995 гг. содержание ^{90}Sr в воде, отобранной в разных точках реки Течи, в целом, колебалось не очень значительно. Как видно из таблицы 64, в 1990 г. концентрация радионуклида варьировала от 2,8 Бк/л до 5,0 Бк/л, изменяясь в 1,8 раза. В июле 1992 г. концентрация радионуклида оставалась практически неизменной (4,4 Бк/л и 4,5 Бк/л). В декабре 1992 г. содержание ^{90}Sr варьировало от 6,1 Бк/л до 9,1 Бк/л, то есть минимальное и максимальное значения отличались в 1,5 раза.

Таблица 64

Концентрация ^{90}Sr в воде реки Течи в разные годы, Бк/л

Местоположение, расстояние от истока, км	Время отбора проб				
	1990	1992			1995
		май	июль	декабрь	
Надыров мост, 49 км	5,0				
с.Муслюмово, 78 км	4,0				10,9
147 км		2,2	4,4		
157 км				9,1	
172 км				8,9	
с.Верхняя Теча, 177 км	3,2				
184 км				8,3	
193 км					
224 км			4,5	6,1	
с.Затеченское, 237 км	2,8				5,5

Еще в меньшей степени изменяется содержание ^{90}Sr в пробах воды, отобранных в одном и том же месте в разные периоды времени. Как видно из этой же таблицы, концентрация радионуклида в воде, отобранной в точке, расположенной в 147 км от истока реки варьирует от 2,2 Бк/л до 4,4 Бк/л, то есть изменяется в 2 раза. Содержание ^{90}Sr в створе (224 км) колеблется от 4,5 Бк/л до 6,1 Бк/л, при это минимальное и максимальное значения отличаются в 1,4 раза, а в створе у села Затеченского (237 км от истока р.Течи) концентрация радионуклида варьирует от 2,8 Бк/л до 5,5 Бк/л, увеличиваясь в 2 раза.

В 1990г. пробы воды на р.Тече были отобраны в четырех местах на расстоянии 49 км, 78 км, 177 км и 237 км от истока, максимально охватывая всю протяженность реки, что является хорошей предпосылкой для выявления зависимости распределения радионуклида в воде Течи от расстояния относительно места сброса радиоактивных отходов. Как видно из рис. 48, в 1990г. концентрация ^{90}Sr в воде реки уменьшалась с удалением от места сброса радионуклида.

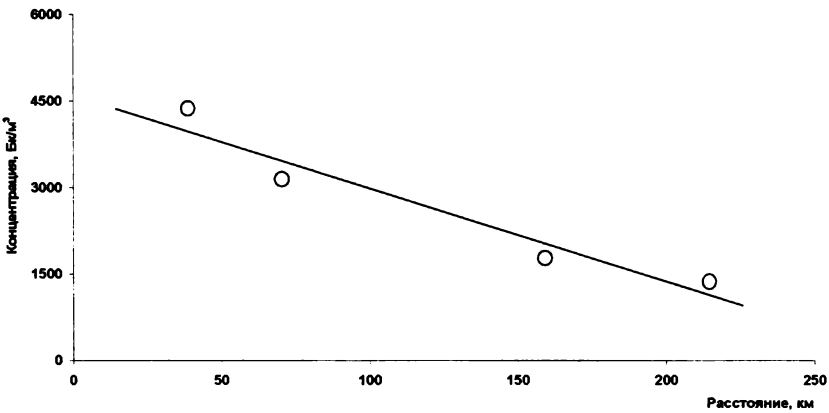


Рис. 48. Концентрация Sr-90 в воде реки Течи (июль 1990г.)

Зависимость концентрации «К» от расстояния «х» наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$К = e^{(a+вх)},$$

где коэффициенты **а** и **в**, полученные эмпирическим путем, составляют:

$$\mathbf{a}=8{,}62\pm 0{,}05\ \mathbf{b}= -(0{,}0029 \pm 0{,}0003)$$

В последующие годы были отобраны дополнительно пробы воды в 12 местах в среднем и нижнем течении Течи. Сравнение оценок, предсказанных с помощью предложенной модели, с реально измеренными концентрациями радионуклида в воде показало хорошую сходимость результатов с доверительной вероятностью 95%. При этом отношение наблюдаемых и прогнозируемых данных составило для ^{90}Sr 1,9 ± 0,9 (Trapeznikov et.al., 1993).

Годовой сток воды в районе Надырова моста оценивается в $(2\text{-}3)\cdot 10^7$ м^3, а в Затеченском вблизи устья он возрастает до $(3\text{-}4)\cdot 10^8$м^3 в год («Ресурсы...»,1973). Таким образом, суммарное количество ^{90}Sr, переносимого Течей увеличивается на ее протяжении от $0{,}12\cdot 10^{12}$ Бк до $1\cdot 10^{12}$ Бк в год.

Обращает на себя внимание тот факт, что сток воды от 49 км от истока до устья реки возрастает почти в 10 раз, а концентрация ^{90}Sr уменьшается только в 1,8 раза, то есть ожидаемого уровня разбавления не достигается. Это значит, что при прохождении воды от истока до устья Течи в нее поступает какое-то дополнительное количество радионуклидов. Организованных сбросов радиоактивных отходов в среднем течении р.Течи нет, следовательно можно предположить, что дополнительным источником вторичного загрязнения речной воды стронцием-90 являются грунты реки и затапливаемые пойменные почвы.

Содержание ^{90}Sr в воде Течи можно сравнить с данными по р.Колумбия в США, которая была загрязнена в

результате производства плутония в Ханфорде. В низовье реки Колумбия в 1984г концентрация радионуклида в воде составляла 1 Бк/м^3 (Eisenbud,1987), то есть была на 3 порядка величин ниже, чем в низовье Течи. Сравнение с содержанием ^{90}Sr, поступившего в результате глобальных выпадений в реки северных умеренных широт, показывает, что концентрация нуклида в воде Течи также на 2-3 порядка величин выше (Aarkrog et.al.,1991).

В 1990-1995 гг. содержание ^{137}Cs в воде, отобранной в разных точках реки Течи колебалось более значительно, чем концентрация ^{90}Sr. Как видно из таблицы 65 в 1990 г. содержание радионуклида варьировало от 68 Бк/м^3 до 620 Бк/ м^3, изменяясь в 9,1 раза. В июне 1992 г. концентрация ^{137}Cs колебалась от 12 Бк/ м^3 до 51 Бк/ м^3, отличаясь в 4,2 раза. В декабре 1992 г. содержание нуклида варьировало от 80 Бк/ м^{3}до 290 Бк/ м^3, изменяясь в 3,6 раза. Но следует подчеркнуть, что в 1992г. самая близкая к истоку Течи точка пробоотбора воды была расположена на расстоянии 147 км, в то время как в 1990г. ближайший створ находился на удалении 49 км от истока реки.

Рассмотрим изменение концентрации ^{137}Cs в пробах воды, отобранных в одном и том же месте в разные периоды времени. Как видно из этой же таблицы, содержание радионуклида в воде, отобранной в точке, расположенной в 157 км от истока реки, варьировало от 38 Бк/ м^{3}до 290 Бк/м^3, то есть минимальное и максимальное значения отличались в 7,6 раза. Концентрация ^{137}Cs в створе у села Затеченского (237 км от истока р.Течи) колебалась от 44 Бк/м^3 до 68 Бк/м^3, отличаясь в 1,5 раза.

Для того, чтобы выявить зависимость распределения ^{137}Cs в воде р.Течи от расстояния был использован материал, отобранный в 1990г.

Таблица 65

Концентрация ^{137}Cs в воде реки Течи в разные годы, Бк/м^3

Местоположение, расстояние от истока, км	Время отбора проб			
	1990	1992		1995
		июнь	декабрь	
Надыров мост, 49 км	620			
с.Муслюмово, 78 км	550			
147 км		51		
149 км		22		
157 км		38	290	
172 км			140	
с.Верхняя Теча,177 км	155			
180 км		35		
184 км			100	
191 км		25		
193 км			80	
199 км		22		
211 км		20		
221 км		12		
224 км				
с.Затеченское, 237 км	68			44

Как видно из рис. 49 в 1990г. концентрация радионуклида в воде уменьшалась с удалением от места сброса. Зависимость концентрации «**K**» от расстояния «**x**» наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$K = e^{(a+bx)},$$

где коэффициенты **a** и **b**, полученные эмпирическим путем, составляют:

$$\mathbf{a} = 7{,}03 \pm 0{,}13 \quad \mathbf{b} = -(0{,}0120 \pm 0{,}0008)$$

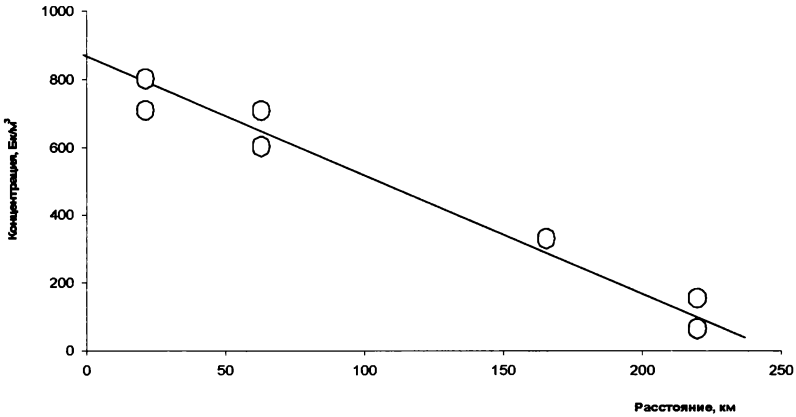


Рис. 49. Концентрация ^{137}Cs в воде реки Течи (июль 1990г.)

В 1990 г. были оценены уровни содержания $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am в воде, отобранной в разных точках реки Течи. Как видно из таблицы 66, концентрация $^{239,240}Pu$ колебалась от 0,123 Бк/ м^{3}до 0,520 Бк/ м^3, изменяясь в 4,2 раза; содержание ^{241}Am варьировало от 0,005 Бк/ м^{3}до 0,020 Бк/ м^3, уменьшаясь вниз по течению реки в 4,0 раза.

Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в верховье реки равно 8,1, а в низовье оно увеличивается до 41,2, что свидетельствует о бóльшей миграционной способности ^{90}Sr относительно ^{137}Cs.

Таблица 66

Концентрация $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am в воде реки Течи (1990 г.), Бк/ м^3

Местоположение, расстояние от истока, км	$^{239,240}Pu$	^{241}Am
Надыров мост, 49 км	0,520	0,020
с.Муслюмово, 78 км	0,350	-
с.Верхняя Теча, 177 км	0,174	0,011
с.Затеченское, 237 км	0,123	0,005

Исходя из приведенных выше данных по годовому стоку воды в р.Тече рассчитано, что перенос ^{137}Cs составляет примерно $(0,02 \pm 0,01) \cdot 10^{12}$ Бк/год и несущественно различается в верховье реки и в низовье.

Из сравнения содержания ^{137}Cs в воде Течи с данными по реке Колумбии видно, что в 1984 г. в низовье реки концентрация радионуклида составляла 0,2Бк/м^3 (Eisenbud, 1987), что более, чем на 2 порядка величин ниже, чем в низовье Течи. Сравнение с содержанием ^{137}Cs, поступившего в результате глобальных выпадений в реки северных умеренных широт, показывает, что концентрация нуклида в воде Течи также на 2-3 порядка величин выше (Aarkrog et all., 1991).

Как видно из рис. 50 в 1990г. концентрация $^{239,240}Pu$ в воде уменьшалась с удалением от места сброса радионуклидов. Зависимость концентрации «**К**» от расстояния «**x**» наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$\mathbf{K} = \mathbf{e}^{(a + bx)}$$

где коэффициенты **a** и **b**, полученные эмпирическим путем, составляют:

$$\mathbf{a} = -(0,38 \pm 0,11) \quad \mathbf{b} = -(0,0074 \pm 0,0001)$$

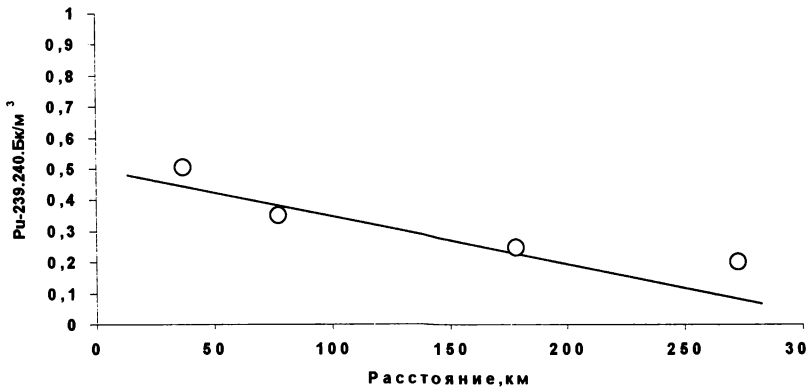


Рис. 50. Концентрация $^{239,240}Pu$ в воде р.Течи (июль 1990г.)

Исходя из приведенных выше данных по годовому стоку воды в Тече рассчитано, что перенос ^{239,240}Pu в районе Надырова моста составляет $1{,}3 \cdot 10^7$Бк в год, а в районе Затеченского - $4{,}3 \cdot 10^7$Бк в год, то есть на протяжении реки увеличивается в 3,3 раза.

Как уже отмечалось выше, сток воды от 49 км от истока реки до ее устья возрастает почти в 10 раз, а концентрация ^{239,240}Pu уменьшается всего в 4,2 раза, то есть пропорционального уровня разбавления не достигается. Следовательно, при прохождении воды от истока до устья Течи в нее поступает дополнительное количество радионуклида. Как и в случае со ^{90}Sr, можно предложить, что дополнительным источником вторичного загрязнения речной воды плутонием-239,240 являются грунты реки и затапливаемые пойменные почвы.

Для того, чтобы сравнить миграционную способность ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в воде Течи, необходимо знать не только величины содержания радионуклидов в разных створах реки, но и значения отношения концентраций этих нуклидов в одних и тех же точках отбора.

Как видно из табл. 67, отношение ^{90}Sr/^{137}Cs в верховье реки равно 8,1, а в низовье оно увеличивается до 40, 0, что свидетельствует о большей миграционной способности ^{90}Sr относительно ^{137}Cs. Из этой же таблицы следует, что отношение ^{90}Sr/^{239,240}Pu возрастает от 9615 в районе Надырова моста до 23333 вблизи устья Течи, что также свидетельствует о большей миграционной подвижности ^{90}Sr по сравнению с ^{239,240} Pu. Но если мы сравним отношение ^{137}Cs/ ^{239,240}Pu на 49 км от истока реки, составляющее 1192 и в 237 км от ее истока, равное 583, то увидим, что ближе к устью эта величина уменьшается, что говорит о меньшей миграционной способности ^{137}Cs относительно ^{239,240}Pu.

Таким образом, по степени миграционной подвижности в воде Течи исследуемые радионуклиды могут быть выстроены в следующий ряд: $^{90}Sr > ^{239,240}Pu > ^{137}Cs$.

В заключение отметим, что для всех исследованных радионуклидов (^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$, ^{241}Am) отмечается тенденция к снижению уровней их содержания в воде реки по мере удаления от истока.

Таблица 67

Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239\,240}Pu$ в воде реки Течи (1990г.) и отношения концентраций этих радионуклидов

Место-положение расстояние от истока, км	^{90}Sr Бк/л	^{137}Cs Бк/л	$^{239\,240}Pu$ n 10^{-3} Бк/л	$\frac{^{90}Sr}{^{137}Cs}$	$\frac{^{90}Sr}{^{239\,240}Pu}$	$\frac{^{137}Cs}{^{239\,240}Pu}$
Надыров Мост, 49 км	5.0	0.62	0.52	8.1	9615	1192
с.Муслюмово, 78 км	4.0	0.55	0.35	7.3	11429	1571
с.Верхняя Теча, 177 км	3.2	0.15	0.17	21.3	18824	882
с.Затеченское, 237 км	2.8	0.07	0.12	40.0	23333	583

5.2.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде реки Исеть

Данные по концентрации ^{90}Sr в воде рек Исеть, Миасс и Тобол приведены в таблице 68. Как видно из этой таблицы, в 1992 г. содержание ^{90}Sr в воде Исети на участке от впадения Течи в Исеть до слияния Исети с Тоболом варьировало от 275 Бк/ $м^3$до 905 Бк/ $м^3$, изменяясь в 3,3 раза. В то же время концентрация радионуклида в воде Исети

в точке, находящейся выше впадения Течи в Исеть (село Верхний Яр) составляла 120 Бк/м^3, что в 7,5 раз меньше значения содержания нуклида в воде в районе села Красноисетского (ниже впадения Течи в Исеть). Это говорит о значительном вкладе Течи в загрязнение Исети стонцием-90.

Аналогичная картина наблюдалась в 1995 г. Так, содержание ^{90}Sr в воде Исети на участке от впадения Течи в Исеть до впадения Исети в Тобол варьировало от 415 Бк/м^3 до 1120 Бк/ м^3, изменяясь в 2,7 раза. Вместе с тем, концентрация радионуклида в воде Исети в точке, находящейся выше впадения Течи в Исеть (село Верхний Яр) составляла 82 Бк/ м^3, что в 13,7 раза меньше значения содержания нуклида в воде на участке села Красноисетского, что также свидетельствует о большом вкладе Течи в загрязнение Исети стронцием-90. Если же мы сравним содержание радионуклида в воде Тобола в точке, находящейся выше впадения Исети в Тобол, (235 Бк/ м^3) со значением концентрации ^{90}Sr в Тоболе в районе г.Ялуторовска (41 Бк/ м^3) ниже впадения Исети в Тобол, то увидим, что первая величина больше второй в 5,7 раза. Это говорит о значительном вкладе Исети в загрязнение Тобола стронцием-90.

Интересно сравнить динамику изменения концентраций ^{90}Sr в воде Исети во времени (1992 и 1995 гг.) в одних и тех же точках. Так, в районе с.Красноисетского содержание радионуклида возросло в 1,2 раза, вблизи с.Кондинского – в 1,7 раз, а в районе г.Ялуторовска – в 1,5 раза. В среднем, концентрация ^{90}Sr в воде исследованных точек увеличилась с 1992 г. по 1995г. в 1,5 раза. И все же, имеющейся информации недостаточно, чтобы делать выводы о существенном возрастании содержания радионуклида в воде Исети во времени.

Таблица 68

Концентрация ^{90}Sr в воде рек Исеть, Миасс и Тобол в разные годы, Бк/ м^3

Местоположение, расстояние от истока р.Теча, км	Время отбора проб	
	1992 г.	1995 г.
р.Исеть. Граница Свердловской и Курганской областей	130	
р.Исеть. с.Верхний Яр (выше впадения р.Течи в р.Исеть)	120	82 ± 4
р.Исеть. с.Красноисетское (ниже впадения р.Теча в р.Исеть, 244 км	905	1120 ± 195
р.Исеть. с.Соровское		1110 ± 18
р.Исеть. с.Кондинское (выше впадения р.Миасс в р.Исеть), 386 км	620	1040 ± 106
р.Исеть. с.Мехонское (ниже впадения р.Миасс в р.Исеть), 417 км	430	
р.Миасс. с.Усть-Миасское (выше впадения р.Миасс в р.Исеть)	48	35 ±10
р.Миасс на границе Челябинской и Курганской областей	488	
р.Исеть. На границе Курганской и Тюменской областей, 496 км		
р.Исеть. В районе г.Ялуторовска (выше впадения р.Исеть в р.Тобол), 596 км	275	415 ± 80
р.Тобол. В районе г.Ялуторовска (ниже впадения р.Исеть в р.Тобол)		235 ± 9
р.Тобол. В районе г.Ялуторовска (выше впадения р.Исеть в р.Тобол)		41 ± 2

Проведено сравнение усредненных концентраций ^{90}Sr в воде Течи и Исети за 1992 г. Как уже упоминалось в предшествующем разделе, содержание нуклида колебалось в реке Тече от 2,8 Бк/л до 5,0 Бк/л, составляя в среднем 3,75 Бк/л. В то же время концентрация ^{90}Sr в воде Исети варьировала от 0,3 Бк/л до 0,9 Бк/л, при этом среднее значение равнялось 0,55 Бк/л. Из приведенных данных следует, что усредненное содержание ^{90}Sr в воде реки Исети в 1992 г. было в 10,5 раз ниже, чем в Тече.

Данные по содержанию ^{137}Cs в воде реки Исеть, Миасс и Тобол приведены в таблице 69. Как видно из этой таблицы, в 1992 г. концентрация ^{137}Cs в воде Исети на участке от впадения Течи в Исеть до впадения Исети в Тобол варьировала от 2,6 Бк/ м^3 до 14,8 Бк/ м^3, изменяясь в 5,7 раза. В то же время содержание радионуклида в воде Исети в точке, находящейся выше впадения Течи в Исеть (село Верхний Яр) составляло 1,3 Бк/ м^3, что в 10,2 раза меньше значения концентрации нуклида в воде в районе села Красноисетского (ниже впадения Течи в Исеть). Это говорит о значительном вкладе Течи в загрязнение Исети цезием-137.

Сравним значения усредненных концентраций ^{137}Cs в воде Течи и Исети за 1992г. Как видно из таблицы 65, содержание радионуклида в Тече варьировало от 12 Бк/ м^3 до 290 Бк/ м^3, составляя в среднем 69,6 Бк/ м^3. Как было отмечено выше, концентрация ^{137}Cs в Исети колебалась от 2,6 Бк/ м^3 до 14,8 Бк/ м^3, составляя в среднем 8,7 Бк/ м^3. Из приведенных данных следует, что усредненное содержание ^{137}Cs в воде реки Исети было в 8 раз ниже, чем в Тече.

Проведено сравнение концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Исети в 1992г. Как отмечалось ранее, усредненное содержание ^{90}Sr равнялось 557,5 Бк/ м^3, а ^{137}Cs – 8,7 Бк/м^3.

Таблица 69

Концентрация ^{137}Cs в воде рек Исеть, Миасс и Тобол в разные годы, Бк/ м^3

Местоположение, расстояние от истока р.Теча, км	Время отбора проб	
	1992 г.	1995 г.
р.Исеть. Граница Свердловской и Курганской областей	5,6	
р.Исеть. с.Верхний Яр (выше впадения р.Течи в р.Исеть)	1,3	
р.Исеть. с.Красноисетское (ниже впадения р.Теча в р.Исеть, 244 км	13,3	8,0±1.6
р.Исеть. с.Соровское		11,0±1.9
р.Исеть. с.Кондинское (выше впадения р.Миасс в р.Исеть), 386 км	2,6	6,0±1.2
р.Исеть. с.Мехонское (ниже впадения р.Миасс в р.Исеть), 417 км	14,8	
р.Миасс. с.Усть-Миасское (выше впадения р.Миасс в р.Исеть)	23,1	н.п.о.
р.Миасс на границе Челябинской и Курганской областей	64,8	
р.Исеть. На границе Курганской и Тюменской областей, 496 км		
р.Исеть. В районе г.Ялуторовска (выше впадения р.Исеть в р.Тобол), 596 км	4,3	
р.Тобол. В районе г.Ялуторовска (ниже впадения р.Исеть в р.Тобол)		3,0±0,5
р.Тобол. В районе г.Ялуторовска (выше впадения р.Исеть в р.Тобол)		9,0±1,8

Отсюда видно, что концентрация ^{137}Cs в воде Исети в 64 раза ниже, чем содержание ^{90}Sr. Аналогичная картина наблюдается при сравнении содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Течи 1992 г. Так, усредненная концентрация ^{90}Sr составляла 5780 Бк/ м^3, а ^{137}Cs – 69,6 Бк/ м^3. Следовательно, содержание ^{137}Cs в воде Течи в 83 раза ниже, чем концентрация ^{90}Sr.

5.3.Накопление и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях рек Теча, Исеть и в их пойме

5.3.1. Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$, ^{241}Am и ^{99}Te в донных отложениях реки Течи и в ее затопленной пойме

В ранних работах на Тече, относящихся к 1990г. был исследован только верхний 10-сантиметровый слой донных отложений. В таблице 70 приведены значения содержания. ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am в грунтах Течи, отобранных на расстоянии 49 км, 78 км, 177 км и 237 км от источника радиоактивного загрязнения реки.

Степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость концентрации ^{90}Sr в верхнем 10-сантиметровом слое от расстояния «**x**» в км от места сброса радиоактивных отходов:

$$\mathbf{K = e^a x^b}$$

Коэффициенты **a** и **b** для оценки распределения радионуклида в песчаных и илистых грунтах составляют:

для песка: $\mathbf{a} = 23 \pm 2$ $\mathbf{b} = -(3{,}7 \pm 0{,}5)$

для ила: $\mathbf{a} = 12 \pm 3$ $\mathbf{b} = -(1{,}2 \pm 0{,}6)$

Таблица 70

Содержание радионуклидов в грунтах реки Течи (1990г.) Бк/кг сухой массы

Расстояние от источника загрязнения, км	Тип грунта	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{241}Am
49	торф	1080 (21)*	28000 (51)	не опред.	не опред.
	ил	2050 (48)	141000 (1)	42 (1)	1,6 (1)
78	песок	1230 (7)	4000 (16)	4,7(8)	0,16 (36)
	ил	670 (28)	47000 (12)	43(6)	1,6 (9)
177	песок	39 (26)	150 (1)	0,40(16)	н.п.о.
	ил	150 (40)	550(11)	1,04(16)	0,15 (39)
237	песок	22 (9)	34(6)	0,18(23)	н.п.о.
	ил	200 (36)	200 (2)	0,43(20)	н.п.о.

* - в скобках указана относительная ошибка измерений в %

**- н.п.о. - ниже предела обнаружения

Следует подчеркнуть, что приведенные уравнения действительны только на участке реки в пределах 49-237 км. Уравнения предсказывают очень высокие концентрации радионуклидов в грунтах у истока реки. В последующие годы грунты были отобраны еще в 13 точка, расположенных между 163 км и 240 км от источника радиоактивного загрязнения. Сравнение реальных данных с оценками, предсказанными с помощью модели показало, что отношение наблюдаемых и прогнозируемых величин было для ^{90}Sr в песчаных грунтах равно 2,3 ± 1,4, а в илистых - 0,8 ± 0,5. Таким образом, в большинстве случаев прогнозируемые моделью оценки совпадают с измеренными величинами (доверительная вероятность составляет 95%) (Trapeznikov et al., 1993). Рассмотрим содержание ^{90}Sr в донных отложениях Течи, отобранных из разных точек по ширине реки в 1992 г.

Таблица 71

Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs, донных отложениях реки Течи из разных точек по ширине реки (1992г) Бк/кг сухой массы

Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км	Точка на реке	Слой грунта	^{90}Sr	^{137}Cs
Граница Челябинской и Курганской областей, 144 км	Середина реки	0-15 см	773	1050
	Правый берег	0-15 см	700	670
		15-30 см	1000	785
		30-40 см	750	570
	Левый берег	0-15 см	300	285
		15-35 см	<25	<20
с.Затеченское, 237 км	Левый берег	0-20 см	370	100
		20-35 см	300	80
		35-50 см	70	76
	Правый берег	0-20 см	500	108
		20-35 см	450	66
		35-50 см	320	37
		50-60 см	240	31

Как видно из таблицы 71, в верхних слоях (от 0 до 35 см), как правило, сосредоточено большее количество радиоактивности, чем в нижележащих. Тем не менее следует подчеркнуть, что радионуклид депонирован по всей толще донных отложений. Обращает на себя внимание более высокое содержание ^{90}Sr в донных отложениях, отобранных у правого берега Течи по сравнению с грунтами, взятыми у левого берега. Видимо, это связано с гидрологическими особенностями реки на исследованных участках.

В августе 1992 г. было проведено исследование вертикального распределения ^{90}Sr в пойменных грунтах Течи,

отобранных на разном расстоянии от берега реки в районе с.Затеченского. Как видно из рисунка 51, в распределении радионуклида по глубине профиля в образцах, отобранных на урезе воды, не просматривается какой-либо закономерности. Видимо, это связано с постоянным смывом и перемещением вдоль по течению реки грунтовых частиц. Иная картина наблюдается для проб, отобранных на расстоянии 1 метра и 20 метров от уреза воды. В первом случае наблюдаются 2 четких пика – в слоях 12-14 см и 32-34 см. Во втором – 1 пик – на глубине 14-16 см. Последний, практически, соответствует максимуму (12-14 см) для грунтовой колонки, взятой на расстоянии 1 метра от уреза воды.

Более детально вертикальное распределение ^{90}Sr в илистых донных отложениях из затопленных пойменных участков было исследовано в 1996 г. в 5 точках – Лобаново, Анчугово, Бугаево, Ключевское, Затеченское, расположенных, соответственно, в 158, 169, 189,219 и 237 километрах от истока реки Течи. Как видно из таблицы 72, максимальные значения содержания радионуклида в исследуемых точках убывают от 530 Бк/кг (Лобаново) до 141 Бкг/кг (Ключевское). Также варьирует и глубина, на которую приходятся пиковые значения концентрации ^{90}Sr (от 0-5 см в районе Анчугово до 15-20 см в районе Ключевского).

В приведенной ранее таблице 70 даны значения содержания ^{137}Cs в верхнем 10-сантиметровом слое донных отложений Течи, отобранных на разных расстояниях от источника радиоактивного загрязнения.

Как и для ^{90}Sr, степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость концентрации ^{137}Cs в верхнем 10-сантиметровом слое от расстояния «x» в км от места сброса радиоактивных отходов:

$$K = e^{a} x^{b}$$

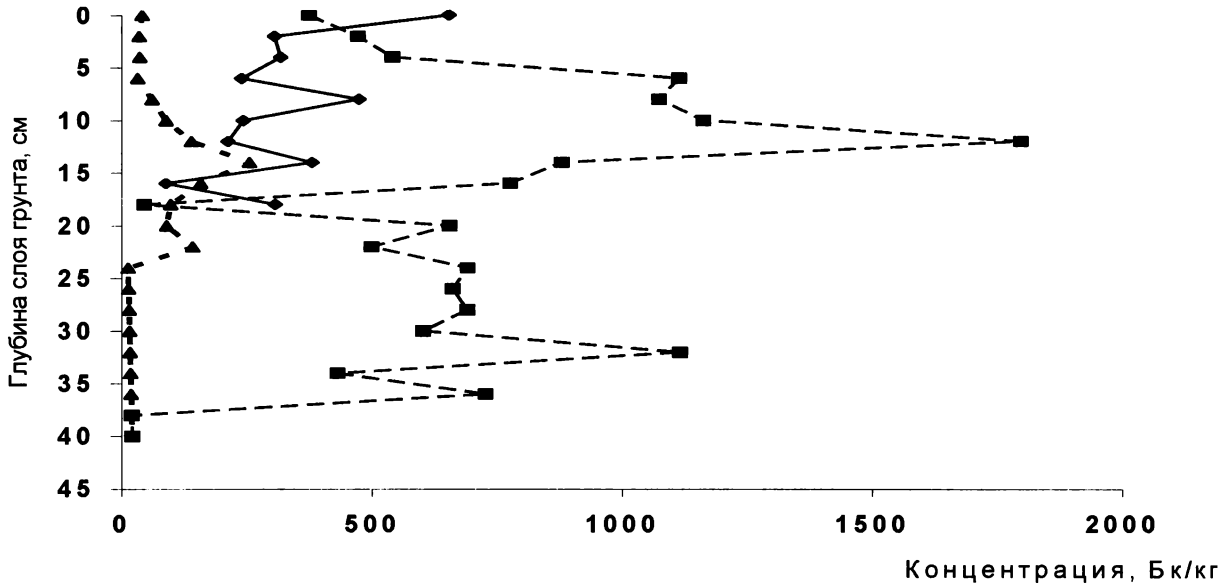


Рис.51. Вертикальное распределение ^{90}Sr в пойменных грунтах р.Течи, отобранных на разном расстоянии от берега реки (Затеченское, август 1992г), Бк/кг сухой массы

Коэффициенты **a** и **b** для оценки распределения радионуклида в песчаных и илистых грунтах составляют:

для песка: **a** = 28 ± 2 **b** = -(4,5 ± 0,4)

для ила: **a** = 33 ± 1 **b** = - (5,1 ± 0,2)

Отметим, что приведенные уравнения действительны только на участке реки в пределах 49-237 км. В последующие годы грунты были отобраны еще в 13 точках, расположенных между 163 км и 240 км от источника радиоактивного загрязнения. Сравнение реальных данных с оценками, предсказанными с помощью модели показало, что отношение наблюдаемых и прогнозируемых величин для ^{137}Cs в песчаных грунтах было равно 2,0 ± 1,8, а в илистых – 1,1 ± 0,7. Таким образом, в большинстве случаев прогнозируемые моделью оценки совпадают с измеренными величинами (доверительная вероятность составляет 95%) (Trapeznikov et al., 1993).

Таблица 72

Вертикальное распределение ^{90}Sr в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Течи (1996г.), Бк/кг сухой массы

Слой грунта см	Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км				
	с.Лобаново, 158 км	с.Анчугово, 169 км	с.Бугаево, 189 км	с.Ключевское, 219 км	с.Затеченское, 237 км
0-5	430	450	28	92	189
5-10	530	410	27	93	200
10-15	390	360	35	137	210
15-20	43	270	39	141	157
20-25	70	240	37	134	62
25-30	82	240	35	127	67
30-35	62	179		122	29
35-40	53	162			

Отметим, что в одних и тех же точках содержание ^{137}Cs в илистом грунте превышало концентрацию нуклида в песке в среднем в 7,1 раза.

В 1992 г. в районе Надырова моста (49 км от истока Течи) исследовано вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях реки. Как видно из рисунка 52, прослеживается очень четко выраженный максимум содержания радионуклида (860 КБк/кг) на глубине 14-16 см.

В августе 1992 г. было проведено исследование вертикального распределения ^{137}Cs в пойменных грунтах Течи, отобранных на разном расстояни от берега реки в районе с.Затеченского. Как видно из рис. 53, в распределении радионуклида по глубине профиля в образцах, взятых на урезе воды, не просматривается какой-либо закономерности. Можно предположить, что как и в случае с ^{90}Sr, это связано с постоянным смывом и перемещением вдоль по течению реки грунтовых частиц. Но уже на расстоянии 1 м от уреза воды наблюдается четкий пик на глубине 8-10 см. Этот пик и по форме и по глубине (12-14 см) практически соответствует максимуму содержания ^{90}Sr в данном грунте.

Более детально вертикальное распределение ^{137}Cs в илистых донных отложениях из затопленных пойменных участков Течи было исследовано в 1996 г. в 5 точках – Лобаново, Анчугово, Бугаево, Ключевское и Зачеченское. Как видно из таблицы 73, максимальные значения содержания радионуклида в исследуемых точках убывают от 2400 Бк/кг (Лобаново) до 98 Бк/кг (Ключевское). Также варьирует и глубина, на которую приходятся пиковые значения концентрации ^{137}Cs (от 5-10 см в районе Анчугово до 20-25 см в районе Бугаево).

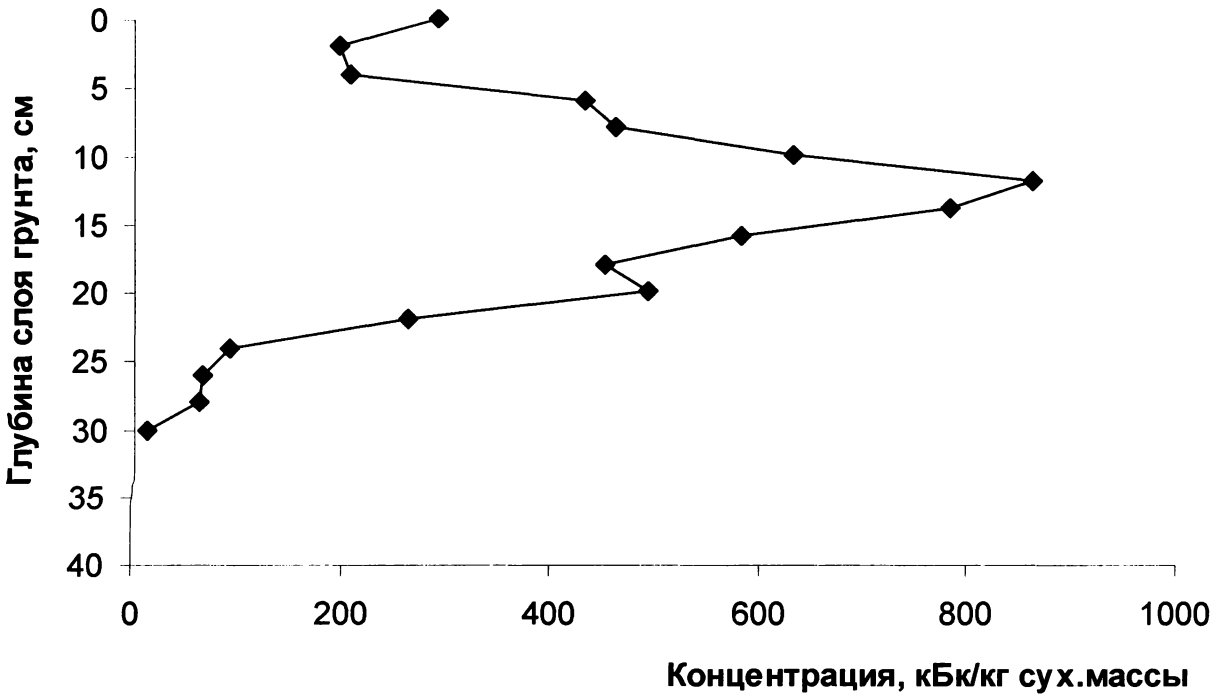


Рис. 52. Вертикальное распределение ^{137}Cs в илистом грунте реки Течи (Надыров мост, 49 км; 1992г.)

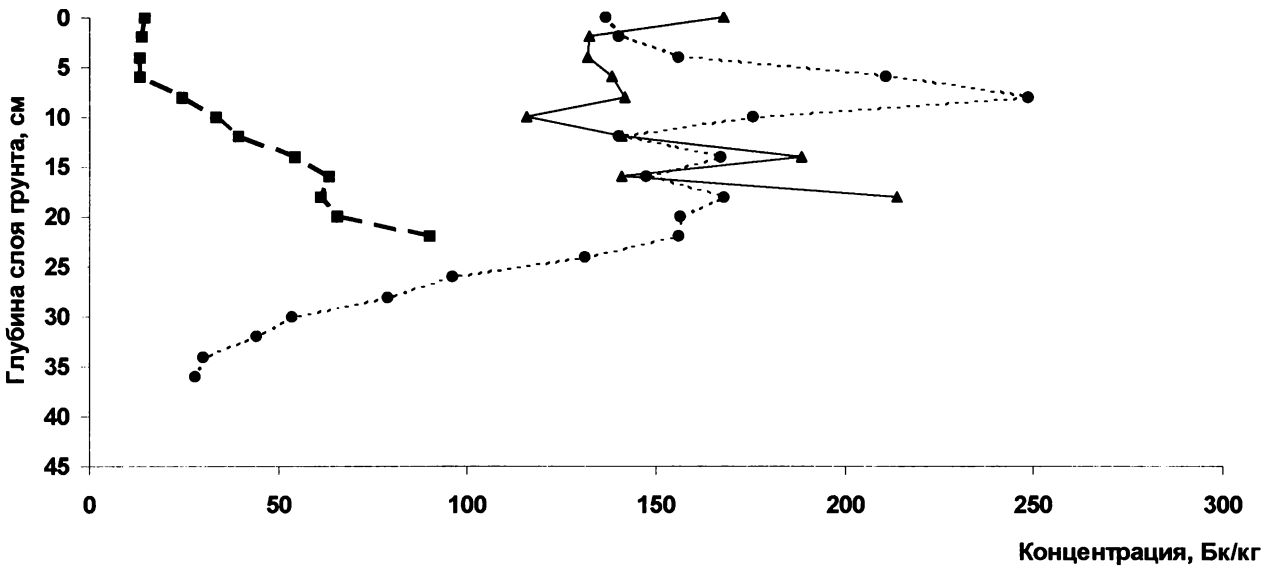


Рис.53. Вертикальное распределение ^{137}Cs в пойменных грунтах р.Течи, отобранных на разном расстоянии от берега реки (Затеченское, август 1992г), Бк/кг сухой массы

Таблица 73

Вертикальное распределение ^{137}Cs в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Течи (1996 г.), Бк/кг сухой массы

Слой грунта см	Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км				
	с.Лобаново, 158 км	с.Анчугово, 169 км	с.Бугаево, 189 км	с.Ключевское, 219 км	с.Затеченское, 237 км
0-5	830	1050	79	19	148
5-10	1370	2000	109	64	230
10-15	2400	650	101	91	280
15-20	250	21	102	98	50
20-25	320	19	200	77	41
25-30	280	7	14	72	22
30-35	270	17		54	18
35-40	198	28			

В приведенной выше таблице 70 даны значения содержания $^{239,240}Pu$ в верхнем 10-сантиметровом слое донных отложений Течи, отобранных на разных расстояниях от источника радиоактивного загрязнения.

Как ранее показано для ^{90}Sr и ^{137}Cs, степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость концентрации $^{239,240}Pu$ в верхнем 10-сантиметровом слое от расстояния «x» в км от места сброса радиоактивных отходов:

$$\mathbf{K = e^a x^b}$$

Коэффициенты **a** и **b** для оценки распределения радионуклида в песчаных и илистых грунтах составляют:

для песка: $\mathbf{a} = 14{,}4 \pm 0{,}3$ $\mathbf{b} = -(3{,}0 \pm 0{,}1)$

для ила: $\mathbf{a} = 22 \pm 2$ $\mathbf{b} = -(4{,}2 \pm 0{,}3)$

Подчеркнем, что приведенные уравнения действительны только на участке реки в пределах 49-237 км.

Следует отметить, что концентрация $^{239,240}Pu$ в образцах илистых донных отложений превышает содержание нуклида в песчаных грунтах, отобранных в одном и том же месте в среднем в 4,7 раза.

В 1992г. было исследовано вертикальное распределение $^{239,240}Pu$ в илистом грунте, отобранном в Тече в районе Надырова моста (49 км от истока реки). Как видно из рис. 54, распределение плутония соответствует распределению ^{137}Cs. Содержание $^{239,240}Pu$ по глубине грунтовой колонки варьировало от 28 Бк/кг до 3000 Бк/кг, изменяясь в 107 раз. Максимальная концентрация радионуклида отмечена на глубине 14-16 см.

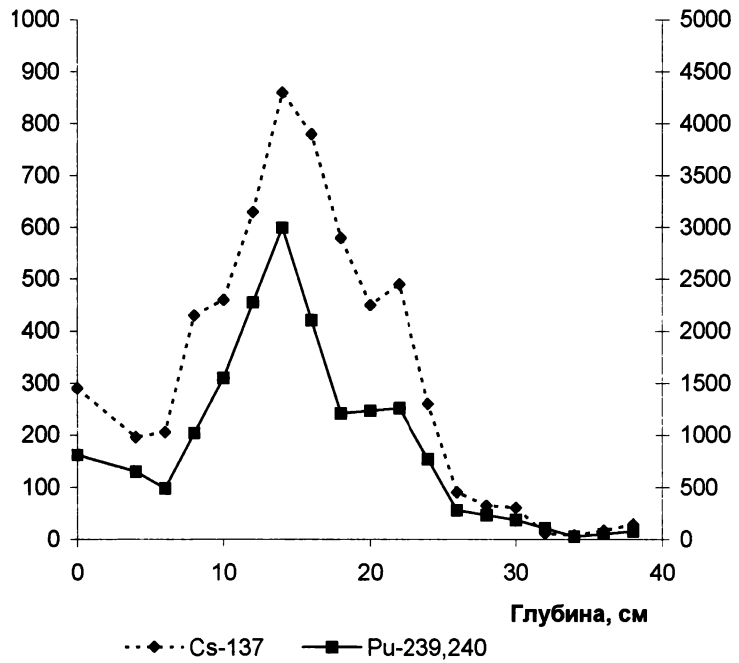


Рис.54. Вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях (Надыров мост)

В 1996г. было детально исследовано вертикальное распределение ^{239,240}Pu в илистых донных отложениях из затопленных пойменных участков Течи в 5 точках (Лобаново, Анчугово, Бугаево, Ключевское и Затеченское). Как видно из таблицы 74 максимальные значения содержания радионуклида в исследуемых точках убывают от 22,0 Бк/кг (Лобаново) до 1,39 Бк/кг (Затеченское). Также варьирует и глубина, на которую приходятся пиковые значения концентрации ^{239,240} Pu (от 5-10 см в районе Анчугово до 20-25 см в районе Бугаево).

Таблица 74

Вертикальное распределение ^{239,240}Pu в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Течи (1996 г.), Бк/кг сухой массы

Слой грунта, см	Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км				
	с.Лобаново, 158 км	с.Анчугово, 169 км	с.Бугаево, 189 км	с.Ключевское, 219 км	с.Затеченское, 237 км
0-5	1,54	13,0	1,24	0,24	1,30
5-10	2,60	22,0	0,10	1,38	1,23
10-15	4,90	7,0	1,69	2,30	1,39
15-20	0,64	0,25	1,89	1,93	0,67
20-25	1,11	0,33	3,10	1,51	0,62
25-30	0,78	0,14	0,31	1,40	0,30
30-35	0,76	0,20		1,21	0,14
35-40	0,60	0,31			

Таблица 75

Вертикальное распределение ^{240}Am в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Течи (1996 г.), Бк/кг сухой массы

Слой грунта, см	Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км			
	с.Лобаново, 158 км	с.Анчугово, 169 км	с.Бугаево, 189 км	с.Ключевское, 219 км
0-5	1,15	0,42		
5-10	<0,2	0,83		
10-15	0,47	0,21		0,18
15-20			<0,2	0,15
20-25			<0,3	
25-30				
30-35				

К сожалению, информация о содержании ^{241}Am в донных отложениях Течи и в грунтах ее затопленной поймы невелика. Как видно из таблицы 70 содержание радионуклида в илистых донных отложениях Течи, отобранных в 1990г., колебалось от 0,15 Бк/кг до 1,6 Бк/кг, изменяясь в 10,7 раза. Из представленных в таблице 75 данных следует, что концентрация ^{241}Am в грунтах из пойменных водоемов варьирует от 0,15 Бк/кг до 1,15 Бк/кг, изменяясь в 7,7 раз, то есть примерно в том же диапазоне, что и в донных отложениях реки. В ряде образцов содержание нуклида находится ниже предела обнаружения.

В колонке грунта, отобранной на расстоянии 49 км от места сброса радиоактивных отходов в Течу был впервые определен ^{99}Tc. Этот материал был детально проанализирован в Национальной Лаборатории RISØ в Дании и результаты описаны в нашей совместной работе (Aarkrog et.al.,1997).

Неожиданным является сам факт, что ^{99}Tc был обнаружен в грунтах реки. Обычно этот радионуклид представлен в водных экосистемах в виде TcO_4 , который ведет себя как консервативный элемент, то есть уносится с потоком воды, а не осаждается в донных отложениях. Именно поэтому его используют как маркер при изучении загрязнения морей (Aarkrog et.al., 1987). ^{99}Tc может задерживаться в грунте только в редуцированной форме как Tc^{4+}. Чтобы исследовать этот процесс были проведены специальные эксперименты с использованием воды и озерных грунтов Дании.

В первом варианте ^{99}Tc и 1 мл H_2O_2 добавляли в модельную систему (2г озерного грунта и 100 мл воды с pH=7). Никакой адсорбции в грунте за 60 часов не произошло. В окисленной форме радионуклид не сорбировался ни в кислой ($pH \leq 6$), ни в щелочной среде ($pH \geq 8$).

Во втором варианте ^{99}Tc и1г FeS добавляли к такому же количеству воды (pH=7) и грунта. За 30 минут весь нуклид был удержан грунтом.

В третьем эксперименте вместо FeS использовали $FeSO_4 \cdot 7H_2O_2$. В нейтральной среде ^{99}Tc оставался в водной фазе после 80 минут испытаний. В кислой среде никакой адсорбции не наблюдалось даже через 150 минут испытаний. Но в щелочной среде ($pH \geq 8$) очень быстро, уже через 6 минут, радионуклид удерживался грунтом.

В четвертом эксперименте использовали 100 мл воды, в которой в течение 4 дней разлагалось 4 г травы. Когда 2 г. грунта и ^{99}Tc были добавлены к обработанной таким образом воде, то через 50 минут в воде осталось только 40% радионуклида. Подобный эффект наблюдался также в варианте, когда вместо разлагающейся травы использовали рыбу. Таким образом, разлагающийся органический материал редуцирует ^{99}Tc из окисленной формы +7 в форму +4.

Наконец, в последнем эксперименте через систему грунт-вода с добавлением ^{99}Tc пропускали H_2S. При таких условиях через 20 часов только 20% радионуклида оставалось в воде.

Из этих экспериментов можно заключить, что ^{99}Tc может поступать в грунты в редуцированной форме при нейтральной или щелочной среде, но в окисленной форме он остается в водной фазе при любых pH среды.

Редуцирующие условия могут иметь место в речной системе при разложении органического материала. Редуцирующие агенты (фульво- или гуминовые кислоты) производят редукцию независимо от окислительно-восстановительных условий в основной массе воды. Комплексы ^{99}Tc – гуминовые кислоты могут быть довольно стабильными. У нас нет сведений о химическом составе радиоактивных сбросов в Течу в начале 50-х годов. Но можно предполагать, что там было достаточно токсических агентов, чтобы вызвать гибель биоты и создать редуцирующие условия.

Присутствие относительно высокого уровня ^{99}Tc даже в верхних слоях грунта может указывать на его ежегодное поступление с Асановских болот, которые затапливаются каждую весну водами Течи в связи с таянием снега. Другими источниками поступления этого радионуклида могут быть загрязненные подземные воды или утечки из каскада водохранилищ в верховье Течи.

В 1992г. было исследовано вертикальное распределение ^{99}Tc в илистом грунте, оттобранном в Тече в районе Надырова моста (49 км от истока реки). Как видно из табл. 76, содержание радионуклида по глубине грунтовой колонки варьировало от 15 Бк/кг до 780 Бк/кг, изменяясь в 52 раза. Максимальная концентрация ^{99}Tc отмечена на глубине 14-16 см.

Таблица 76

Вертикальное распределение ^{99}Tc (Бк/кг сухой массы) и ^{137}Cs (кБк/кг сухой массы) в илистом грунте реки Течи (1992 г.). Отношение ^{99}Tc/^{137}Cs в илистом грунте р. Течи (р-н Надырова моста, 1992 г.)

Слой грунта, см	^{99}Tc Бк/кг	^{137}Cs кБк/кг	^{99}Tc/^{137}Cs
0-4	540 ± 21	290±1	1,86
4-6	230 ±11	196±20	1,17
6-8	260±3	206±16	1,26
8-10	540±28	430±2	1,26
10-12	500±18	460±2	1,09
12-14	550±12	630±1	0,87
14-16	780±13	860±3	0,91
16-18	770±11	780±2	0,99
18-20	660±11	580±2	1,14
20-22	520±15	450±21	1,16
22-24	310±8	490±11	0,63
24-26	177±5	260±1	0,68
26-28	88±2	91±1	0,97
28-30	74±2	65±1	1,14
30-32	68±1	61±1	1,11
32-34	15±0,1	12±0,1	1,25
34-36		8	1,09±0,28
36-38		17	
38-40		29	

На рис. 55 показано, что распределение ^{99}Tc в грунте соответствует распределению ^{137}Cs. Среднее отношение ^{99}Tc/^{137}Cs в донных отложениях, в 1992г. было равно $(1{,}09 \pm 0{,}28) \cdot 10^{-3}$ (n=16), а в 1950г. это соотношение между радионуклидами составляло $0{,}41 \cdot 10^{-3}$. В ядерных реакторах это отношение равно $1{,}3 \cdot 10^{-4}$ (Till,1986). Известно, что в жидких отходах от перерабатывающих заводов в Селафилде это отношение составляет $2{,}1 \cdot 10^{-2}$ (Annual Report..., 1994). Хотя строгое сравнение приведенных трех значений невозможно, потому что на них оказывают влияние разные коэффициенты распределения ^{137}Cs и ^{99}Tc в грунтах, примерно можно констатировать, что величина отношения, полученного для грунтов Течи, лежит между этими значениями.

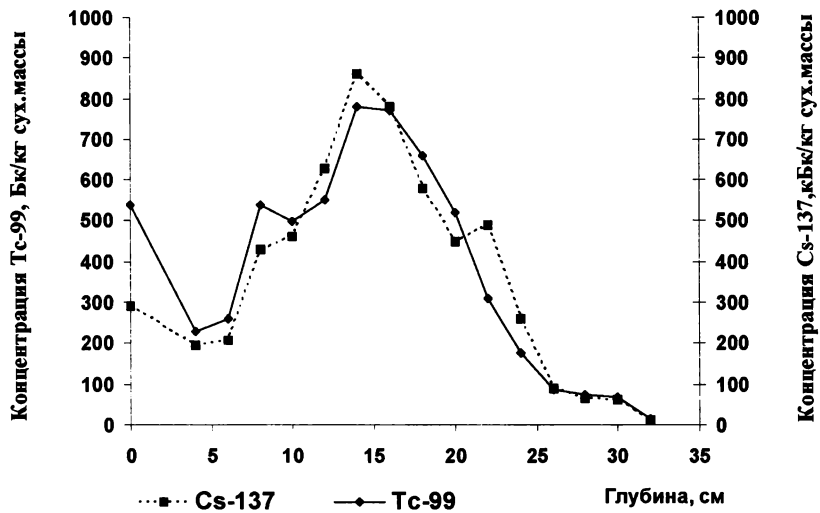


Рис.55. Вертикальное распределение Tc-99 и Cs-137 в донных отложениях (Надыров Мост)

5.3.2. Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях реки Исети и в ее затопленной пойме

В 1992г. было исследовано содержание ^{90}Sr в донных отложениях р.Исети, отобранных из разных точек по ширине реки. Как видно из таблицы 77, радионуклид депонирован по всей глубине донных отложений, при этом в нижних слоях грунта (15-40 см) сосредоточено большее количество радиоактивности, чем в верхних. Обращает на себя внимание более высокое содержание ^{90}Sr в донных отложениях, отобранных в середине реки, что видимо, связано с гидрологическими особенностями Исети на исследованном участке.

В 1995г. было проведено исследование вертикального распределения ^{90}Sr в илистых донных отложениях реки Исети на участке от села Верхний Яр до слияния Исети с Тоболом. Также были взяты образцы грунта из реки Течи в районе села Затеченского, из реки Миасс перед ее слиянием с Исетью и пробы донных отложений из реки Тобол выше и ниже слияния последней с Исетью. Пробы грунта были отобраны на глубину от 22 см до 50 см с шагом, равным 2 см.

Из таблицы 78 видно, что распределение ^{90}Sr по глубине профиля донных отложений весьма неравномерно, что можно объяснить, с одной стороны, неравномерным во времени поступлением радионуклида с водами Течи, а с другой - неоднородным распределением илистых частиц по глубине керна. Приведенные данные четко показывают, что ниже места впадения Течи концентрация ^{90}Sr в грунтах Исети заметно возрастает по сравнению с содержанием радионуклида в донных отложениях, депонированных в реке выше ее слияния с р.Течей.

Таблица 77

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях реки Исети, отобранных в разных точках по ширине реки (1992 г.), Бк/кг сухой массы

Местоположение, расстояние от истока р.Течи	Точка на реке	Глубина слоя грунта, см	^{90}Sr	^{137}Cs
р. Исеть, с.Красноисетское (ниже впадения р.Течи в р.Исеть) 244 км	Правый берег	0-15	350	43
		15-40	550	80
	Середина реки	0-20	950	22
	Левый берег	0-15	100	30
		15-40	750	100

Для большей наглядности проведем сравнение усредненных значений концентрации ^{90}Sr в верхнем 20-сантиметровом слое грунтов, отобранных в разных точках. Так, содержание радионуклида на участке Красноисетское (113,7 Бк/кг) - Соровское (105,5 Бк/кг) – Кондинское (100,4 Бк/кг) увеличивается в среднем почти что в 10 раз по сравнению с районом Верхнего Яра (12,6 Бк/кг). На относительном протяжении Исети от с.Мехонского до г.Ялуторовска такое превышение составляет 3-4 раза.

Следовательно, илистый грунт, выбранный нами в качестве индикатора, указывает на загрязнение Исети стронцием-90 от с.Красноисетского до г.Ялуторовска.

Следует отметить, что вследствие преобладания в Исети песчаных грунтов, слабо поглощающих и удерживающих в себя ^{90}Sr, эта речная экосистема не является существенным геохимическим барьером на пути транзитного

переноса радионуклида из Течи в нижележащие звенья Обь-Иртышской речной системы.

Пойменные водоемы являются важным компонентом речной системы – в них могут накапливаться значительные количества радионуклидов, которые со временем становятся источником вторичного радиоактивного загрязнения реки.

На рисунке 56 показано вертикальное (вглубь профиля) и пространственное (вдоль реки Исети) распределение ^{90}Sr в донных отложениях пойменных водоемов, В большинстве случаев содержание радионуклида снижается с глубиной согласно экспоненциальной зависимости. Использование экспоненциальной функции позволило рассчитать количество нуклида, содержащееся в донных отложениях за пределами глубины их отбора, основываясь на известных концентрациях в верхних горизонтах. В отдельных случаях снижение содержание ^{90}Sr с глубиной не очевидно. Поэтому, в дальнейших расчетах для определения запасов этого поллютанта в 100-сантиметровом слое грунта принято допущение, что концентрация ^{90}Sr на глубине, превышающей 40 см равна средней величине, найденной для верхних слоев.

Одновременно с нашими исследованиями донных отложений водоемов, расположенных в пойме рек Течи и Исети в рамках единой программы проводилось радиоэкологическое изучение пойменных почв этих же рек под руководством И.В.Молчановой. Ниже для целей сравнения будут приведены некоторые показатели по радиоактивному загрязнению пойменных почв.

На рисунке 57 показано пространственное распределение интегрального содержания ^{90}Sr в 100-сантиметровом слое донных отложений пойменных водоемов и пойменных почв, которое снижается с увеличением расстояния от источника сбросов.

Таблица 78

Вертикальное распределение ^{90}Sr в илистом грунте рек Исети, Миасса и Тобола (1995г.), Бк/кг сухой массы

Слой грунта, см	Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км								
	р.Исеть с.Верхний Яр (выше впадения р.Течи в р.Исеть	р.Исеть, с.Красноисетское, 244 км	р.Исеть, с.Соровское	р.Исеть, с.Кондинское, 386 км	р.Исеть, Мехонское, 417 км	р.Миасс, с.Усть-Миасское	р.Исеть, г.Ялуторовск	р. Тобол г.Ялуторовск (до слияния с р.Исетью) 596 км	р.Тобол, г.Ялуторовск (после впадения р.Исеть)
1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**
0-2	14,3	93,7	164,6	117,0	76,6	12,2	50,2	19,2	11,1
2-4	6,7	129,7	100,8	67,0	27,7	15,5	40,9	7,1	34,3
4-6	1,1	113,2	129,1	75,0	33,0	н.п.о.	34,4	5,7	16,3
6-8	7,4	100,2	132,2	113,0	26,9	н.п.о.	45,1	13,8	12,9
8-10	22,6	195,2	114,2	129,0	43,6	10,3	55,0	5,2	21,0
10-12	3,6	106,0	139,9	122,0	32,3	15,5	35,6	6,8	20,7
12-14	2,3	133,0	55,5	87,0	36,3	10,1	37,4	н.п.о.	7,8
14-16	27,4	114,0	81,4	92,0	27,2	н.п.о.	29,8	10,4	11,8
16-18	32,1	122,0	77,7	99,0	22,4	43,0	34,7	13,4	4,8
18-20	8,8	30,0	59,6	103,0	19,0	29,8	32,9	н.п.о.	2,2

Таблица 78 (Продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
20-22	8,2	111,0	62,5	109,0	35,5	3,7	30,0	20,0	н.п.о.
22-24		133,0	107,3	84,0	31,7	3,7	16,8	н.п.о.	8,5
24-26		251,0	91,2	99,0	32,7	н.п.о.	41,2	н.п.о.	7,8
26-28			77,7	69,0	26,0	н.п.о.	30,2	н.п.о.	6,7
28-30			62,9	47,0	24,0	н.п.о.	26,1	н.п.о.	10,7
30-32			72,2	55,0	14,8	13,9	23,1	н.п.о.	10,7
32-34			125,8	7,0	15,2	10,5		3,4	13,3
34-36			144,3	83,0		2,8		40,8	22,0
36-38			166,8			8,1		16,3	н.п.о.
38-40						3,0		21,5	7,0
40-42									26,0
42-44									31,8
44-46									35,9
46-48									18,5
48-50									19,6

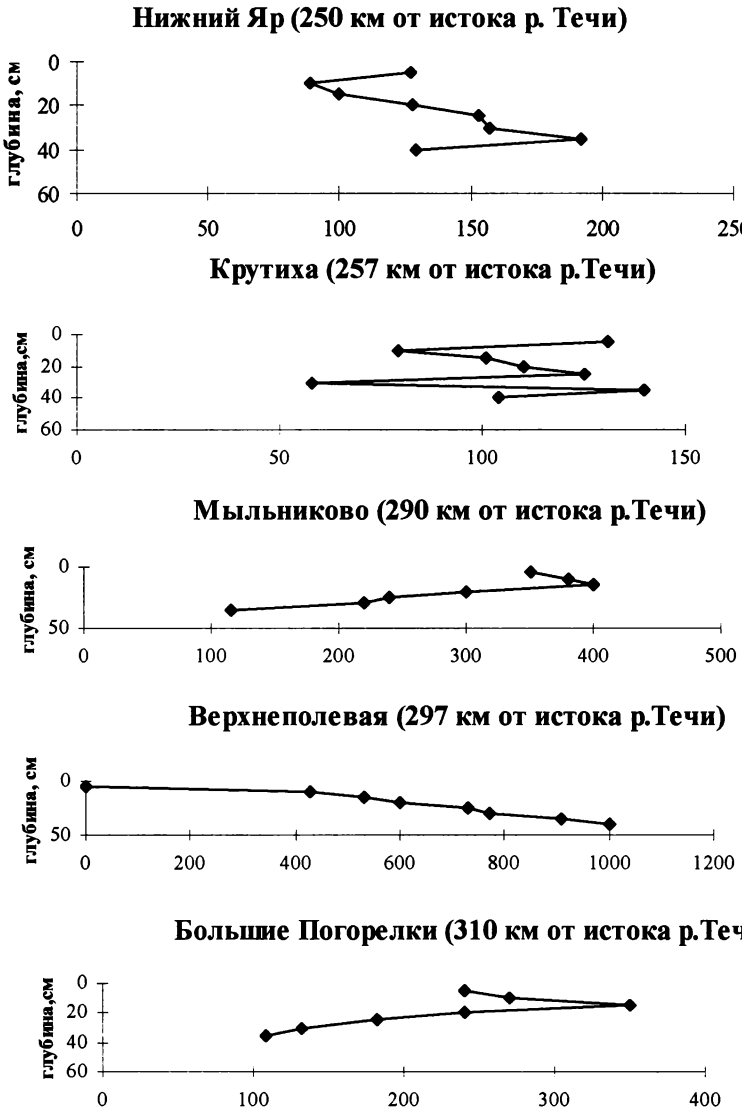


Рис.56. Вертикальное распределение ^{90}Sr в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Исети (1996г.) Бк/кг сух. массы

Степенная функция хорошо описывает это снижение:

$$y = e^{a} \cdot x^{b},$$

где **y** - плотность загрязнения в кБк/м^2, а **x** - расстояние от места сброса радионуклидов. Коэффициенты «**a**» и «**b**» для ^{90}Sr, полученные эмпирическим путем, приведены ниже:

$$a = 11{,}0 \pm 4{,}2 \quad b = -(1{,}08 \pm 0{,}79)$$

В целом, регрессионная зависимость описывающая изменение запаса радионуклида от удаленности источника сброса, для ^{90}Sr выражена слабо, (рис. 57). Низкий коэффициент детерминации $R^2 = 0{,}111$ указывает на наличие дополнительных факторов, влияющих на изменение этого показателя. На участке от 49 км до 310 км регрессионная зависимость для ^{90}Sr выражена настолько слабо, что в расчетах для данного отрезка миграционного пути можно допустить плотность загрязнения, равную средней геометрической содержания ^{90}Sr в 100-сантиметровом слое субстрата, то есть 179 кБк.

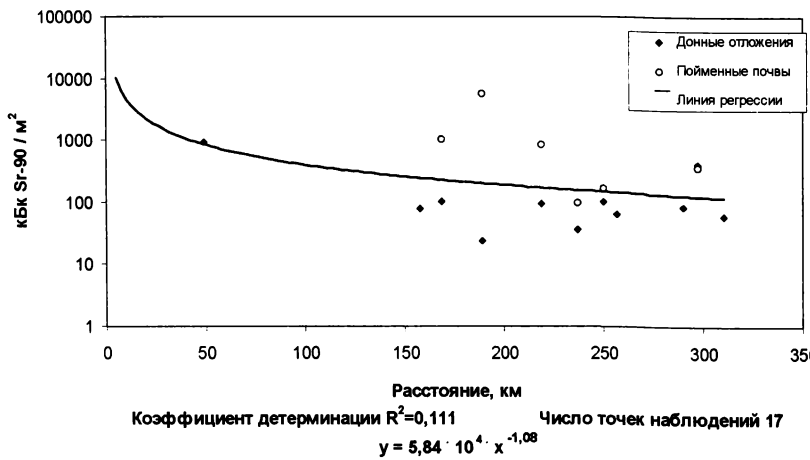


Рис.57. Интегральное содержание ^{90}Sr в слое 0-100 см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.

Для оценки распространения радиоактивного загрязнения по ширине зоны затопления был принят ряд допущений. Во-первых, предположили, что образцы, собранные на пойменных участках в поясе 50 м шириной, характеризуют загрязнение обоих берегов на расстояние 25 м от русла реки. Фактически, загрязнение прослеживается на большей удаленности от реки, но уменьшается с расстоянием. Во-вторых, использовали оценку пространственного распределения радиоактивного загрязнения на участке поймы, прилегающем к Асановским болотам, данную Совместной норвежско-российской экспертной группой («Sources contributing...», 1997). В этой работе оценка содержания ^{137}Cs основана на уровне гамма-фона, который с расстоянием от русла уменьшается по экспоненте с полурасстоянием 55 м ± 10 м (расчет проведен на основании анализа данных по пяти трансектам, заложенным в пойме). Кроме того экспертной группой установлено, что отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ изменялся с увеличением расстояния от русла реки согласно степенной функции:

$$^{137}Cs/^{90}Sr = 660{,}7\ R^{-1{,}18},$$

где R - расстояние от русла реки в метрах.

На основании этих допущений рассчитаны следующие выражения, описывающие горизонтальное распределение радионуклидов по ширине поймы как функцию расстояния R от русла реки:

для ^{137}Cs (в Бк/м^2): $A = K_1 \cdot e^{-0{,}0125\ R}$

для $^{239,240}Pu$ (в Бк/м^2): $A = K_2 \cdot e^{-0{,}0125\ R}$

для ^{90}Sr (в Бк/м^2): $A = K_3 \cdot \mathbf{K_1} e^{-0{,}0125\ R} / 660{,}7\ R^{-1{,}18}$

Коэффициенты K_1, K_2 и K_3 варьируют с расстоянием вдоль рек. Можно принять для ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$, что K_1 и K_2 равны 3,8.

Это допущение представляется достаточно корректным, поскольку коэффициенты получены эмпирическим путем для верховья Течи, где сосредоточен основной запас этих радионуклидов, поэтому, ошибка в оценке суммарного их содержания в речной системе будет невелика. Что касается ^{90}Sr, то расчетный коэффициент K_3 принимается равным 32, поскольку этот радионуклид передвигается в речной системе значительно дальше, чем ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$, однако, ошибка в оценке суммарного содержания ^{90}Sr может быть большей.

В 1992г. было исследовано содержание ^{137}Cs в донных отложениях Исети, отобранных из разных точек по ширине реки. Как видно из ранее приведенной таблицы 77, радионуклид депонирован по всей глубине донных отложений, при этом в нижних слоях грунта (15-40 см) сосредоточено большее количество радиоактивности, чем в верхних. Какого-либо существенного различия в концентрации ^{137}Cs в верхних слоях донных отложений, отобранных в разных точках по сечению реки, не обнаружено.

В 1995г. было проведено исследование вертикального распределения ^{137}Cs в илистых донных отложениях реки Исети на участке от села Верхний Яр до слияния Исети с Тоболом. Также были взяты образцы грунта из реки Течи в районе села Затеченского, из реки Миасс перед ее слиянием с Исетью и пробы донных отложений из реки Тобол выше и ниже слияния последней с Исетью. Пробы грунта были отобраны на глубину до 22-50 см с шагом, равным 2 см.

Из таблицы 79 видно, что распределение ^{137}Cs по глубине профиля донных отложений, также как и распределение ^{90}Sr, достаточно неравномерно. Приведенные данные убедительно показывают, что ниже места впадения Течи концентрация радионуклида в грунтах Исети заметно возрастает по сравнению с донными отложениями, депо-

нированными в реке выше ее слияния с Течей. Сравнение усредненных величин содержания ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое водных грунтов показывает, что концентрация радионуклида на участке Красноисетское (31,6 Бк/кг) - Соровское (25,8 Бк/кг) увеличивается в среднем в 2,8 раза по сравнению с районом Верхнего Яра (10,1 Бк/кг). На остальном протяжении Исети от с. Кондинского до г.Ялуторовска такое превышение практически отсутствует. Таким образом, реальное загрязнение Исети цезием-137 прослеживается только до села Соровского.

На рисунке 58 показано вертикальное (вглубь профиля) и пространственное (вдоль реки Исети) распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов. В большинстве случаев содержание радионуклида снижается с глубиной согласно экспоненциальной зависимости. Использование экспоненциальной функции позволило рассчитать количество нуклида, содержащееся в донных отложениях за пределами глубины их отбора, основываясь на известных концентрациях в верхних горизонтах.

На рисунке 59 показано пространственное распределение интегрального содержания ^{137}Cs в 100-сантиметровом слое донных отложений пойменных водоемов и пойменных почв, которое снижается с увеличением расстояния от источника сбросов. Степенная функция хорошо описывает это снижение:

$$y = e^{a} \cdot x^{b},$$

где **y** - плотность загрязнения в кБк/м^2,

а **x** - расстояние от места сброса радионуклидов.

Таблица 79

Вертикальное распределение ^{137}Cs в илистом грунте рек Исеть, Миасс и Тобол (1995г.), Бк/кг сухой массы

Слой грунта, см	Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км									
	р.Исеть. с.Верхний Яр (выше впадения р.Течи в р.Исеть	р.Теча, с.Затеченское	р.Исеть с.Красноисетское (ниже впадения р.Течи в р.Исеть), 244 км	р.Исеть, с.Соровское	р.Исеть с.Кондинское (выше впадения р.Миасс в р.Исеть), 386км	р.Исеть с.Мехонское (ниже впадения р.Миасс в р.Исеть) 417км	р.Миасс с.Усть-Миасское (выше впадения р.Миасс в р.Исеть) в	р.Исеть, в р-не г.Ялуторовска (выше впадения р.Исеть в р.Тобол), 596 км	р.Тобол (выше впадения р.Исеть в р.Тобол)	р.Тобол, в р-не г.Ялуторовска (ниже впадения р.Исеть в р.Тобол
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0-2	12,3±0,5	176±15,9	44,0±7,1	82,0±14,1	7,2±1,2	13,1±2,6	9,2±1,8	17,3±2,3	12,7±2,3	13,6±2,6
2-4	4,3±0,7	187±17,7	37,0±7,1	46,0±7,1	12,7±2,1	10,2±1,8	3,3±0,5	5,5±1,1	6,3±1,2	2,9±0,5
4-6	5,9±0,8	174±14,1	41,0±8,8	31,0±7,1	17,6±3,5	12,2±2,1	13,0±1,8	19,2±3,5	13,1±2,6	8,7±1,4
6-8	6,9±1,6	154±12,4	38,0±14,1	17,0±3,5	9,6±1,8	14,8±1,9	3,3±0,3	5,1±0,9	3,6±0,7	1,3±0,3
8-10	6,1±0,7	188±16,8	33,0±5,3	26,0±5,3	16,9±3,4	7,1±1,4	8,8±1,4	21,0±3,5	6,1±1,2	5,1±0,9
10-12	12,3±0,5	124±10,6	39,0±7,1	13,0±3,5	11,8±2,1	10,4±2,6	9,5±1,8	25,0±3,9	2,9±0,5	н.п.о.
12-14	7,2±1,0	23±1,8	35,0±7,1	16,0±3,5	17,2±3,0	9,5±1,8	7,0±1,4	6,4±1,1	4,9±1,1	7,4±1,4

Таблица 79 (Продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
14-16	15,2±1,0	8±0,9	31,0±7,1	8,0±1,6	8,8±1,4	10,1±1,8	7,3±0,3	14,3±2,6	6,7±1,4	3,8±0,7
16-18	18,3±1,9	86±8,0	31,0±8,8	8,0±1,4	7,0±1,4	8,6±1,1	11,5±1,8	19,2±3,7	7,2±1,2	5,4±1,1
18-20	12,4±1,4	111±11,5	27,0±7,1	11,0±1,8	19,6±3,5	4,2±0,9	5,2±0,9	9,7±1,8	6,3±0,9	9,0±1,8
20-22		2±0,2	35,0±7,1	4,0±0,9	12,3±1,8	8,4±1,7	7,6±1,4	5,3±0,9	4,7±0,9	21,0±3,5
22-24		164±12,4	32,0±7,1	5,0±0,2	10,0±1,6	7,9±1,1	5,3±0,9	6,2±2,8	8,0±1,6	14,6±2,6
24-26		16±1,8	31,5±4,4	н.п.о.	15,8±2,6	11,1±1,8	4,9±0,9	6,0±0,9	7,7±1,4	5,6±1,1
28-30		12±0,9		3,0±0,5	9,4±1,8	5,1±1,1	2,3±0,3	11,5±2,1	3,4±0,7	5,4±0,9
30-32		10±0,9		6,0±0,9	12,5±1,9	18,8±3,5	10,1±1,8	18,8±3,5	3,3±0,5	17,8±3,5
32-34		13±1,3		6,0±1,1	2,2±0,3	7,8±1,4	4,7±0,9	5,7±1,2	2,4±0,5	1,6±0,3
34-36		7±0,7		15,0±3,2	7,9±1,6	10,8±1,8	8,9±1,6		3,1±0,7	15,2±2,3
36-38		11±0,9		4,0±0,7	2,5±,3		6,6±1,1		14,5±2,6	6,4±1,1
38-40		6±0,4					4,2±0,7		5,9±1,1	10,1±1,8
40-42		9±0,9					4,8±0,9		5,2±1,1	3,6±0,7
42-44		4±0,3								10,9±2,1
44-46										14,8±2,3
46-48										5,4±0,9
										12,6±2,5

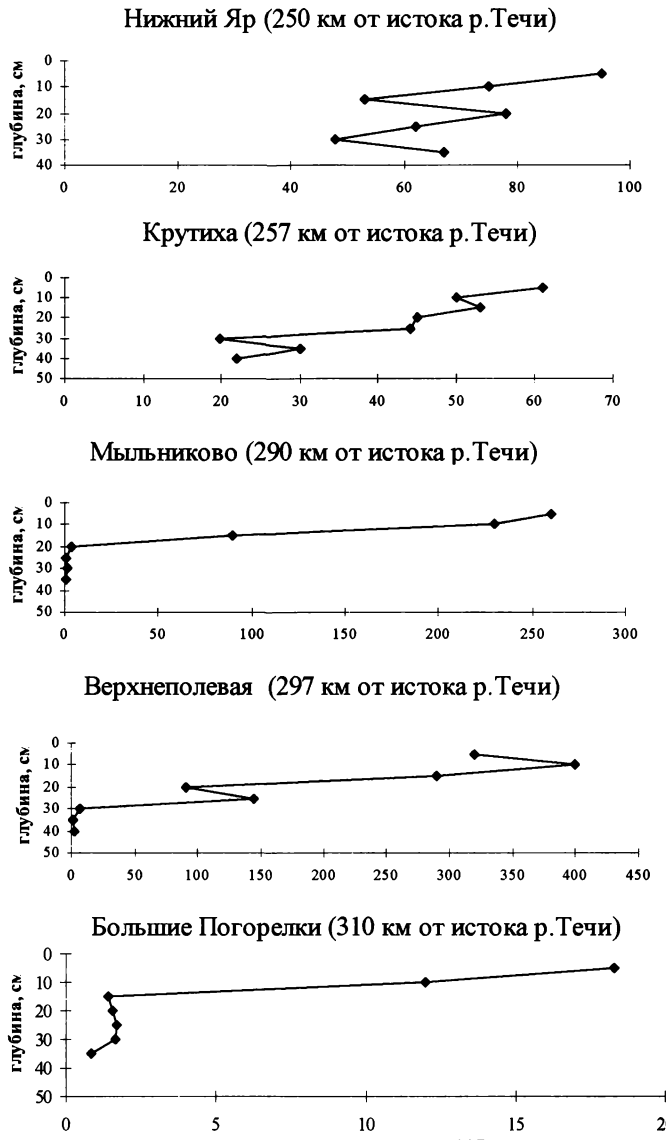


Рис.58. Вертикальное распределение ^{137}Cs в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Исети (1996г.) (Бк/кг сух.массы)

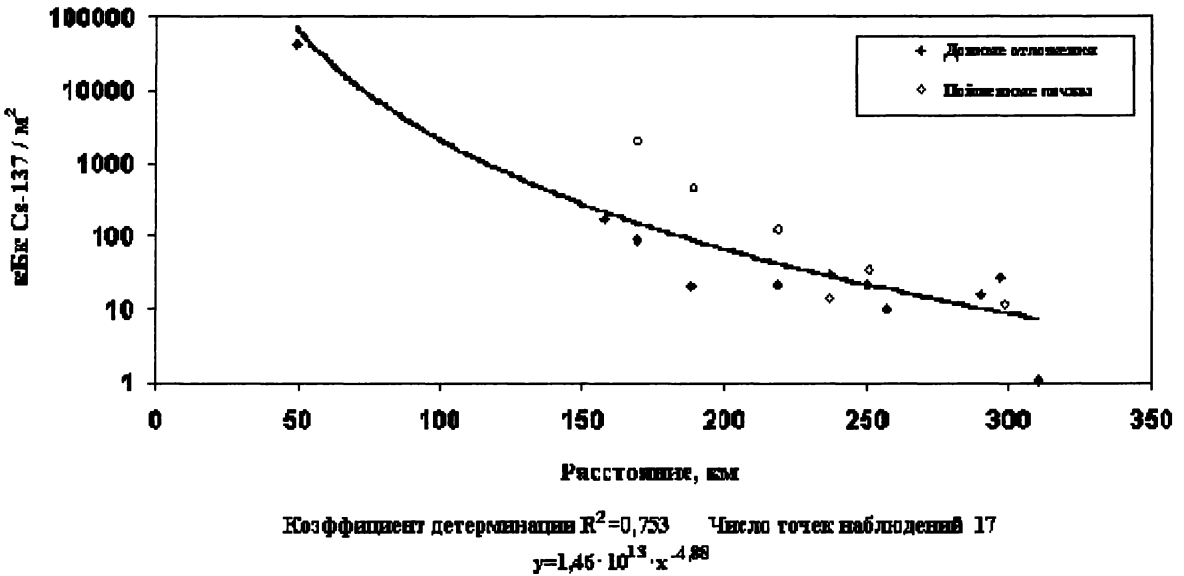


Рис. 59. Интегральное содержание ^{137}Cs в слое 0-100 см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети

Коэффициенты «**a**» и «**b**» для ^{137}Cs, полученные эмпирическим путем, приведены ниже:

$$\mathbf{a} = 30{,}0 \pm 3{,}9 \quad \mathbf{b} = -(4{,}9 \pm 0{,}72)$$

На рисунке 60 показано вертикальное (вглубь профиля и пространственное (вдоль реки Исети) распределение ^{239,240} Pu в донных отложениях пойменных водоемов. Как и для ^{90}Sr и ^{137}Cs, можно отметить, что в большинстве случаев содержание $^{239,240}Pu$ снижается с глубиной согласно экспоненциальной зависимости. Использование экспоненциальной функции позволило рассчитать количество нуклида, содержащееся в донных отложениях за пределами глубины их отбора, основываясь на известных концентрациях в верхних горизонтах.

На рисунке 61 показано пространственное распределение интегрального содержания $^{239,240}Pu$ в 100-сантиметровом слое донных отложений пойменных водоемов и пойменных почв, которое снижается с увеличением расстояния от источника сбросов. Степенная функция хорошо описывает это снижение:

$$\mathbf{y} = \mathbf{e}^{\mathbf{a}} \cdot \mathbf{x}^{\mathbf{b}},$$

где **y** - плотность загрязнения в кБк/м ^{2}, а **x** - расстояние от места сброса радионуклидов. Коэффициенты «**a**» и «**b**» для $^{239,240}Pu$, полученные эмпирическим путем, приведены ниже:

$$\mathbf{a} = 18{,}9 \pm 3{,}7 \quad \mathbf{b} = -(3{,}60 \pm 0{,}70)$$

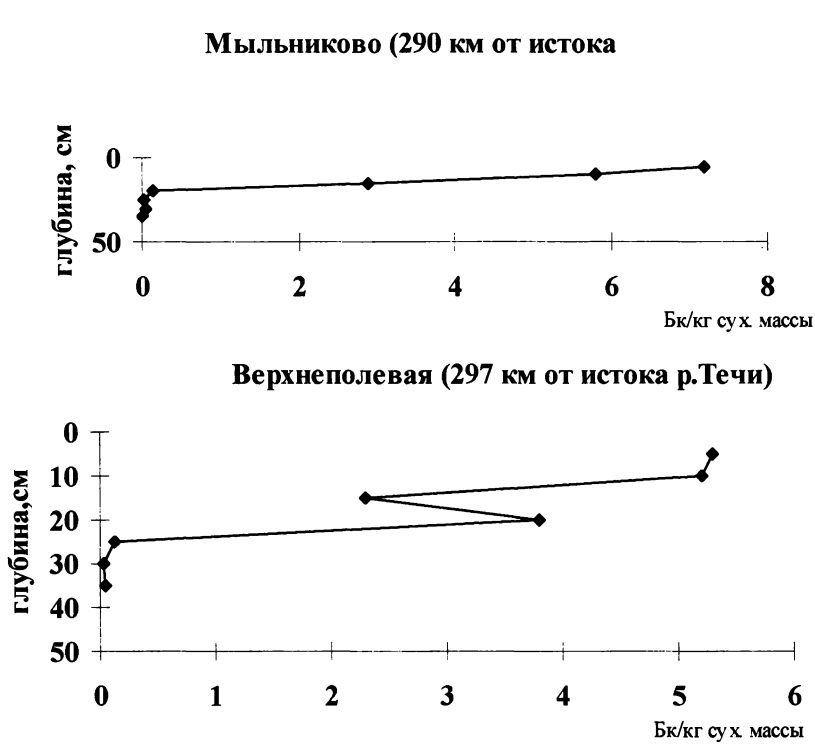


Рис.60. Вертикальное распределение Ри-239,240 в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме р, Исети (1996г.) Бк/кг сух.массы

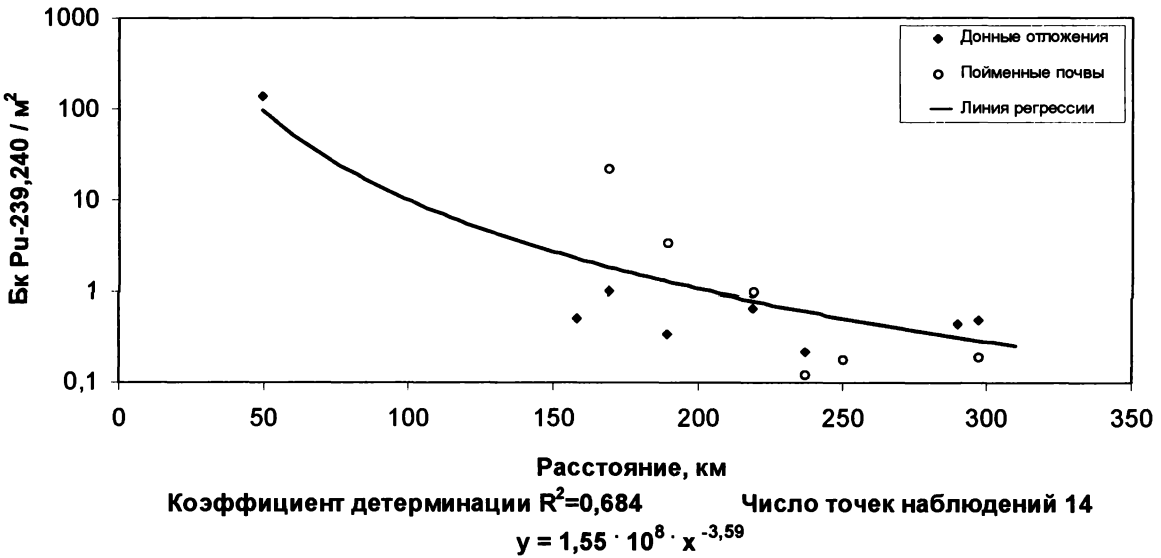


Рис. 61. Интегральное содержание ^{239,240}Pu в слое 0-100 см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети

5.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в гидробионтах рек Течи и Исети

5.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в гидробионтах реки Течи

В работах (Трапезников и др., 1993; Trapeznikov et al., 1993) приведены данные об уровнях содержания и накопления ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в высших водных растениях (роголистник темнозеленый и элодея) и рыбе (карась золотистый). Как видно из таблицы 80, концентрации большинства радионуклидов в макрофитах р.Течи уменьшаются с увеличением расстояния вниз по течению. Яркой иллюстрацией этого положения служит экспоненциальная зависимость концентрации ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом от расстояния от места сброса радионуклида (рис. 62), которая может быть выражена уравнением:

$$K = e^{(a + bx)}$$

где **K** - концентрация ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом, Бк/кг сухой массы;

x - расстояние от места сброса радионуклида, км. Коэффициенты «**a**» и «**b**», полученные эмпирическим путем, составляют:

$$a = 9{,}87 \pm 2{,}32 \quad b = -(0{,}0250 \pm 0{,}015)$$

Такой зависимости не наблюдается только для ^{90}Sr. Следует подчеркнуть, что накопление радионуклидов зависит также от биологических особенностей видов.

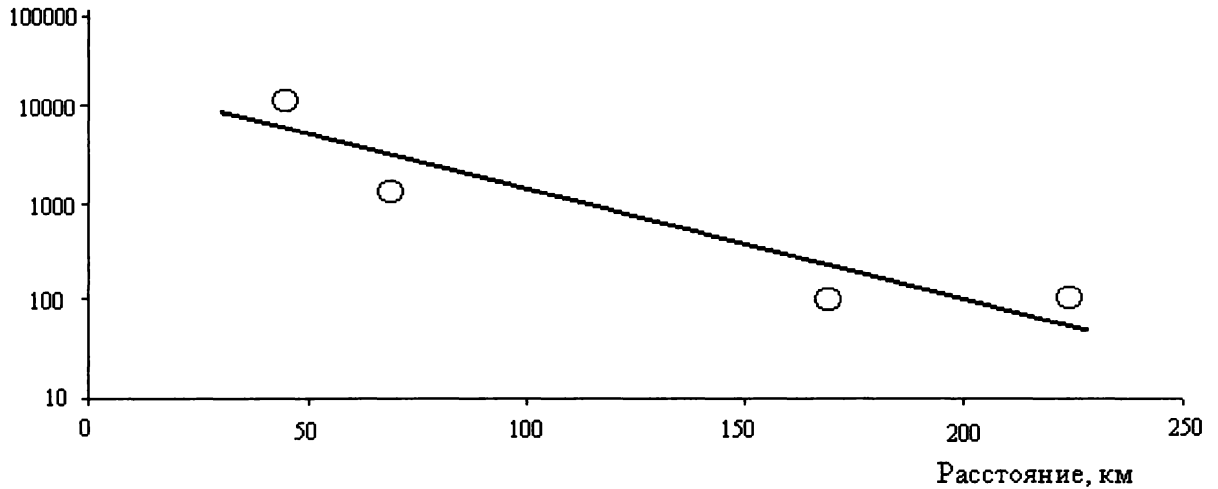
На основании приведенных выше данных о концентрации радионуклидов в гидробионтах реки Течи (табл. 70) и воде (табл. 63, 64 и 65) рассчитаны средние значения коэффициентов накопления (КН).

Таблица 80

Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,249}Pu$ в гидробионтах, отобранных в р.Течке, Бк/кг сухой массы растений, Бк/кг сырой массы рыбы

Местоположение, Расстояние от истока р.Течи, км	Биологический вид	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,249}Pu$
Надыров мост, 49км	Роголистник темнозеленый	1200 ± 1100	9200 ± 2500	14,6 (9)*
с.Мюслюмово, 78км	Роголистник темнозеленый	420 ± 20	1640 ± 330	3,8 (6)
	Элодея	9100 ± 3900	3500 ± 40	не опр.
с.Бродоколмак, 110км	Карась золотистый	340 ± 50	576 ± 12	0,026 (12)
с.Верхняя Теча, 177км	Роголистник темнозеленый	2900 ± 420	200 ± 15	0,34 (9)
	Элодея	1840 ± 190	190 ± 10	не опр.
	Осока	1022 ± 196	194 ± 5	не опр.
	Сусак	1819 ± 154	350 ± 11	не опр.
Затеченское, 237км	Роголистник темнозеленый	1650 ± 630	62 ± 38	0,36 (11)

*- в скобках указана относительная ошибка измерения



Коэффициент детерминации R^2=0,962

$K=1{,}93 \cdot 10^4 \, e^{-0.025}$

Рис. 62. Концентрация ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом (река Теча, июль 1990 г.)

Таблица 81

Накопление ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,249}Pu$ в гидробионтах, отобранных в р.Тече

Местоположение, Расстояние от истока р.Течи,км	Биологический вид	Коэффициент накопления		
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,249}Pu$
Надыров мост, 49км	Роголистник темнозеленый	240 ± 220	14838±4032	28077
с.Мюслюмово, 78км	Роголистник темнозеленый	100 ± 5	2981 ± 600	10857
	Элодея	2167± 929	5645± 65	не опр.
с.Бродоколмак, 110км	Карась золотистый	68± 12	600± 19	50
с.Верхняя Теча, 177км	Роголистник темнозеленый	906± 131	1290± 97	1954
	Элодея	575± 59	1226 ± 65	не опр.
	Осока	319± 61	1252 ± 32	не опр.
	Сусак	568± 48	2258± 71	не опр.
Затеченское, 237км	Роголистник темнозеленый	589 ± 225	912 ± 559	2927

Как видно из таблицы 81, коэффициенты накопления ^{90}Sr для роголистника темнозеленого, рассчитанные на сухой вес варьируют от 100 до 906, составляя в среднем 459; аналогичные значения для ^{137}Cs для этого же вида изменяются от 912 до 14838, равняясь в среднем 5005; коэффициенты накопления $^{239,240}Pu$ для роголистника варьируют от 1954 до 28077, составляя в среднем 10954. Значения коэффициентов накопления для элодеи составляют в среднем: для ^{90}Sr - 1371 и ^{137}Cs - 3435. Для прибрежноводных растений аккумулирование ^{90}Sr и ^{137}Cs выражено в несколько меньшей степени. Так, коэффициенты накопления ^{90}Sr составляют: у осоки - 319, у сусака - 568; аналогичные величины для ^{137}Cs равняются: у осоки - 1252, у сусака - 2258.

Вместе с тем следует отметить большой разброс в значениях коэффициентов накопления, который наблюдается у мактофитов. Выше упоминалось, что величины КН, рассчитанные для роголистника варьируют для ^{137}Cs – от 912 до 14838, для ^{90}Sr – от 100 до 906, а для $^{239,240}Pu$ – от 1954 до 28077. Очевидно, что для речных систем с часто меняющейся концентрацией радионуклидов в воде, величина КН носит весьма условный характер.

Накопление радионуклидов карасем золотистым выражается следующими значениями КН: для ^{90}Sr – 68, для ^{137}Cs – 600, для ^{239,240} Pu – 50. В большинстве случаев значения коэффициентов накопления для высших водных растений и рыбы находятся в пределах одного порядка величин с литературными данными в том числе и с результатами наших исследований, полученными на различных водоемах Уральского региона («Effects...»,1976; Bayer,1982; Трапезников и др.,1983; Трапезникова и др.,1984; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина и др.,1992).

Оценивая уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs (табл. 80) в карасе золотистом, отловленном в р.Тече, следует отметить, что концентрации этих радионуклидов в рыбе находится выше допустимых уровней для ^{90}Sr – 100 Бк/кг и ^{137}Cs – 130 Бк/кг (Методические указания...» 1998). Следовательно, употреблять данную рыбу в пищу нельзя.

5.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях рек Исети, Миасса и Тобола

В работах (Трапезников и др., 1997, 1999) приведены данные об уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях (кладофора и роголистник темнозеленый. Как видно из таблицы 82, концентрация ^{90}Sr в кладофоре на условно контрольных участках р.Исети (до впадения в нее р.Течи) составляет 33-52Бк/кг. После слияния рек содержание радионуклида возрастает примерно в 15-20 раз, достигая 711 Бк/кг. Повышенные концентрации ^{90}Sr обнаружены в кладофоре на всем последующем протяжении Исети вплоть до района Ялуторовска и далее вниз по течению реки Тобол (240-370 Бк/кг). При этом наблюдается уменьшение величины содержания радионуклида в растении по мере удаления от истока Течи. Такая же тенденция характерна и для роголистника темнозеленого.

Концентрация ^{137}Cs в водных растениях, как и в воде Исети, значительно ниже по сравнению со ^{90}Sr. Однако, в с.Красноисетском, расположенном в 5 км ниже устья Течи, отмечено повышенное содержание ^{137}Cs, что свидетельствует о поступлении его с радиоактивно-загрязненными стоками этой реки.

На основании приведенных выше данных о концентрации радионуклидов в гидробионтах рек Исети, Миасса

и Тобола (табл. 82) и воде (табл. 68 и 69) рассчитаны средние значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 83, коэффициенты накопления ^{90}Sr для роголистника темнозеленого, рассчитанные на сухую массу, варьируют от 163 до 866, составляя в среднем 467, что очень близко к значениям КН для этого вида растений, отобранных на реке Тече. Коэффициенты накопления ^{137}Cs для роголистника изменяются от 4600 до 5491, равняясь в среднем 5045, что также очень близко к величинам КН для данного вида макрофитов, отобранных на Тече.

Коэффициенты накопления ^{90}Sr для кладофоры варьируют от 166 до 1039, составляя в среднем 585, а аналогичные величины для ^{137}Cs изменяются от 444 до 11375, равняясь в среднем 3409. Накопление радионуклидов ситником выражается следующими значениями КН: для ^{90}Sr – 263, для ^{137}Cs – 149. Коэффициенты накопления ^{90}Sr для стрелолиста составляют 546, а для ^{137}Cs – 365. Следует отметить меньшие, в целом, величины КН, как для ^{90}Sr, так и для ^{137}Cs, у прибрежноводных растений (ситник, стрелолист), чем у собственно водных макрофитов, (роголистник темнозеленый, кладофора).

Таблица 82

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях, отобранных в реках Исети, Миасс и Тоболе, Бк/кг сухой массы

Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км	Вид растения	^{90}Sr	^{137}Cs
с. Новоисетское р.Исеть, (выше впадения в нее р.Течи)	Кладофора	33,3 ± 12,8	10,8 ± 0,1
с.Верхний Яр (выше впадения р.Течи в р.Исеть)	Кладофора	52,5 ± 2,2	2,4 ± 0,4
с.Красноисетское (р.Исеть), 244км	Кладофора	710,7 ± 83,6	91,0 ± 7,4
с.Соровское (р.Исеть), 330км	Роголистник темнозеленый	411,7 ± 65,1	60,4 ± 2,7
с.Мехонское (р.Исеть), 417км	Роголистник темнозеленый	170,0 ± 56,6	27,6 ± 8,8
с.Усть-Миасское, (р.Миасс)	Роголистник темнозеленый	30,3 ± 8,7	19,6 ± 2,3
	Кладофора	15,0 ± 5,2	7,1 ± 0,2
район г.Ялуторовска (р.Исеть), 596 км	Кладофора	372,2 ± 82,3	0,4 ± 0,1
район г.Ялуторовска (р.Тобол выше впадения в нее р.Исети)	Кладофора	12,0 ± 3,8	4,0 ± 1,1
район г.Ялуторовска (р.Тобол ниже впадения в нее р.Исети)	Кладофора	243,4 ± 24,9	2,3 ± 0,9

5.5. Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реках Тече и Исети и их пойме

5.5.1. Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реке Тече и ее пойме

В работе (Трапезников и др.,1993) приведены расчеты запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде р.Течи. Используя установленные ранее зависимости концентрации радионуклидов от расстояния, а также данные о содержании нуклидов в воде (табл. 63, 64, 65) и основные гидрологические характеристики Течи (табл. 60), можно рассчитать общий запас радионуклидов «М» в воде реки как функцию расстояния «Х» в метрах от места сброса:

$$\text{для } ^{90}Sr\text{: } M = \int_{49000}^{237000} 5 \cdot 10^{10} x^{-1,1} dx = 2 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{137}Cs\text{: } M = \int_{49000}^{237000} 4 \cdot 10^{14} x^{-2,1} dx = 1 \cdot 10^{9} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{239,240}Pu\text{: } M = \int_{49000}^{237000} 2 \cdot 10^{9} x^{-1,7} dx = 1 \cdot 10^{6} \text{ Бк}$$

Таким образом, в воде Течи на момент исследования (начало 90-х годов) содержалось $2 \cdot 10^{10}$ Бк ^{90}Sr, $1 \cdot 10^{9}$ Бк ^{137}Cs и $1 \cdot 10^{6}$ Бк $^{239,240}Pu$.

Таблица 83

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях, отобранных в реках Исети, Миасс и Тоболе, Бк/кг сухой массы

Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км	Вид растения	Коэффициент накопления	
		^{90}Sr	^{137}Cs
Граница Свердловской и Курганской областей (р.Исеть)	Кладофора	166±2	1053 ± 89
	Рдест гребенчатый	60±4	714±214
	Тростник	68±5	1411±232
с.Верхний Яр (р.Исеть выше впадения в нее р.Течи)	Кладофора	640±27	-
с.Красноисетское (р.Исеть), 244 км	Кладофора	635±75	11375±925
с.Соровское (р.Исеть), 330 км	Роголистник темнозеленый	371±59	5491±245
с.Мехонское (р.Исеть), 417 км	Роголистник темнозеленый	163±54	4600±1467
	Ситник	263±25	149±20
	Стрелолист	546±12	365±34
с.Усть-Миасское (р.Исеть)	Кладофора	429±149	-
	Роголистник темнозеленый	866±249	-
Р-н г.Ялуторовска (р.Исеть), 596 км	Кладофора	897±198	-
Район г.Ялуторовска (р.Тобол выше впадения в нее р.Исети)	Кладофора	293±93	444±122
Район г.Ялуторовска (р.Тобол ниже впадения в нее р.Исети)	Кладофора	1036±106	767±300

На основании данных таблиц 67 и 70 был оценен запас радионуклидов «М» в грунтах р.Течи как функция расстояния «Х» (в метрах), предполагая, что средняя масса 0-100 см слоя грунта составляет 150 кг/м^2.

Тогда:

$$\text{для } ^{90}\text{Sr: } M = \int_{49000}^{237000} 8 \cdot 10^{17} \, x^{-2,3} dx = 3 \cdot 10^{11} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{137}\text{Cs: } M = \int_{49000}^{237000} 1,3 \cdot 10^{31} \, x^{-4,8} dx = 6 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{239,240}\text{Pu: } M = \int_{49000}^{237000} 1 \cdot 10^{24} \, x^{-3,9} dx = 8 \cdot 10^{9} \text{ Бк}$$

Более поздние и детальные исследования показали, что загрязнение донных отложений Течи радионуклидами распространяется на большую, чем 10 см глубину. Новая оценка, учитывающая распределение радионуклидов в более глубоких слоях показала, что сделанные допущения были справедливы, предложенная модель дала результаты того же порядка величин, что и первая. Можно утверждать, что, в целом, существенной переоценки запасов радионуклидов не произошло. Таким образом, установлено, что в грунтах р.Течи содержится около $3 \cdot 10^{11}$ Бк ^{90}Sr, $6 \cdot 10^{12}$ Бк ^{137}Cs и $8 \cdot 10^{9}$ Бк ^{239,240}Pu.

Согласно официальным данным, суммарное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs, сброшенное в 50-е годы в открытую речную экосистему, в настоящее время с учетом радиоактив-

ного распада составляет $8,9 \cdot 10^{15}$ Бк. Большая часть радионуклидов содержится в каскаде водоемов в верховье Течи и оценивается в $7,1 \cdot 10^{15}$ Бк («Заключение...»,1991). Кроме сбросов 50-х годов, эта величина включает в себя и более позднее поступление небольших количеств радионуклидов от ПО «Маяк», вычленить которые не представляется возможным. Проведенные нами расчеты оценивают содержание радионуклидов в грунтах и воде Течи на участке от 49 км вниз по течению до ее впадения в Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах р.Течи составляет около $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs и $0,32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr. Интегральное количество радионуклидов в пойменных почвах будет оценено ниже.

5.5.2.Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реке Исети и ее пойме

Анализ распределения радионуклидов по основным компонентам реки показывает, что основным депо их накопления служат донные отложения. В целом, р.Исеть не является абсолютным барьером на пути транзитных радиоактивных стоков в нижележащие звенья Обь-Иртышской речной системы; повышенные количества ^{90}Sr обнаружены на всем ее протяжении.

Данные по уровню загрязнения воды, рассчитаны на $1м^3$, не выявили отчетливой регрессионной зависимости от расстояния, поэтому для оценки интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Исети использовали метод интерполяции, пересчитав содержание радионуклидов на 1 погонный метр реки, принимая в расчет объем воды в разных створах (таблица 84). В качестве примера приведем расчет интегрального

содержания ^{90}Sr в воде на участке р.Исети от 237 км до 245 км от истока р.Течи с использованием данных этой таблицы: $(245-237) \cdot 10^3$ м . $[(0,14 + 0,11) : 2 \cdot 10^6$ Бк/м$] = 1 \cdot 10^9$ Бк = 1 ГБк

Интерполяционная оценка показывает, что общий запас ^{90}Sr в воде р.Исети равен $69 \cdot 10^9$ Бк, а ^{137}Cs - $0,35 \cdot 10^9$ Бк, то есть в воде Исети содержится ^{90}Sr в 3,5 раза больше, чем в воде Течи, а ^{137}Cs - в 3 раза меньше.

Данные по плотности загрязнения грунтов, рассчитанные на 1м^2 не выявили отчетливой регрессионной зависимости от расстояния, поэтому, для оценки интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах р.Исети также использовали метод интерполяции, пересчитав содержание радионуклидов в слое грунта толщиной 40 см на 1 погонный метр реки с учетом ширины реки в разных створах (табл. 85). Расчеты выполнены методом, аналогичным указанному выше.

Интерполяционная оценка показала, что в грунтах р.Исети от Затеченского до г.Ялуторовска содержится ^{90}Sr в 2 раза больше, чем в грунтах р.Течи, а ^{137}Cs – в 50 раз меньше. Сравнение, в целом, запасов этих долгоживущих радионуклидов в реках Тече и Исети свидетельствует о том, что прочно фиксируемый ^{137}Cs закрепился в основном в грунтах первой реки, а более подвижный ^{90}Sr мигрировал за ее пределы.

При оценке запасов радионуклидов в пойменных участках речной системы Теча-Исеть проведено сравнение наших данных с результатами Совместной норвежско-российской экспертной группы. Так, на участке от дамбы последнего из системы искусственных водоемов, расположенных на территории ПО «Маяк», до Надырова моста (то есть с 31 км до 49 км) уровень содержания радионуклидов был определен упомянутой выше норвежско-российской группой («Sources...»,1997). Он составляет 1200 кБк/м^2 ^{90}Sr, 44000 кБк/м^2 ^{137}Cs и 74 кБк/м^2 $^{239,240}Pu$.

Таблица 84

Оценка интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р.Исети

Расстояние от истока р.Течи, км	Объем воды в расчете на 1 м по длине реки, $м^3$	^{90}Sr, кБк/$м^3$	^{90}Sr, МБк/м	Интегральное содержание ^{90}Sr, ГБк	^{137}Cs, Бк/$м^3$	^{137}Cs, кБк/м	Интегральное содержание ^{137}Cs, МБк
237	25,5	5,5	0,14	-	40	1,0	-
245	99,0	1,1	0,11	1	8	0,8	7
336	165,3	1,1	0,18	13,2	11	1,8	119
376	237,5	1,0	0,25	8,5	6	1,4	64
597	348,0	0,4	0,14	45,9	0	0	164
				Итого: $69x10^9$ Бк		Итого:	$0,35x10^9$ Бк

Таблица 85

Оценка интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях р.Исети

Расстояние от истока р.Течи, км	Ширина реки, м	^{90}Sr, кБк/м^3	^{90}Sr, МБк/м	Интегральное содержание ^{90}Sr, ГБк	^{137}Cs, кБк/м^3	^{137}Cs, МБк/м	Интегральное содержание ^{137}Cs, ГБк
237	25,5	28	0,71	-	23	0,58	-
245	66	23	1,53	9,0	6,4	0,42	4,0
336	87	126	2,20	172,0	3,6	0,32	33,1
376	95	22	2,10	86,6	2,8	0,27	12,2
597	116	7,6	0,88	348,9	2,7	0,31	68,3
Итого: $0,6x10^{12}$ Бк					Итого: $0,12x10^{12}$ Бк		

Эти данные хорошо совпадают с нашими результатами для 49 км, соответственно: 920 кБк/м^2 ^{90}Sr, 43000 кБк/м^2 ^{137}Cs и 137 кБк/м^2 ^{239,240}Pu, которыми мы характеризуем первые 18 км реки от дамбы до Надырова моста для слоя грунта мощностью 0- 40 см. В дальнейших расчетах использованы средние величины из этих двух пар значений. В таблице 86 приведены результаты расчета интегрального количества ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu, поступившего от ПО «Маяк» в пойменные ландшафты речной системы Теча-Исеть (ширина поймы принимается равной 50 м).

Таблица 86

Запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пойменных участках речной системы Теча-Исеть

Расстояние от истока р.Течи, км	^{90}Sr, ТБк	^{137}Cs, ТБк	^{139,240}Pu, ТБк
31-49	31*	150*	0,36*
49-310	75**	198***	0,47***
Итого:	106	348	0,83

Ход расчетов следующий:

*для начального участка речной системы (на примере ^{90}Sr):

(920 + 1200) : 2 •10^3 Бк/м^2 • 18 • 10^3 м • 50 м • 32 = 31•10^{12} Бк = 31 ТБк,

где 18 • 10^3м = 18 км - расстояние от дамбы до Надырова моста;

50м - ширина поймы;

32 - величина коэффициента K_3 для ^{90}Sr (см. выше раздел «Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в донных отложениях реки Исети и в ее затопленной пойме»)

** для участка от Надырова моста (р.Теча, 49 км от истока) до села Большие Погорелки (р.Исеть, 310 км от истока р.Течи) на примере ^{90}Sr:

$$179 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2 \cdot (310\text{-}49) \cdot 10^3 \text{ м} \cdot 50 \text{ м} \cdot 32 = 75 \cdot 10^{12} \text{ Бк} = 75 \text{ ТБк},$$

где $179 \cdot 10^3$ Бк/м^2 = 179кБк/м^2- постоянная плотность загрязнения на участке от 49 км до 310 км, равная средней геометрической содержания ^{90}Sr в 100-см слое субстрата;
$(310\text{-}49) \cdot 10^3$ м = 261 км - расстояние от Надырова моста до села Большие Погорелки;
50 м - ширина поймы
32 - величина коэффициента K_3 для ^{90}Sr
*** для участка от Надырова моста до села Большие Погорелки (на примере ^{137}Cs):

$$\left(\int_{49}^{310} 1{,}46 \cdot 10^{13} x^{-4{,}88} dx \right) \cdot 50 \cdot 3{,}8 \cdot 10^{-6} = 198 \text{ ТБк},$$

где 50 = 50м - ширина поймы
49 и 310 = 49 км и 310 км – расстояние от истока р.Течи до Надырова моста и села Большие Погорелки, соответственно
3,8 - величина эмпирического коэффициента K_1 для ^{137}Cs (см. выше раздел «Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях реки Исети и в ее затопленной пойме»).

Запасы радионуклидов для участка «дамба-село Муслюмово» (31 км-78 км) по оценке Совместной норвежско-российской экспертной группы составимы, соответственно, 36-44 ТБк для ^{90}Sr и 190-230 ТБк для ^{137}Cs. Наши результаты сопоставили с этими расчетными данными.

Другой подход к оценке уровней загрязнения поймы р.Течи был использован в работе Чеснокова с соавторами (Chesnokov et al., 1998), определявших содержание ^{137}Cs в почвах с помощью чувствительного детектора «Corad», снабженного каллиматором. Исследование охватывало 5 населенных пунктов: Муслюмово, Бродокалмак, Русская Теча, Затеченское и Красноисетское (р.Исеть), в ходе которых было сделано 20 000 измерений на расстоянии 168 км вдоль Течи. Сравнение результатов, полученных этими авторами, с нашими данными позволяет оценить достоверность предложенной нами модели для оценки запасов ^{137}Cs в пойменных ландшафтах (табл. 87). Анализ результатов показывает хорошую сходимость оценок содержания ^{137}Cs в пойменных почвах на участке 108-160 км, но наблюдаются расхождения для верховья и низовья реки. Наша модель показывает более высокие данные по содержанию ^{137}Cs в верховье Течи и более низкий уровень ее загрязнения в низовье. Возможно, это обусловлено тем, что распределение радионуклида по глубине носит сложный характер, максимальные концентрации находятся на глубине 12-19 см, и поток гамма-излучения регистрируется измерительной аппаратурой не в полном объеме. Известно, что слой материала, близкого к почвам по плотности и составу, толщиной 12,4 см и 21,8 см ослабляет гамма-излучение ^{137}Cs в 2-5 раз, соответственно (Козлов, 1977). Поскольку большая часть ^{137}Cs зафиксирована в верхней части реки, общая оценка содержания этого радионуклида может быть принята с уровнем неопределенности равным 2, то есть допустимы отклонения от средней величины в 2 раза. Подобная амплитуда изменчивости при изучении природных экосистем вполне приемлема. Это заключение относится также к $^{239,240}Pu$, поскольку его распределение близко к таковому для ^{137}Cs.

Таблица 87

Сравнение результатов, полученных нами и представленных в работе (Chesnokov et al., 1998)

Расстояние от истока р.Течи, км	^{137}Cs, ТБк, наши данные	^{137}Cs, ТБк, данные (Chesnokov et al., 1998)
70-78	28	6,5
108-122	3,7	2,9
134-160	1,99	1,24
234-240	0,044	0,32
245-249	0,022	0,074

5.6. Определение возраста донных отложений

Для того, чтобы разобраться в таком важном и сложном вопросе, как механизм переноса радионуклидов в речных экосистемах, в ряде случаев необходимо провести определение возраста донных отложений. В качестве примера рассмотрим грунтовый профиль, отобранный в 1992 г. на расстоянии 49 км от истока Течи в районе Надырова моста. На приведенном выше рисунке 54 показано вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в данной колонке грунта. Очевидно, что характер распределения этих радионуклидов аналогичен и максимум их содержания находится на глубине около 15 см. Методология определения возраста донных отложений на примере грунтов р.Течи описана в нашей работе (Aarkrog et.al.1997). Для того, чтобы датировать слои донных отложений в этом профиле, в них был измерен ^{210}Po (табл. 88), который находится в равновесном состоянии с

^{210}Pb. Уровень гамма-активности образцов был столь высок, что определить спектрометрически ^{210}Pb и ^{226}Ra было невозможно. Для оценки фонового содержания ^{226}Ra, который обуславливает появление естественного ^{210}Po, был проведен анализ слоев грунта ниже 20 см, поскольку на этой глубине можно пренебречь вкладом искусственно привнесенного ^{210}Po. Распределение этого ^{210}Po по профилю грунта может быть описано экспоненциальным уравнением:

$$y = e^{(a + bx)},$$

где «**x**» - масса слоя грунта в кг/м^2,
«**a**» и «**b**» - эмпирически установленные коэффициенты:
a = 4,3 ± 0,14; **b** = 0,0254 ± 0,0067.

Таблица 88

Вертикальное распределение ^{210}Po в илистом грунте реки Течи (р-н Надырова моста, 1992г), Бк/кг сухой массы

Слой грунта, см	Суммарное содержание ^{210}Po	Содержание естественного ^{210}Po	Содержание техногенного ^{210}Po
0-4	158 ± 11	52 ± 8	106 ± 9
4-6	108 ± 16	52 ± 8	56 ± 13
6-8	80 ± 11	52 ± 8	28 ± 10
8-10	79 ± 1	52 ± 8	27 ± 6
10-12	84 ± 1	52 ± 8	32 ± 6
12-14	66 ± 8	52 ± 8	14 ± 8
14-16	78 ± 6	52 ± 8	26 ± 7
16-18	76 ± 3	52 ± 8	24 ± 6
18-20	65 ± 1	52 ± 8	13 ± 6

Учитывая, что период полураспада ^{210}Pb, который находится в равновесии с ^{210}Po, составляет 22,3 года, мы определили годовую скорость осаждения грунта в районе Надырова моста, которая оказалась равной:

$\ln 2/0{,}0254 \times 22{,}3 = 1{,}22$ кг/м^2 в год
(амплитуда изменчивости равна 0,97-1,66)

Умножив среднюю годовую скорость седиментации на прошедшие с момента сбросов годы, получим величину 51,2 кг/м^2, которая соответствует массе осадка, образовавшейся на дне реки в период с момента начала сбросов до настоящего времени. Согласно расчетам мощность этого слоя составляет 14 см. Если учесть амплитуду изменчивости скорости осаждения, то окажется, что слой 12-19 см соответствует периоду максимального загрязнения, что и доказано фактическим распределением радионуклидов в слоях. Среднее отношение $^{239,\ 240}Pu/^{137}Cs$ в грунте Течи в районе Надырова моста равно

$(4{,}1 \pm 1{,}0) \cdot 10^{-3}$, $^{238}Pu/\ ^{239,240}Pu = (6{,}3 \pm 3{,}8) \cdot 10^{-3}$

и $^{241}Am\ /^{239,\ 240}Pu = (2{,}9 \pm 0{,}4) \cdot 10^{-2}$.

Максимум содержания ^{90}Sr наблюдали на глубине 18-20 см, что отражает большую миграционную способность этого элемента. Общий запас ^{90}Sr в 40-сантиметровом слое донных отложений оценивается в 0,95 МБк/м^2, что составляет 2,5 % от запаса ^{137}Cs.

5.7. Идентификация радиоактивного загрязнения рек Течи и Исети с помощью анализа изотопных отношений в донных отложениях пойменных водоемов

Опираясь на информацию о датировке возраста донных отложений и используя ряд изотопных отношений $^{239,240}Pu$ / ^{137}Cs, ^{241}Am / $^{239,240}Pu$, ^{240}Pu / ^{239}Pu можно идентифицировать основные источники радиоактивного загрязнения Течи и Исети.

Как было показано выше, скорость седиментации грунта составляет 1,22 кг/м^2 в год или 0,33 см в год. Углубляя исследования в этом направлении, определили возраст двух образцов донных отложений из пойменных водоемов рек Течи и Исети, расположенных, соответственно, в 167 км и 290 км от истока Течи. Полученные результаты показаны на рисунке 63. Анализ ^{210}Po, ^{226}Ra и ^{210}Pb в слое грунта из водоема, расположенного на 167 км в пойме Течи показывает, что скорость седиментации составляет 0,3 см в год. Это означает, что максимальный уровень загрязнения, соответствующий 1949-1952 годам, следует ожидать на глубине 10-15 см. Фактически он оказался на глубине 5-10 см, так как максимальные концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs приурочены именно к этому слою. Анализ изотопных отношений $^{239,240}Pu$ / ^{137}Cs (0,0103) и ^{241}Am / $^{239,240}Pu$ (0,038) в донных отложениях исследуемого пойменного водоема позволяет предположить, что большая часть этих радиоактивных поллютантов поступила с ранними сбросами ПО «Маяк». И хотя отношение $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs, обусловленное сбросами ПО «Маяк», составляет 0,0041, а при глобальных выпадениях - 0,0229 (в данном случае анализируемая величина - 0,0103 равноудалена от этих значений), изотопное отношение ^{241}Am / $^{239,240}Pu$ в исследуемых грунтах (0,038)

гораздо ближе к величине аналогичного отношения, имеющего место при сбросах «Маяка» (0,029), чем при глобальных выпадениях (0,35).

Еще более убедительные выводы об источнике поступления радионуклидов дает анализ отношения разных изотопов плутония друг к другу. Ранее было показано, что в донных отложениях Течи на 49 км от ее истока изотопное отношение $^{240}Pu/^{239}Pu$ равно 0,0168 ± 0,0005, а при глобальных выпадениях оно составляет 0,18. Отметим, что никаких других источников радиоактивного загрязнения р.Течи на всем протяжении нет. В грунтах пойменного водоема, расположенного на 167 км от истока Течи в слоях 0-5 см, 5-10см и 10-15см изотопные отношения $^{240}Pu/^{239}Pu$ равны 0,02 - это означает, что наличие 98-99% плутония в верхнем слое грунта обусловлено сбросами ПО «Маяк». В слое 15-20 см отношение ^{240}Pu / ^{239}Pu = 0,03, отсюда следует, что 90-92% плутония поступило из того же источника.

Таким образом, максимум радиоактивного загрязнения, источником которого является ПО «Маяк», сформировался в низовье поймы Течи примерно на 15 лет позже основных сбросов ядерного предприятия, то есть около 1965 года. Концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs, найденные в этих слоях грунта, были наибольшими. Установленный факт можно объяснить вторичным переотложением загрязненных грунтов. Источником радионуклидов могли быть пойменные почвы, откуда во время половодья в реку поступают загрязненные частицы.

Датировка образца донных отложений из водоема, расположенного в пойме Исети (в 290 км от истока Течи) с помощью ^{210}Po, ^{226}Ra и ^{210}Pb показала, что скорость седиментации равна 0,3 см в год, следовательно, сброс 1949-1952 годов должен быть приурочен к глубине 10-15 см.

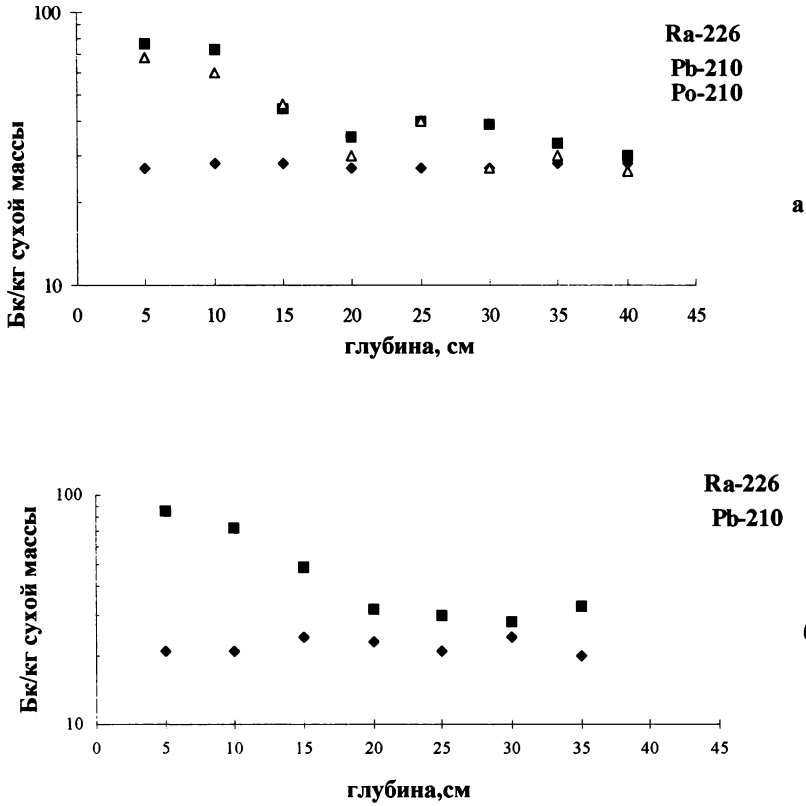


Рис .63. Концентрация ^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{210}Po в донных отложениях пойменных водоемов (1996г.): а) Анчугово, р.Теча б) Мыльниково, р.Исеть

Фактически же пик концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs наблюдается в слое 0-5 см. В данном случае имеем ту же ситуацию, что и в пойме Течи на 167 км. Изотопное отношение $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs равно 0,025, что близко к таковому в глобальных выпадениях, однако, отношение ^{241}Am/$^{239,240}Pu$ равно 0,108, то есть в 3 раза ниже, чем в последних.

Учитывая, что общее содержание $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs в 5 раз превышает уровень глобального загрязнения, можно считать, что основным источником искусственных радионуклидов и в этом случае являются сбросы ПО «Маяк».

Рассмотрим вопрос о возможном загрязнении реки Оби в ее нижнем течении (в районе Салехарда). Это важно в качестве наглядного примера идентификации радиоактивного загрязнения Обь-Иртышской речной системы. На рисунке 64 показаны величины изотопных отношений $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs в донных отложениях рек Течи и Оби, а также в глобальных выпадениях 1960-х годов. Как видно из этого рисунка, вышеупомянутое отношение в грунтах Течи, отобранных на 49км от ее истока составляет 0,0041, в то время как аналогичные изотопные отношения для донных отложений Оби, отобранных в районе Салехарда, варьируют от 0,0218 до 0,0364, составляя в среднем 0,0270. Отношение в глобальных выпадениях равно 0,0229 и находятся в пределах доверительных интервалов с подобными изотопными отношениями в донных отложениях низовья р.Оби, что может свидетельствовать об их общем происхождении – то есть, мы можем утверждать, что радиоактивное загрязнение Оби в районе Салехарда обусловлено в основном глобальными радиоактивными выпадениями 1960-х годов. С другой стороны, отношение $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs в грунтах Течи в 5-9 раз меньше величин аналогичных изотопных отношений в донных отложениях Оби и в глобальных выпадениях, что свидетельствует об иной природе радиоактивного загрязнения р.Течи, а именно – от Производственного объединения «Маяк».

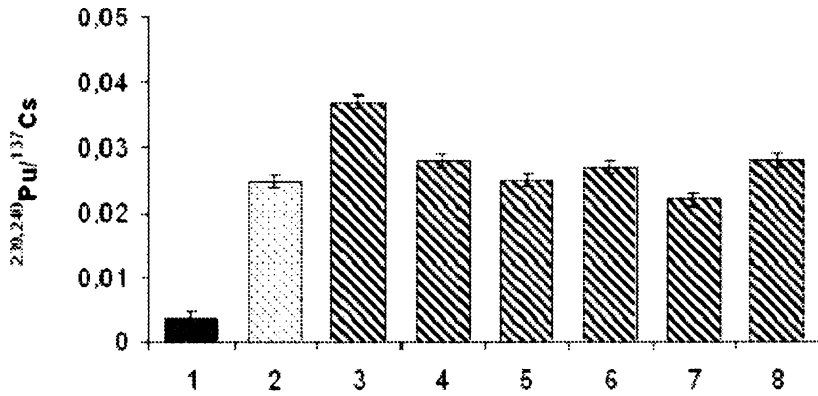


Рис.64. Значения $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ в донных отложениях реки Течи (наши данные), реки Оби (G.Panteleyev,1995) и глобальных выпадениях 1960-х годов
1- р.Теча; 2- Глобальные выпадения 1960-х гг.;
3-8 – р. Обь в районе Салехарда

5.8. Накопление, распределение и миграция ^{137}Cs в реке Туре и в ее пойменных водоемах

5.8.1. Общая характеристика реки Туры

Река Тура протекает по Уралу и Западной Сибири, является левым притоком Тобола. Длина реки составляет 1030 км, площадь бассейна – 80400 км^2. Река сплавная; судоходна на 635 км от устья. Свое начало Тура берет на восточном склоне Уральских гор. Ширина реки порядка 50 м, глубина – 1,5 м. Скорость течения – 0,4 м/сек. Дно Туры – твердое, берега – высокие. В нижнем течении ширина реки достигает 115 м, глубина – 3,5 м, скорость течения – 0,2 м/сек.

Тюменская область является единственной из четырех областей Урало-Сибирского региона, где отсутствуют

предприятия ядерно-топливного цикла. Радиоэкологическая обстановка в этом регионе обусловлена глобальными радиоактивными выпадениями, воздушным переносом радионуклидов из районов ядерных аварий (Кыштымская авария, 1957 г.; авария на Чернобыльской АЭС, 1986 г.), трансграничным переносом по речным системам из Челябинской (ПО "Маяк") и Свердловской областей (Белоярская АЭС). Кроме того, на территории Тюменской области проводились подземные ядерные взрывы в технических целях.

В отличие от соседних областей, в радиоэкологическом отношении Тюменская область до сих пор остается малоизученной. В одну из наиболее исследованных рек региона - р. Тобол - впадает р. Исеть, притоком которой является р. Теча, загрязненная поступавшими в нее радиоактивными сбросами с атомных заводов Производственного Объединения «Маяк» Челябинской области. Если радиоэкологическая ситуация на р.Тече и ее пойме подвергалась обширным исследованиям (Trapeznikov et. all 1993a; Trapeznikov et. all 1993b; Trapeznikov et. all 1994; Chesnokov et.all, 1998; Трапезников и др. 1999), то данные о радиоэкологической обстановке на р.Туре - крупному левобережному притоку р.Тобол - практически отсутствуют, хотя на этой реке и ее притоках находится несколько ядерных предприятий, из которых очень важным является расположенная на Белоярском водохранилище АЭС. Эксплуатация Белоярской АЭС началась в 1964 году. За это время на атомной станции использовали реакторы типа АМБ-100 и АМБ-200, последний из которых выведен из эксплуатации в сентябре 1989 г. С апреля 1980 г. работает энергоблок с реактором на быстрых нейтронах типа БН-600 с жидкометаллическим теплоносителем. Поступление жидких сбросов с БАЭС в р. Пышму производится через водоем-охладитель и Ольховское болото.

На территории Свердловской области непосредственно на р. Туре в ее верхнем течении находится предприятие ядерного цикла, которое также потенциально может являться источником поступления радионуклидов в ее бассейн.

В данном разделе представлены материалы радиоэкологических исследований на р.Туре в пределах Тюменской области, проведенных в 1999-2000 гг., которые затрагивают в основном изучение распределения ^{137}Cs в воде реки и донных отложениях пойменных водоемов.

Радиоэкологическое исследование рек сопряжено с рядом методических трудностей, одна из которых состоит в том, что определение содержания радионуклидов только в воде отражает лишь ситуацию, сложившуюся в момент отбора проб. Определение содержания радионуклидов в биоте, особенно в растениях, может характеризовать радиоэкологическую ситуацию в водоеме за большее время, определяемое в значительной степени продолжительностью жизни биологических объектов. Еще более информативным представляется изучение содержания радионуклидов в донных отложениях, аккумулирующих химические элементы в течение продолжительного времени. Послойный отбор проб донных отложений позволяет получить данные по стратиграфии радиоактивных слоев практически с начала радиоактивного загрязнения реки, уровни его и радионуклидный состав, а в благоприятных ситуациях – хронологию загрязнения. Однако в реках с сильным течением донные отложения переносятся по руслу вниз со стоком воды по течению и через несколько лет заменяются вновь образующимися. Поэтому, более надежным источником сведений о радиоэкологической ситуации в реках является изучение радиоактивного загрязнения донных отложений пойменных озер и стариц, в которых, как правило,

не происходит сильного перемещения грунтов. Учитывая, что уральские реки характеризуются интенсивным переносом русловых отложений, особенно в период паводков, нами для изучения текущего и прошлого радиоактивного загрязнения рек Тюменской области были избраны пойменные водоемы. Подобный подход нами с успехом был использован при радиоэкологических исследованиях рек Течи, Исети, Тобола и Оби (Trapeznikov at al., 1993 a, b; 1995; Трапезников и др., 1997).

Основным объектом данных исследований являлся участок р.Туры, начиная от створа № 1 в районе с. Усть-Ницинское на территории Свердловской области (выше места слияния с р. Ницой) и далее вдоль ее русла на территории Тюменской области вплоть до места слияния с р.Тоболом (рис. 65). В целом, исследованиями был охвачен участок реки длиной около 410 км, из которых 320 – на территории Тюменской области.

Кроме этого, исследованию подверглись пойменные водоемы р.Пышмы вблизи впадения ее в р.Туру в районе базы отдыха «Белый Яр» (створ № 9), а так же в пойме реки Тобол - выше (створ № 13) и ниже (створ № 14) впадения в р.Тобол реки Туры.

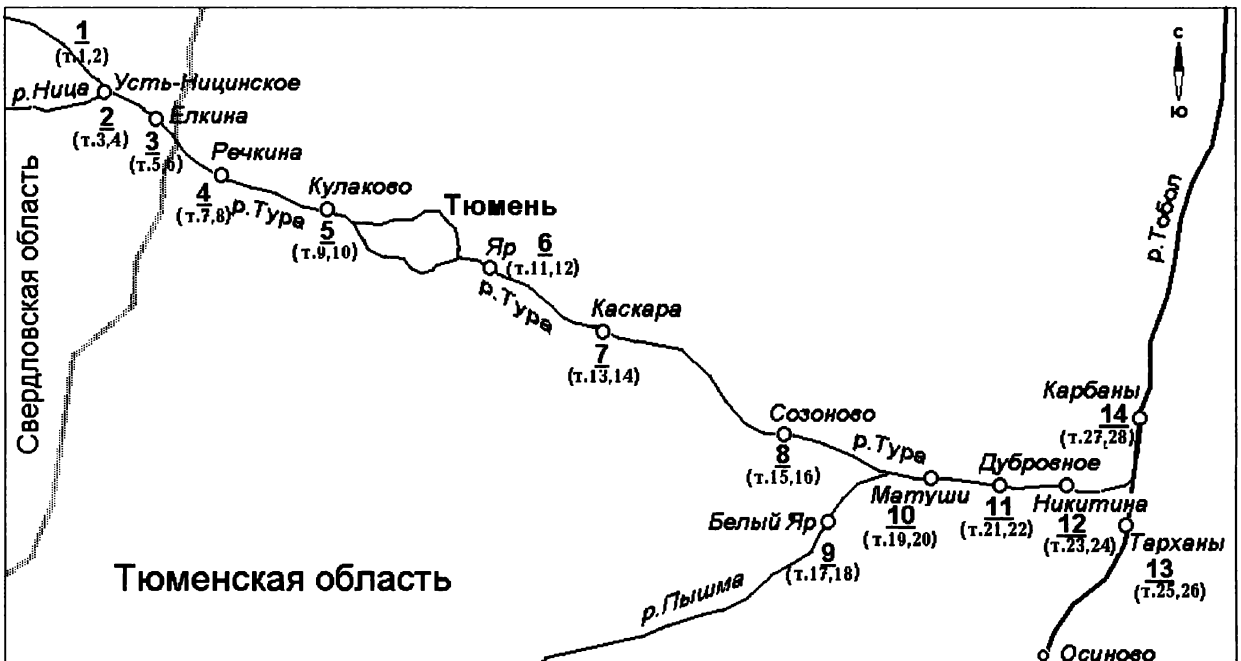


Рис. 65. Схема расположения точек отбора проб донных отложений из пойменных водоемов р.Туры (подчеркнуты номера створов, в скобках указаны номера точек отбора проб)

5.8.2. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов реки Туры

Ниже приведены результаты исследований вертикального распределения ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов р. Туры, включающие данные послойной гамма-спектрометрии проб и представленные в виде математических моделей. (Трапезникова и др., 2005).

Используя результаты гравиметрии проб, концентрации радионуклида в слоях керна (Бк/кг), полученные гамма-спектрометрическими измерениями, пересчитывались в удельные объемные концентрации (Бк/м^3), и далее на основе этих данных были найдены уравнения регрессии в виде экспоненциальных уравнений вида $y(x)=a\cdot e^{-bx}$, где a и b – параметрические константы, x – вертикальная координата, м. В случаях, когда аппроксимация экспоненциальным уравнением оказывалась неудовлетворительной, рассматривалось двухкусочное представление (Трапезников и др., 2000). Полученные таким образом функции описывали вертикальное распределение ^{137}Cs в исследованных точках.

Приведем типичный пример вертикального распределения ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов.

Усть-Ницинская-1 (Створ №1) Свердловская обл., выше слияния рек Туры и Ницы). Из рис. 66 видно, что в пойменном водоеме концентрация радионуклида в донных отложениях монотонно падает с глубиной, слабо изменяясь в верхнем 30-сантиметровом слое, и более круто – в нижних слоях.

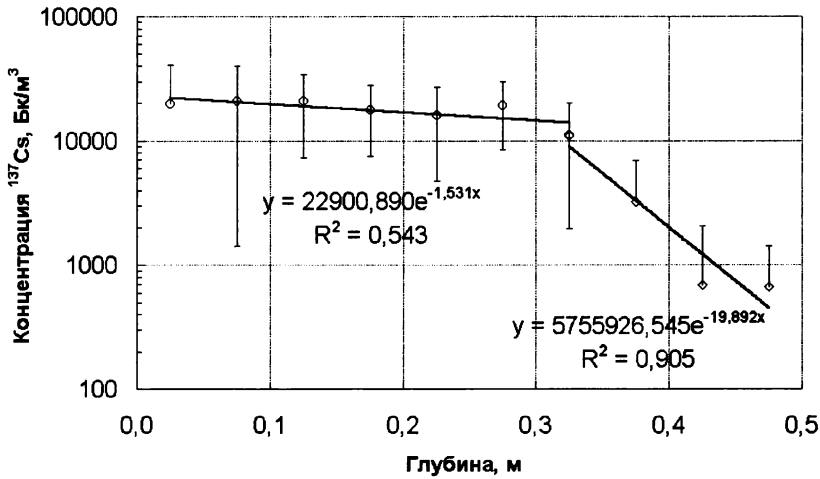


Рис. 66. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов в створе №1 (Усть-Ницинское -1)

В данном случае распределение ^{137}Cs удовлетворительно описывается двухэкспоненциальным представлением для различных пластов донных грунтов:
Усть-Ницинское-1:

y(Бк/м^3) = 22900,9e$^{-1,53x}$; R^2=0,54 x=(0-0,3 м)
y(Бк/м^3) = 5755926,5e$^{-19,89x}$; R^2=0,91 x=(0,3-0,5 м)

5.8.3. Расчет запасов ^{137}Cs в пойме реки Туры в границах Тюменской области

Своеобразие формирования донных отложений пойменных водоемов обусловлено рядом факторов, (объем и продолжительность поступления в эти водоемы воды из русла реки, уровень стояния вод, количество привносимого

и перемещаемого материала и др.), степень влияния которых, очевидно, варьирует от года к году и различна в разных водоемах. Эти факторы, наряду с процессами вертикальной миграции радионуклидов, влияют как на количество приносимого радиоактивного материала, так и на характер его распределения в толще донных отложений. Это наглядно демонстрируется представленным выше графическим материалом и довольно широким спектром математических моделей, описывающих картину загрязнения радионуклидами донных отложений пойменных водоемов. Многообразие процессов формирования донных отложений в конкретных пойменных водоемах проявляется в изменениях содержания радионуклидов с глубиной. При анализе приведенного выше графического материала следует учитывать следующие моменты:

а) Более крутой спад экспоненциальных зависимостей связан с резким снижением концентрации радионуклида с глубиной, что указывает на наличие лимитирующих факторов, сдерживающих его миграцию вглубь. С другой стороны, слабая зависимость концентрации радионуклида от глубины вплоть до почти равномерного распределения может быть обусловлена высокой проницаемостью донных грунтов пойменных озер, способствующей выравниванию концентрации нуклида по вертикали.

б) Немонотонность вертикального распределения радионуклида может быть связана с наличием дополнительных факторов, воздействующих на структуру верхних слоев донных отложений. К таковым можно отнести нанос нерадиоактивного материала с незагрязненной части поймы или вынос радиоактивного с паводковыми водами, маскирующие первичное распределение радионуклида.

Исходя из этого можно отметить, что вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов в створах Елкина, Кулаково, Матуши, Дубровное, Тарханы, а также в пойме Пышмы близко к экспоненциальному, и можно предполагать, что оно слабо изменено вследствие наноса грунтов с других участков. Вертикальное распределение в грунтах пойменных водоемов вблизи Усть-Ницинского, Речкина, Яр, Каскара, Никитина характеризуется либо наличием пологого плато в верхнем слое, либо максимума на глубинах от 0,1 до 0,3 м.

Интегрирование полученных функций вертикального распределения дает общее содержание радионуклида q_i в гипотетическом столбе грунта с сечением 1 м^2 и высотой h, задаваемой верхним пределом интегрирования (в данном случае h = 0,5 м), т.е. фактически представляет локальную плотность загрязнения, выраженную в Бк/м^2.

$$q_i\,(\text{Бк/м}^2) = a\int_0^h e^{-bx}dx$$

Кроме того, с учетом возможности горизонтальной миграции радионуклидов, логически обоснованным представлялось выделить из общих запасов часть, аккумулированную в верхнем слое грунтов, поскольку эта часть запасов, как нам представляется, наиболее подвержена процессам горизонтальной миграции. В этом случае верхний предел интегрирования в приведенном выше интеграле принимался равным 0,1 м. Горизонтальное же распределение оставшейся глубинной части запасов рассматривалось как обусловленное долговременными процессами, являющееся своеобразной «хронограммой» и, следовательно, может указывать на основной источник поступления радионуклидов, воздействие которого отдалено во времени.

Ниже приведены примеры вычисления плотности загрязнения с использованием полученных зависимостей вертикального распределения для створа №1 (Усть-Ницинское):

В слое 0-10см (Бк/м^2):

$$\int_0^{0.1} 22900.890 \cdot e^{-1.531 \cdot x} dx = 2.123 \times 10^3$$

В слое 0-50см (Бк/м^2):

$$\int_0^{0.3} 22900.890 \cdot e^{-1.531 \cdot x} dx + \int_{0.3}^{0.5} 5755926.545 \cdot e^{-19.892 \cdot x} dx = 6.236 \times 10^3$$

Полученные расчетные оценки для плотностей радиоактивного загрязнения пойменных водоемов ^{137}Cs приведены в таблице 89. Отдельным столбцом даны расчеты плотностей загрязнения, учитывающие запасы только в верхнем 10-сантиметровом слое донных грунтов пойменных водоемов. Как уже подчеркивалось выше, эта часть загрязнения наиболее подвержена вторичному перераспределению, и ее обособление позволяет сделать определенные заключения о характере распределения оставшейся глубинной (более «ранней» по возрасту и менее искаженной вторичным перераспределением) части радионуклидов. Наглядное представление о радиоактивном загрязнении донных отложений в пойменных водоемах исследованного участка реки Туры дает рис. 67, на котором в виде продольного профиля графически представлены результаты математического моделирования. Видно, что в целом плотность содержания ^{137}Cs, хотя и флуктуирует на протяжении всего обследованного участка р. Туры, имеет явную тенденцию к спаду при приближении к устью. Такая тенденция присуща как интегральной плотности запасов, аккумулированных в толще от 0 до 50 см, так и запасам в нижнем (10-50 см) слое донных отложений.

Таблица 89

Плотность содержания ^{137}Cs донных грунтов пойменных водоемов на реке Туре, Бк/м^2

Точка отбора пробы	в слое 0-50 см	в слое 0-10 см
Усть-Ницинское 1	2123	6236
Усть-Ницинское 2	684	3331
Елкина	3624	4154
Речкина	350	4420
Кулаково	5013	6658
Яр	982	2786
Каскара	525	3968
Созоново	2364	5748
Матуши	2879	3111
Дубровное	2728	3500
Никитина	1772	2432
Карбаны	1364	3109
пойма Тобола	1762	3181
пойма Пышмы	4437	5273

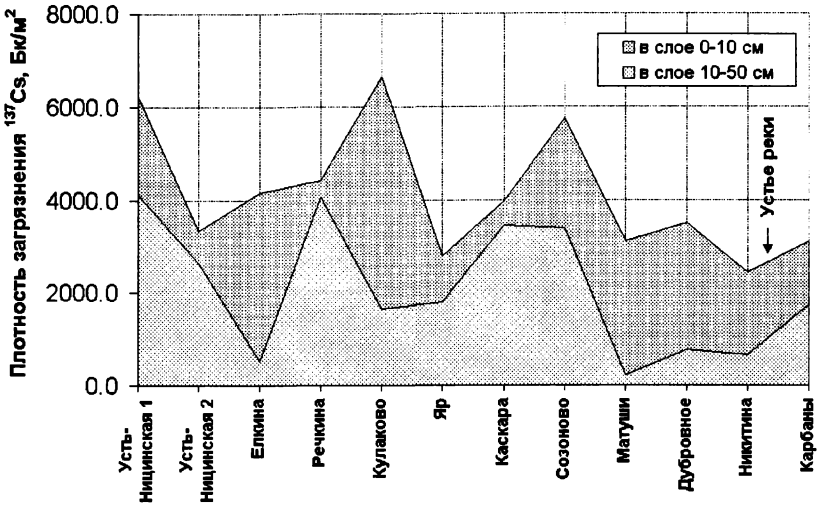


Рис. 67. Профиль изменения плотности загрязнения ^{137}Cs донных отложений пойменных озер вдоль русла р. Туры

Запасы в верхнем слое с некоторой степенью вариации примерно одинаковы на всем протяжении исследованного участка реки.

Используя распределение Стьюдента, при доверительной вероятности 95% были оценены доверительные интервалы полученных средних значений уровней загрязнения для выборки по каждому створу. Эти оценки были приняты нами в качестве вероятностной характеристики загрязнения рассматриваемого участка поймы реки. Допустив существование общей закономерности в распределении радионуклидов вдоль русла реки, которую необходимо было выявить, и, полагая, что отдельные величины локальных плотностей загрязнения в створах q_i с заданной вероятностью укладываются в эту закономерность, для найденной выборки значений (l_i, q_i) был проведен регрессионный анализ (где l_i – линейное расстояние до выбранного створа от

условной нулевой отметки - створа № 1). Принятый подход позволяет установить функциональную зависимость продольного распределения ^{137}Cs вдоль русла Туры в виде регрессионного уравнения $y=y(l)$.

Графики на рис. 68 демонстрируют результат такого моделирования, представляя плотность загрязнения ^{137}Cs вдоль поймы Туры в виде частных экспоненциальных зависимостей: для всей толщи (0-50 см) донного грунта, а так же в слоях (0-10 см) и (10-50 см). Согласно развитой модели, в верхнем 10-см слое плотность загрязнения практически постоянна по всей длине исследуемого участка реки (или незначительно падает с расстоянием), и в среднем равна 2186±752 Бк/м^2. Вариация локальных значений поверхностных уровней загрязнения ^{137}Cs достаточно велика, что отражается в низком значении коэффициента достоверности аппроксимации R^2.

Изменение плотности запасов ^{137}Cs с расстоянием для нижнего (10-50 см) – слоя описывается уравнением y(Бк/м^2) = 816,666·*exp* (0,0039x), а для всей толщины 0-50 см уравнением y(Бк/м^2) = 2999,6·*exp* (0,00165x). Тенденция спада значений общих уровней загрязнения в слое (0-50 см) целиком обусловлена уменьшением с расстоянием содержания ^{137}Cs в нижних слоях грунтов (10-50 см), что выражается в почти одинаковом наклоне частных зависимостей для этих слоев, и, по всей видимости, отражает ситуацию глубинной миграции, сложившуюся в течение длительного периода времени.

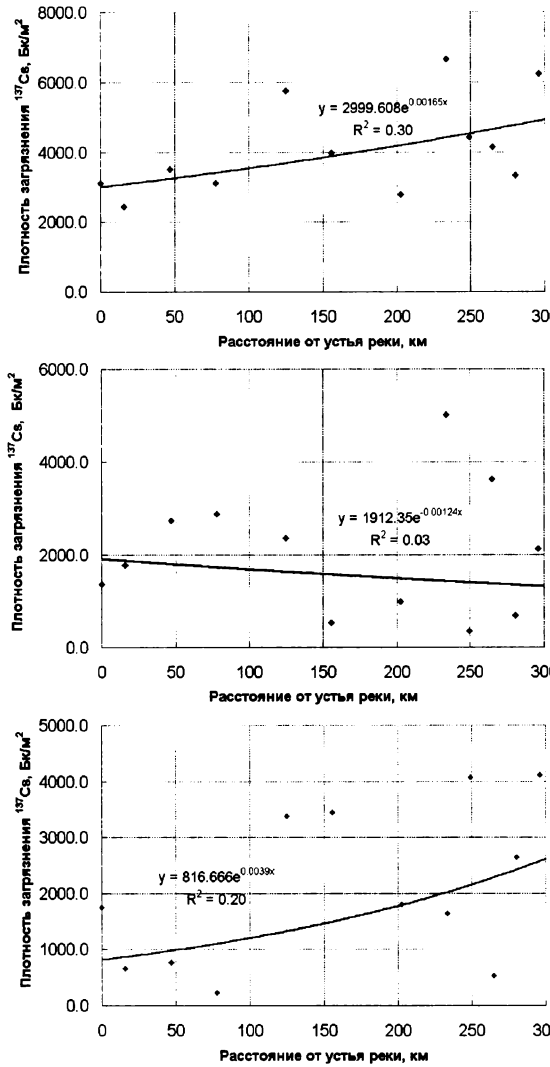


Рис. 68. Математические модели изменения плотности содержания ^{137}Cs в различных слоях донных отложений пойменных водоемов вдоль русла р. Туры: в толще 0-50 см (а), верхнем 0-10 см (б) и нижнем 10-50 см (в) слоях.

Это уравнение с некоторыми допущениями, как это ранее было принято в работе по исследованию р. Течи (Trapeznikov A. et.al., 1994), было использовано для оценки общих запасов радионуклида на протяженном участке поймы реки: ΣQ (Бк) = $2 \cdot w_0 \cdot \int_0^L y(l)\, dl$

здесь: l – общая длина рассматриваемого участка реки;

$2w_0$ – условная средняя ширина двусторонней полосы поймы вдоль русла реки, на которой ведется расчет запасов (в наших расчетах, как и в упоминавшейся выше работе, принято $2w_0 \cdot$ 100 м);

Используя полученные представления для горизонтального распределения ^{137}Cs вдоль поймы, ниже сделана оценка его общих запасов (Бк) в 100-метровой пойме р. Туры в пределах Тюменской области:

В слое 0-10 см:

$$100 \cdot 10^3 \cdot \int_0^{296} \left(1912.347 \cdot e^{-0.00124x}\right) dx = 4.738 \times 10^{10} \quad \text{Бк}$$

В слое 10-50 см:

$$100 \cdot 10^3 \cdot \int_0^{296} \left(816.666 \cdot e^{0.00388x}\right) dx = 4.532 \times 10^{10} \quad \text{Бк}$$

В слое 0-50 см:

$$4.738 \times 10^{10} + 4.532 \times 10^{10} = 9.27 \times 10^{10} \quad \text{Бк}$$

Расчеты показывают, что запасы ^{137}Cs в пойме р. Туры на территории Тюменской области, аккумулированные в поверхностном слое 0-10 см, близки к таковым в глубинном слое 10-50 см, а интегральные запасы в слое 0-50 см составляют около 93 ГБк (2,5 Ku).

Таким образом, на основе полученных моделей можно утверждать, что основным источником поступления радиоактивного цезия на этом участке Туры является входной створ со стороны Усть-Ницинского, куда в свою очередь этот радионуклид, скорее всего, поступил с предприятия ЯТЦ в верхнем течении Туры. На это указывает как ход зависимости общей плотности загрязнения, так и, в частности, тенденция увеличения глубинных запасов цезия в пойме вверх по течению реки. Не выявлено статистически значимого заметного воздействия Белоярской АЭС на радиоэкологическую ситуацию в р. Туре через систему: БАЭС – Ольховское болото (место сброса слаборадиоактивных вод АЭС) – р. Ольховка – р. Пышма – р. Тура.

Приведенные выше данные о радиоактивном загрязнении водоемов в пойме низовья р. Туры, а также водоемов в пойме р. Тобола выше и ниже места впадения в нее р. Туры, указывает так же на отсутствие в настоящее время заметного влияния вод последней на радиоэкологическую ситуацию в р. Тоболе.

5.8.4. Расчет годового поступления и выноса ^{137}Cs с водой реки Туры в границах Тюменской области

В таблице 90 представлены результаты определения содержания ^{137}Cs в пробах воды р. Туры и Тобола.

Изменение концентрации ^{137}Cs в воде вдоль реки, показано на рис. 69, где также условно в «нулевой» точке от устья Туры приведена точка в створе н.п. Карбаны на реке Тобол. Математическая модель такого распределения описывается уравнением регрессии y (Бк/м^3) = $2{,}96 \cdot \exp(0{,}00865 \cdot x)$ при коэффициенте достоверности аппроксимации R^2=0,7 где продольная координата x выражена в километрах.

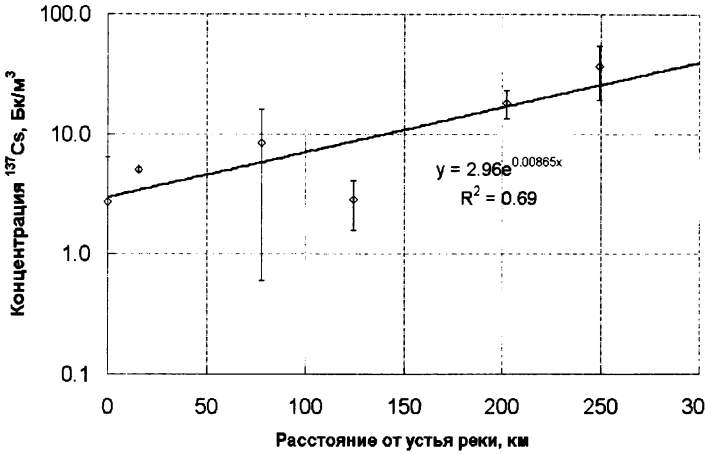


Рис. 69. Изменение концентрации ^{137}Cs в воде р. Туры

Определим потоки ^{137}Cs на входном и выходном створах участка реки как произведения соответствующих концентраций ***C*** на расход воды в створе ***J***. Составим уравнение баланса для этих потоков:

$$f_s = C_{вх} \cdot J_{вх} - C_{вых} \cdot J_{вых}$$

где f_s представляет скорость накопления радионуклида (в Беккерелях за единицу времени). Если концентрация радионуклида выражена в Бк/м^3, а расход воды – в м^3/с, то параметр f_s выражен в Бк/с.

Очевидно, что если входной поток радионуклида равен выходному, то $f_s = 0$ и накопления радионуклида в пойменно-русловой системе реки не происходит. С другой стороны, если входной поток превышает выходной (скорость накопления радионуклида положительная), то в систему поступает радиоактивного материала больше, чем выводится, и, соответственно, эта разница аккумулируется в донных отложениях русла реки и ее поймы.

Таблица 90

Содержание ^{137}Cs в пробах воды, Бк/л

№ створа	Место отбора	Повторн.	Объем пробы V, л	масса золы, г.	Концентрация ^{137}Cs, n.10^{-2} Бк/л	
					В пробах	Средняя
4	Речкина	1	38	14,4	4,93	3,68
		2	36	10,8	2,44	
9	Яр	1	36	39,3	1,48	1,82
		2	37	20,62	2,17	
8	Созоново	1	37	11,47	0,37	0, 28
		2	37	13,85	0,20	
10	Матуши	1	37	8,01	0,78	0, 84
		2	36	10,29	0,88	
12	Никитино	1	37	9,53	0,52	0, 50
		2	36	13,71	0, 49	
13	Тарханы*	1	36	11,69	0, 30	0, 27
		2	33	10,07	0,24	
14	Карбаны*	1	35	13,94	0,14	0, 17
		2	34	11,05	0, 18	
* - относится к водной системе реки Тобол						

Наконец, если выводится радиоактивных веществ больше, чем поступает (скорость накопления радионуклида отрицательная), то происходит вынос радионуклидов в другую речную экосистему. Приведенные рассуждения носят общетеоретический характер и соответствуют стационарному процессу. Для получения надежной информации необходимо проведение более глубоких исследований во времен-

ной динамике, позволяющих учесть как сезонные изменения концентрации, так и эффекты запаздывания при возможных залповых сбросах.

Расчет баланса стационарных потоков для участка от Тюмени до устья Туры дает следующую величину для скорости накопления ^{137}Cs:

$$f_s = 2.96 \cdot exp(0.00865 \cdot 184) \cdot 176 - 2.96 \cdot exp\,(0.00865 \cdot 0) \cdot 216 = \\ = 1919.4 \text{ Бк/с}$$

В расчет заложены следующие параметры:

- Расстояние от Тюмени до устья реки x =184 км;
- Средний годовой расход воды за многолетний период наблюдений: на Тюменской отметке – 176 м^3/с, в устье – 216 м^3/с;
- Использовано полученное выше уравнение $y = 2{,}96 \cdot \exp(0{,}00865 \cdot x)$ для вычисления концентрации цезия на расстоянии x от устья Туры.

Положительная величина баланса f_s = 1919.4 Бк/с означает, что поступление ^{137}Cs в рассматриваемую часть речной системы превышает его вынос, т.е. процесс загрязнения поймы этим радионуклидом продолжается и в настоящее время. Суточное поступление равно Q_d = 1919,4·86400= $1{,}7 \cdot 10^8$ Бк/сут, что соответствует $6{,}1 \cdot 10^{10}$ Бк/год. Отметим, что найденная величина сопоставима с полученной выше оценкой запасов в условной 100-метровой пойме реки на участке между Усть-Ницинским и устьем Туры $9{,}3 \cdot 10^{10}$ Бк.

Расчет годового стока ^{137}Cs в реку Тобол при допущении, что его замеренная концентрация в устье Туры близка к среднегодовой, дает величину $3{,}4 \cdot 10^{10}$ Бк/год (0,93 Ku/год).

Далее рассмотрим закономерности накопления ^{137}Cs на различных участках реки в пределах Тюменской области, для чего применим приведенное выше уравнение баланса для соседних створов реки. В силу того, что расстояния между различными соседними створами различны, введем также нормированный на единицу длины русла показатель скорости накопления f_N, разделив f_s на расстояние между соседними створами L_i:

$$f_N = f_s / L_i$$

Определенный таким образом нормированный параметр f_N представляет скорость накопления нуклида на погонном километре поймы *i*-участка реки.

Для построения модели у нас отсутствуют данные по расходам воды в рассматриваемых створах. Воспользуемся для этого результатами многолетних наблюдений водного режима на 8 постах вдоль русла реки (Ресурсы поверхностных вод, 1973), из которых только два расположены на исследуемом нами участке Туры в пределах Тюменской области. Результат математического моделирования расхода воды представлен на рис. 70 и с высоким коэффициентом достоверности аппроксимации R^2=0,98 дает следующее уравнение для водного расхода в зависимости от расстояния до устья Туры:

$$J_i(м^3/с) = -0.219 \cdot x + 212,73$$

Используя также полученную ранее модель, описывающую изменение концентрации ^{137}Cs в воде реки Туры, получим следующие значения, представленные в табл. 91.

Как следует из таблицы 91, расчетные скорости накопления ^{137}Cs на всех участках реки имеют положительные значения, что означает превышение величины поступления цезия на некоторый участок над величиной его выноса с данного участка.

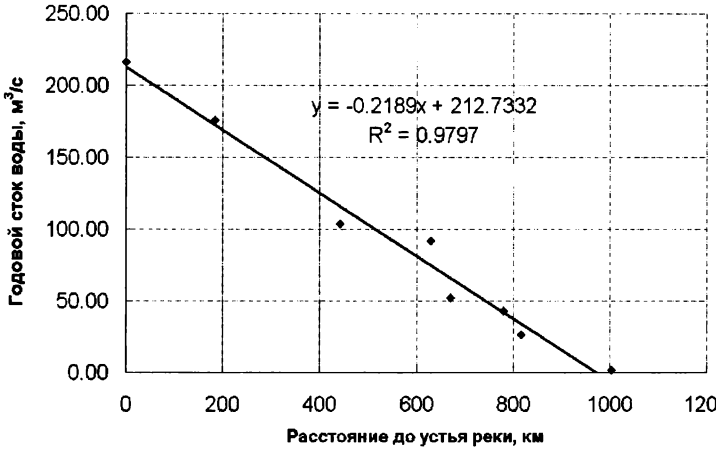


Рис. 70. Изменение среднего годового стока вдоль реки Туры (по результатам многолетних наблюдений режима реки на 8 постах)

Таблица 91

Расчет погонной скорости накопления ^{137}Cs на различных участках поймы р. Туры

	Расчетный средний годовой расход воды, $м^3/с$	$f_N = (C_i \cdot J_i - C_{i+1} \cdot J_{i+1}) / L_i$ Бк/с·км
Усть-Ницинская 1	147.94	-
Усть-Ницинская 2	151.35	38.53
Елкина	154.76	34.60
Речкина	158.17	31.04
Кулаково	161.58	27.83
Яр	168.40	23.64
Каскара	178.63	17.95
Созоново	185.45	13.52
Матуши	195.68	10.21
Дубровное	202.50	7.64
Никитина	209.32	6.07

Это может быть обусловлено аккумулированием нуклида в пойме и русловых донных отложениях, вследствие чего концентрация в воде реки уменьшается быстрее, чем возрастает расход воды. Наблюдаемое увеличение скорости накопления ^{137}Cs вверх по течению соответствует более интенсивному процессу его депонирования в верхнем течении Туры.

Источником поступления цезия в водную систему Туры на территории Тюменской области может являться как одно из предприятий ядерного цикла в верхнем течении Туры, так и загрязненная этим радионуклидом пойма Туры на территории Свердловской области. Более детальные исследования этой реки в Свердловской области позволили бы локализовать источник загрязнения, определить степень его опасности для проживающего в бассейне реки населения и выработать рекомендации по снижению степени его воздействия.

5.9. Накопление, распределение и миграция ^{90}Sr, ^{137}Cs и тяжелых металлов в реках Иртыш, Обь и в их пойме

5.9.1. Общая характеристика рек Иртыш и Обь

Река Иртыш – левый приток р.Оби. Длина реки составляет 4248 км, площадь бассейна – 1643000 км^2. Большая часть течения – по Западно-Сибирской равнине. Средний расход воды у г.Тобольска составляет 2150 м^3/с (в устье – 2830 м^3/с).

Река Обь – крупнейшая река Западной Сибири и России в целом. Длина реки составляет 3650 км (от истока Иртыша – 5410 км), площадь бассейна – 2990000 км^2. В среднем и нижнем течении типично равнинная река. Половодье

с апреля до июля в верховьях и до сентября – в низовьях. Средний расход воды – 12700 м^3/с, наибольший – 42800 м^3/с.

Крупнейшие реки Западной Сибири Обь и Иртыш с их многочисленными притоками и поймой обладают огромными кормовыми ресурсами. В водах данных рек содержится большое количество органического вещества (до 42 мг/л), что способствует развитию планктона и бентоса – кормовых объектов рыб. Уклад жизни коренного населения севера неразрывно связан с рыболовством. Установлено, что при соответствующих рыбохозяйственных мерах может быть обеспечено получение рыбной продукции до 30-60 кг/га. В последние годы рыбопродуктивность составляет около 10-15 кг/га. Основной причиной снижения уловов, прошедшего в последние годы, ихтиологи считают загрязнение Оби. Так, по данным СибРыбНИИПроекта, ежегодные потери уловов от антропогенного воздействия в Обь-Иртышском бассейне составляют 6,8 тыс. тонн. Воздействие загрязнения на ихтиофауну бассейна выражается не только в снижении численности рыб, но и в уменьшении их весового роста. (Никонов, 1977; Брусницына, Крохалевский, 1989).

Многолетними наблюдениями установлено, что наиболее загрязненные участки находятся в Средней Оби, в Нижневартовском и Сургутском районах Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО). Наиболее высоким уровнем и стабильным характером загрязнённости выделялись соединения тяжёлых металлов и нефтепродукты (Семенова и др.,1997; Филатов, Князев, 2001). В водах Средней Оби обитает 29 видов рыб, относящихся к 9 семействам. Промысловое значение имеют 9 видов: муксун, пелядь, чир, пыжьян, нельма, осетр, язь, щука, елец, плотва, окунь, налим, стерлядь. Обь служит для ценных сиговых рыб миграционным путем, а пойма Оби – местом на-

гула молоди всех видов сигов и пеляди, готовящейся к размножению («Экология...», 1997).

Интенсивное промышленное освоение территорий Обь-Иртышского речного бассейна осложняет также радиоэкологическую обстановку данного региона. В бассейне Обь-Иртышской речной системы на территории Свердловской, Челябинской и Томской областей функционирует ряд предприятий атомного профиля, являющихся источниками поступления техногенных радионуклидов в открытые водотоки. Наиболее сильное влияние на экосистему этого бассейна оказывает деятельность ПО «МАЯК» (Челябинская область), производившего в конце сороковых - начале пятидесятых годов прямой сброс жидких радиоактивных отходов в реку Теча, принадлежащую бассейну реки Иртыш. Как было отмечено нами ранее, в Течу в период 1949-1951гг с ПО «Маяк» было сброшено 2,75 млн. Ки радиоактивных отходов («Заключение...», 1991). По имеющимся оценкам в пойме Течи депонировано около 4,6 ПБк ^{137}Cs и 4,3 ПБк ^{90}Sr, представляющих потенциальную радиационную опасность для регионов, расположенных ниже по течению рек Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь (Трапезников и др., 1999 б).

В бассейне Оби и ее притока р. Томь находится территория, загрязненная после радиационной аварии на Сибирском химкомбинате в 1993 году, границы распространения которой и степень влияния на Обскую речную систему, к сожалению, пока недостаточно хорошо изучены (Израэль и др., 1993).

Известно, что рыбы активно аккумулируют радионуклиды и другие токсиканты из воды, грунтов, кормовых гидробионтов, а, следовательно, являются одним из наиболее значимых путей поступления радиоактивных веществ по пищевой цепочке в организм человека (Рябов, 1998).

Для населения, проживающего по берегам рек, рыба традиционно составляет значительную часть пищевого рациона. Подтверждая необходимость проведения подобных исследований, сотрудниками Тобольской биологической станции в период с 1995 по 2004 гг осуществлялся радиоэкологический мониторинг рыб на реперных участках рек Тобол (р.т. Медянки, Сорокино) и Иртыш (р.т. Дурынино, Миссия), а также в более северных участках – на Малой Оби, Большой Оби и Надымской Оби. При этом были проведены гамма-спектрометрические измерения удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K у рыб, принадлежащим к разным трофическим уровням. Анализ межгодовой динамики удельной активности ^{137}Cs у рыб речного бассейна выявил наличие общей тенденции к её снижению с 80 Бк/кг сырой массы в 1998 году до 0,4 Бк/кг сырой массы в 2002-2003 гг. (Рябов и др.,2004).

Нами представлена комплексная оценка уровня загрязненности речной экосистемы на основании результатов как радиоэкологического, так и химического исследования воды, донных и пойменных грунтов, а также рыб различных семейств на участках Средней Оби и Иртыша в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Участок Средней Оби характеризуется не только высокими и стабильными уровнями антропогенного загрязнения, но так же на среднее течение Оби приходится значительная часть уловов рыбы в ХМАО. По статистическим данным в Сургутском и Нефтеюганском районах промысловая добыча рыбы составляла 23% от общего объёма в округе, Ханты-Мансийском – 20%, в Кондинском – 15%, в Нижневартовском – 7%. Основа уловов – карповые, окуневые рыбы и щука (Петкевич, Никонов, 1966; Петкевич, 1971).

Данная работа была выполнена на реках Обь и Иртыш во время летних экспедиций 2004-2006 гг. Объектами исследования являлись рыба, вода, донные отложения и пойменные почвы в створах рек Обь и Иртыш, находящихся в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Схема расположения исследованных створов приведена на рисунке 71, а их краткое описание – в таблице 92.

Рис. 71. Карта-схема расположения исследованных участков на реках Обь и Иртыш
(1-6 – створы)

Таблица 92

Характеристика исследуемых объектов в поймах рек Обь и Иртыш

Объект	Описание	Координаты
Створ 1,	Река Обь на 25км ниже по течению от места слияния Оби с Иртышем, левый берег	61°07,718 ′ N 68°24,661 ′ E
Створ 2,	Река Обь выше впадения Иртыша, левый берег	61°10,765 ′ N 68°58,871′ E
Створ 3,	Река Иртыш, 25 км до впадения Иртыша в Обь, правый берег	60°58,493 ′ N 68°58,845 ′ E
Створ 4,	Река Обь напротив Нижневартовска, левый берег	60°88,656 ′ N 76°69,422 ′ E
Створ 5,	Река Обь в районе н.п. Соснино Томской обл.	60°69,422 ′ N 77°05,095 ′ E
Створ 6, точка 1	Река Иртыш в районе населенного пункта Демьянское, правый берег	59°36,484 ′ N 69°16,387 ′ E

Таким образом, в экологическом мониторинге на Оби был задействован участок от г. Нижневартовск до слияния Оби с Иртышом протяженностью 517 км, на Иртыше от н.п. Демьянский до впадения Иртыша в Обь, протяженностью 307 км. В указанных точках ежегодно проводился отбор проб воды, донных отложений, пойменных почв и, частично – рыбы.

5.9.2. Оценка уровней содержания и запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты определения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша за 2006 г, расчеты годовых стоков радионуклидов и баланса годовых стоков радионуклидов представлены в таблице 93.

Прежде всего, следует отметить, что полученные значения объемных активностей радионуклидов в Оби и Иртыше на два-три порядка величин ниже санитарно-гигиенических норм для населения. Например, уровень вмешательства по ^{90}Sr для воды в соответствии с действующими нормативными документами равен 5000 Бк/м^3 (5 Бк/л) (НРБ-99, 1999).

Наблюдаются существенные различия объемных активностей радионуклидов на отдельных участках рек. В Иртыше отмечено значительное возрастание обоих радионуклидов по течению с 0,9 до 10 Бк/м^3 по ^{137}Cs и с 20 до 44,2 Бк/м^3 по ^{90}Sr. В Оби также прослеживается увеличение объемной активности ^{137}Cs с 3 Бк/м^3 на входном створе до 10,6 Бк/м^3 в створе ниже впадения Иртыша. Содержание ^{90}Sr в воде Оби на обследованном участке в целом более стабильно, отмечаются незначительные колебания величин на отдельных участках реки.

Средние показатели объемной активности ^{137}Cs в воде Оби и Иртыша, не смотря на существенные колебания, сопоставимы между собой и не имеют существенных различий (5,75 и 6,7 Бк/м^3). По содержанию ^{90}Sr в воде данных рек разница более значительна. В створах, расположенных перед слиянием рек, объемная активность ^{90}Sr в воде Оби в 2 раза выше, чем в Иртыше. Средний показатель объемной активности ^{90}Sr в воде Оби в 3 раза выше, чем в Иртыше.

Таблица 93

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша и оценка их годовых стоков (2006 г)

Створ		Содержание, Бк/м^3		Расход воды, км^3/год	Годовой сток, ГБк		Баланс годового стока, ГБк	
		^{137}Cs	^{90}Sr		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
р.Иртыш	№3 - р.Иртыш до слияния с Обью	10,6	44,2	57,3	607	2533	**-566,0**	**-1612,7**
	№6 - р.Иртыш (Демьянское)	0,9	20,0	46	41	920		
р. Обь	№1 - р.Обь – ниже слияния	10,6	110,5	320	3392	35360	**-1203,2**	**-8241,6**
	№2 – р.Обь до слияния с Иртышом	6,4	91,2	263	1683	23986		
	№5 - р.Обь (Соснино)	3,0	98,4	160	480	15744		
	Общий баланс						**-2870,6**	**-18696,0**

Годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет 480 ГБк, что более чем на порядок превышает таковое со стороны Иртыша, равное 41 ГБк. По ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно 15744 и 920 ГБк с соотношением в 17 раз.

Рассчитанные значения балансов годовых стоков для обоих радионуклидов имеют отрицательные значения, как для Оби, так и для Иртыша, указывая на превышение выходных стоков над входными. Это может быть обусловлено тем, что в пойме данных рек уже имеются накопленное за предыдущие годы значительное депо радионуклидов и миграцией последних из донных отложений в воду.

Динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде рек Обь и Иртыш в исследованных створах в период 2004-2006 гг. отражена в таблице 94 и на рис. 72

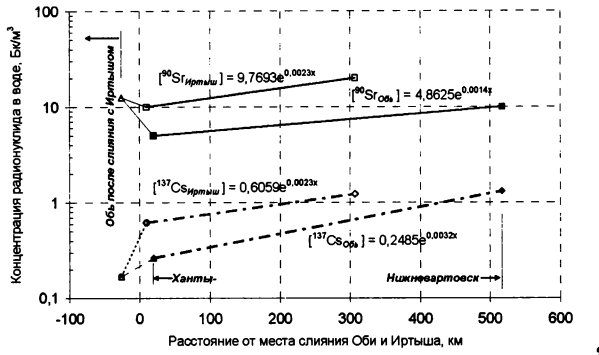
Таблица 94

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша в 2004-2006 годах, Бк/м^3

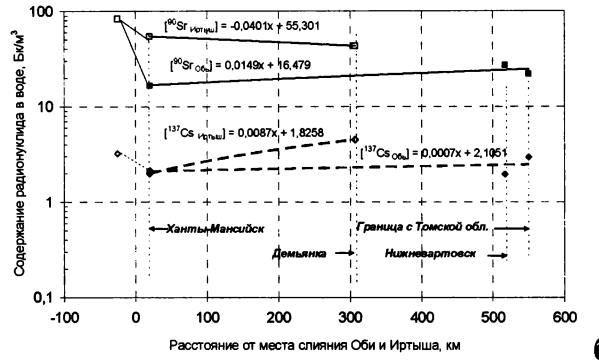
Створ	^{137}Cs			^{90}Sr		
	2004 г	2005 г	2006 г	2004 г	2005 г	2006 г
Иртыш - 20 км до слияния с Обью (створ 3)	0,62	1,3	10,6	10	54,5	44,2
Иртыш - Демьянка (створ 6)	1,23	2,0	0,9	20	43,0	20,0
Обь – 20 км ниже слияния (створ 1)	0,17	2,1	10,6	12,5	83,5	110,5
Обь -20 км до слияния с Иртышом (створ 2)	0,26	1,6	6,4	5	16,6	91,2
Обь – Нижневартовск (створ 4)	1,31	1,3	-	10	27,0	-
Обь - граница ХМАО (створ 5)	-	2,1	3,0	-	22,0	98,4

Как показывают представленные в таблице 94 данные, наблюдался постоянный рост объемной активности радионуклидов почти на всех обследованных участках рек. Если в 2004 году содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша за последние три года было минимальным, то, начиная с 2005 года, уже отмечен определенный рост их объемной активности в воде рек. Наиболее существенное увеличение объемной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr за последние три года наблюдалось на участках рек, расположенных в районе г. Ханты-Мансийска: в Иртыше - перед впадением в Обь, а в Оби - на участках до слияния и ниже слияния с Иртышом. На данном участке Иртыша объемная активность ^{137}Cs в воде с 2004 по 2006 гг. возросла в 17 раз, т.е. с 0,62 до 10,6 Бк/м^3, а ^{90}Sr - с 10 Бк/м^3 до 54,5 Бк/м^3 в 2005 году и до 44,2 Бк/м^3 в 2006 году. В створе Оби, расположенном до слияния с Иртышом объемная активность ^{137}Cs за три года увеличилась в 24 раза, в створе ниже слияния – в 62 раза. Объемная активность ^{90}Sr в створе Оби перед впадением Иртыша за три года возросла в 18 раз с 5 до 91,2 Бк/м^3, ниже впадения в 9 раз.

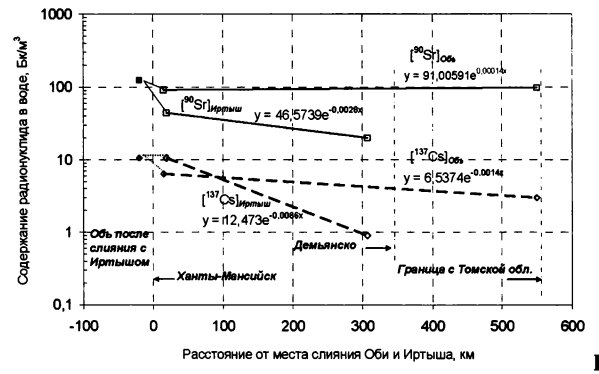
Учитывая сложившуюся тенденцию, в систему мониторинга с 2005 года был включен дополнительный створ на Оби, расположенный на границе ХМАО с Томской областью (створ №5). Полученные результаты подтверждают, что на входном створе реки также происходит увеличение содержания радионуклидов в воде Оби. Только за два последних года объемная активность ^{90}Sr на входном створе реки возросла в 4,5 раза.



а



б



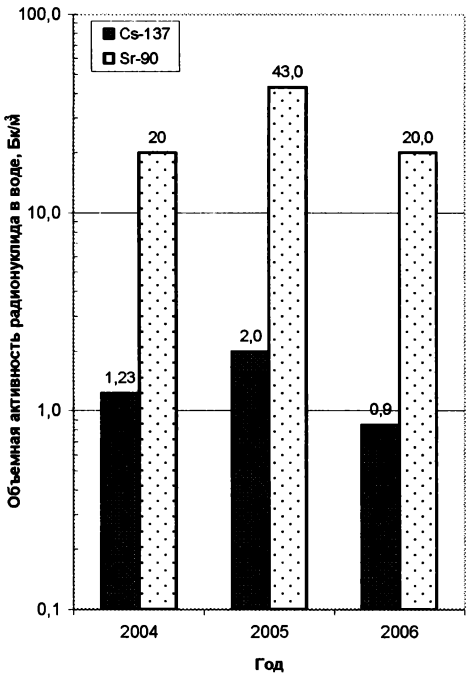
в

Рис. 72. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша в исследованных створах в 2004 г (а), в 2005 г (б) и 2006 г (в)

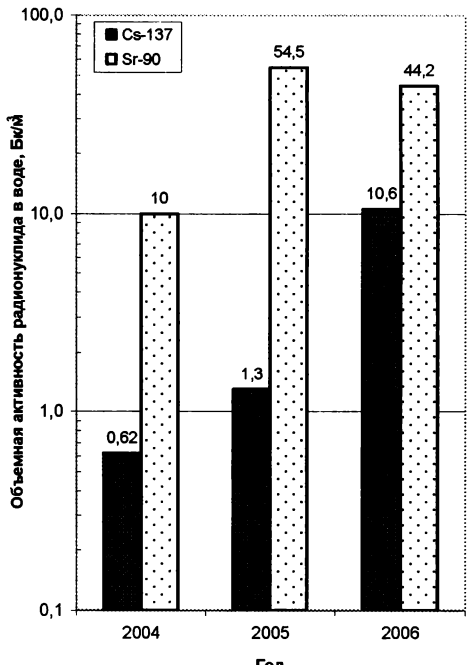
На рисунке 72 показано распределение радионуклидов на обследованных участках рек. На представленных графиках наглядно видно, как изменился градиент распределения радионуклидов за три последних года. В 2004 году (рис. 72а) наибольшие объемные активности радионуклидов установлены на входных створах рек, а ниже по течению наблюдалось постепенное снижение их содержания в воде. Начиная с 2005 года (рис. 72 б), картина распределения начала постепенно меняться. В 2005 году объемные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr на обследованных участках выровнялись, графики распределения приобрели более пологий вид. Подобная тенденция по распределению ^{90}Sr в Оби и Иртыше сохранилась и в 2006 году (рис. 72 в). При этом произошло изменение градиента распределения ^{137}Cs в Иртыше при котором его объемная активность возросла по течению реки, т.е. ситуация стала противоположной 2005 году.

На рисунках 73 и 74 представлена динамика изменения содержания радионуклидов в воде Оби и Иртыша в течение 2004-2006 гг. Из приведенных данных следует, что радиационная обстановка на данных реках нестабильна и подвержена существенным колебаниям. В Иртыше (рис.73) наибольшие концентрации ^{90}Sr были отмечены в 2005 году. В 2006 году произошло некоторое снижение содержания данного радионуклида, но в среднем оно осталось несколько выше уровня 2004 года. Содержание ^{137}Cs в воде Иртыша также несколько возросло в 2005 году. В 2006 году отмечено существенное различие концентрации ^{137}Cs между входным и конечным створами участка реки. В створе, расположенном в районе н.п. Демьянское (рис.73а), наблюдалось снижение содержания ^{137}Cs до величин, близких 2004 году, а в створе, находящемся на территории г. Ханты-Мансийска (рис. 73 б) отчетливо прослеживалось дальнейшее увеличение содержания ^{137}Cs в воде Иртыша.

Радиационная обстановка в Оби также нестабильна. Представленные графики (рис. 74) показывают, что, начиная с 2004 года, наблюдалась общая тенденция увеличения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби на всем протяжении обследованного участка реки. Следует заметить, что ситуация на всех створах складывается схожим образом и обусловлена увеличением содержания радионуклидов в воде на входном створе реки (створ №5), расположенном на границе ХМАО с Томской областью (рис. 74в). Представленные графики наглядно показывают, что загрязнение Оби на территории ХМАО долгоживущими радионуклидами происходит в результате трасграничного переноса последних из-за пределов округа. Источник поступления радионуклидов в воду Оби расположен выше по течению, а ежегодное увеличение поступления радионуклидов в воду отражается на расположенных ниже по течению участках реки.



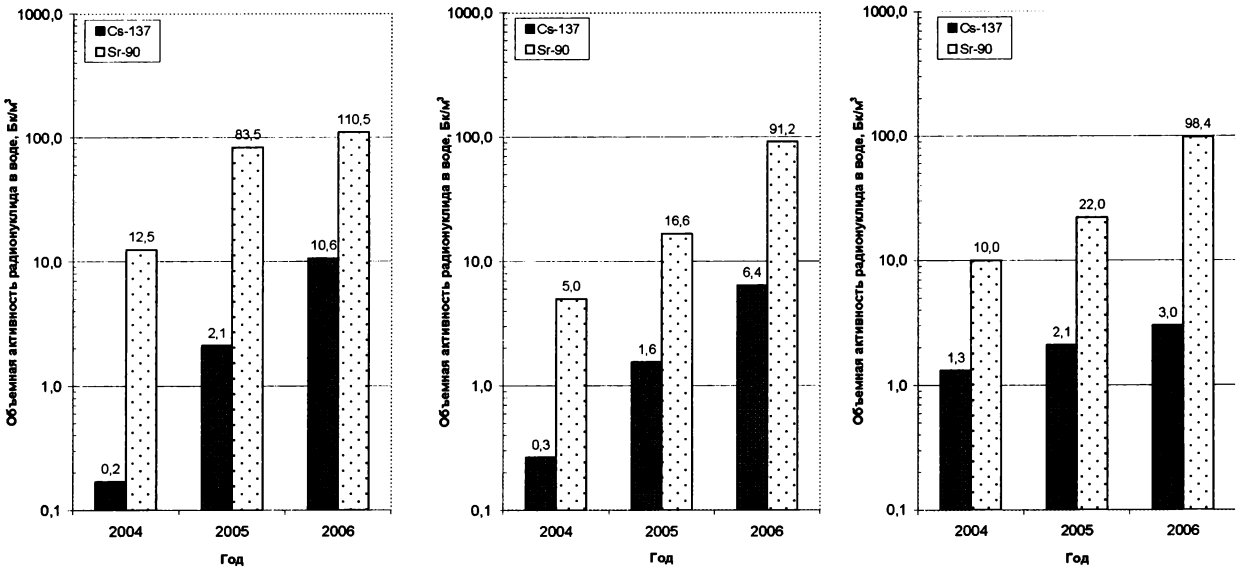
а)



б)

а) – створ № 6 (Демьянское); б) – створ № 3 (20-25 км до слияния с Обью).

Рисунок 73. Динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде реки Иртыш в течение 2004-2006 гг.



а) *б)* *в*

а) – створ № 1 (20-25 км ниже слияния с Иртышом);
б) – створ № 2 (20-25 км до слияния с Иртышом); в) – створ № 5 (на границе ХМАО);

Рисунок 74. Динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде реки Обь в течение 2004-2006 гг.

Отмеченные изменения объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде исследованных рек пока не внушают опасений с позиций норм безопасности, но настораживает негативная динамика в сторону ухудшения общего радиоэкологического состояния рек. Ранее в средствах массовой информации широко освещались события 2004-2005 гг на ПО «МАЯК», связанные с поступлением в Течу большого объема жидких радиоактивных отходов и приведшие к резкому повышению в ней концентрации радионуклидов до величин, превышающих в несколько раз уровень вмешательства (по существу, переведших ее в категорию жидких радиоактивных отходов). С другой стороны, на ситуацию в регионе может оказывать влияние деятельность Сибирского химического комбината на реке Томь. Эта река до сих пор мало изучена радиоэкологами и практически не освещается в научных публикациях и открытой печати. Не исключается поступление в водную систему Оби долгоживущих радионуклидов, находящихся в подземных хранилищах в бассейне этой реки.

Высокая миграционная подвижность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs связана с его высокой растворимостью в воде, меньшим удержанием природными объектами вблизи мест сброса, что и обуславливает наблюдаемое более высокое содержание стронция в воде Оби и Иртыша по сравнению с ^{137}Cs. Известно, что ^{137}Cs легко захватывается илистыми частицами и взвесями, и, следовательно, значительная его часть вовлекается в процессы миграции в виде твердого стока в периоды активного движения водных потоков, например, в половодье или в сезон затяжных дождей.

Таким образом, радиоактивное загрязнение магистральных рек Оби и Иртыша на территории ХМАО может быть обусловлено двумя факторами. Во-первых, поступив-

шими ранее по рекам в результате деятельности предприятий ядерного цикла долгоживущими радионуклидами и депонированием их в донных отложениях рек с последующим переносом в водную среду. Во-вторых, продолжающимся в настоящее время переносом радионуклидов по гидрографической сети от мест их поступления на ниже расположенные участки рек.

5.9.3. Оценка уровней содержания и запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Экспериментальные данные определения концентрации радионуклидов в пробах пойменных почв в исследованных створах рек подвергались математической обработке и были представлены затем в виде графиков. Содержание радионуклидов в каждом слое исследуемой точки усреднялось, как правило, по трем параллельным пробам, а в каждом створе – по двум или трем точкам данного створа. Моделирование вертикального распределения радионуклидов с учетом особенностей этого распределения проведено аппроксимацией полиномами третьей степени, что в большинстве случаев обеспечивало достоверность аппроксимации с $R^2 > 0,5$.

Из представленного графика (рис. 75) следует, что содержание обоих радионуклидов от верхнего слоя до глубин 15-25 см монотонно снижается, достигая минимума, и далее повышается снова. В верхнем слое и на глубинах более 15 см концентрации цезия и стронция близки.

Подобные графики распределения радионуклидов в пойменных почвах были построены для всех обследованных точек на Оби и Иртыше.

На рисунке 76 представлены графики распределения радионуклидов в пойменных почвах Иртыша в точке, расположенной в районе Ханты-Мансийска на противоположном берегу реки.

Вертикальное распределение радионуклидов в данной точке близко к таковому в предыдущей точке, с тем отличием, что в верхнем 0-5 см слое уровни концентраций более высокие, приближающиеся по ^{90}Sr к значениям для глубинных слоев.

Следует отметить, что в представленном створе, содержание радионуклидов в пойме оказалось максимальным из всех измеренных за время экспедиций 2003-2005 гг. Характер вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs позволяет предположить, что нижние слои данного створа, вероятнее всего, представляют депо радионуклидов, возникшее в результате первичного загрязнения от сбросов ПО «МАЯК». В дальнейшем в результате аллювиальных процессов верхние слои 0-20 см были смыты, а уже в поздние периоды произошел вторичный нанос верхних, сначала относительно чистых, а затем более загрязненных грунтов в слое 0-5 см.

Существенное влияние на распределение техногенных радионуклидов в пойменных почвах оказывают интенсивные аллювиальные процессы, протекающие в поймах Оби и Иртыша, искажают картину первичного загрязнения поймы этих рек, как это отмечалось ранее в предыдущих исследованиях (Трапезников и др., 2005 а,б). Сезонные и годичные гидродинамические явления сопровождаются многократным сносом по течению верхних слоев пойменных и донных грунтов, их перемешиванием, отмучиванием, сортировкой, оседанием, вносят сильную неоднородность в распределение радионуклидов, особенно в верхних слоях пойменных почв.

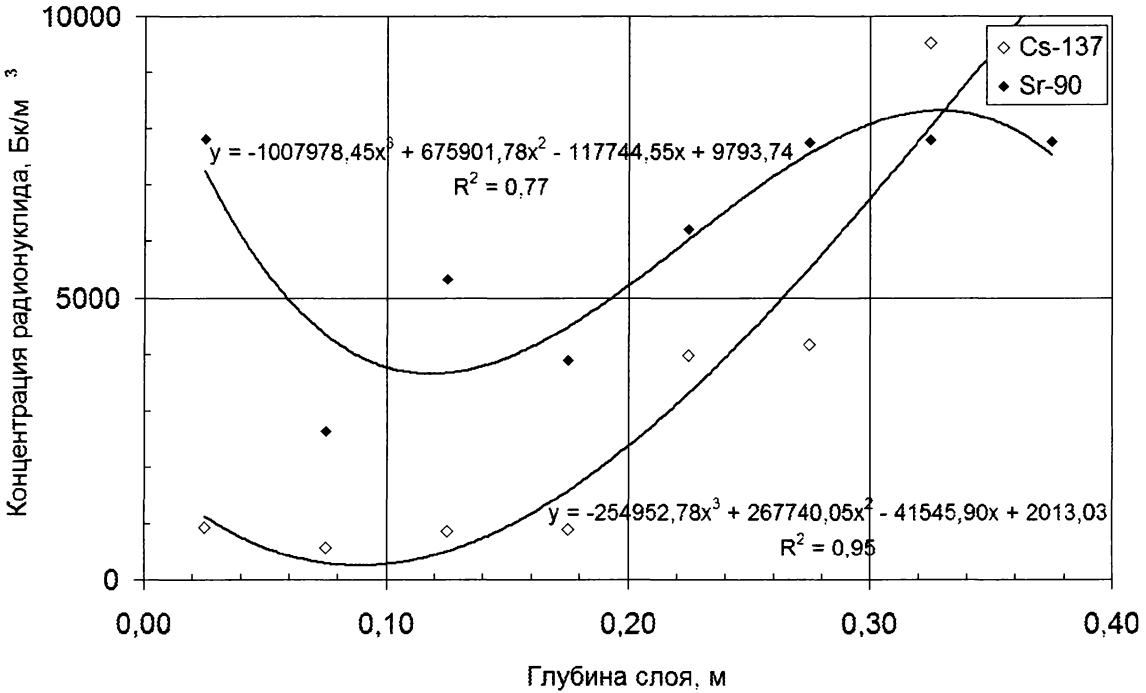


Рис. 75 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Оби (створ 2 точка 3)

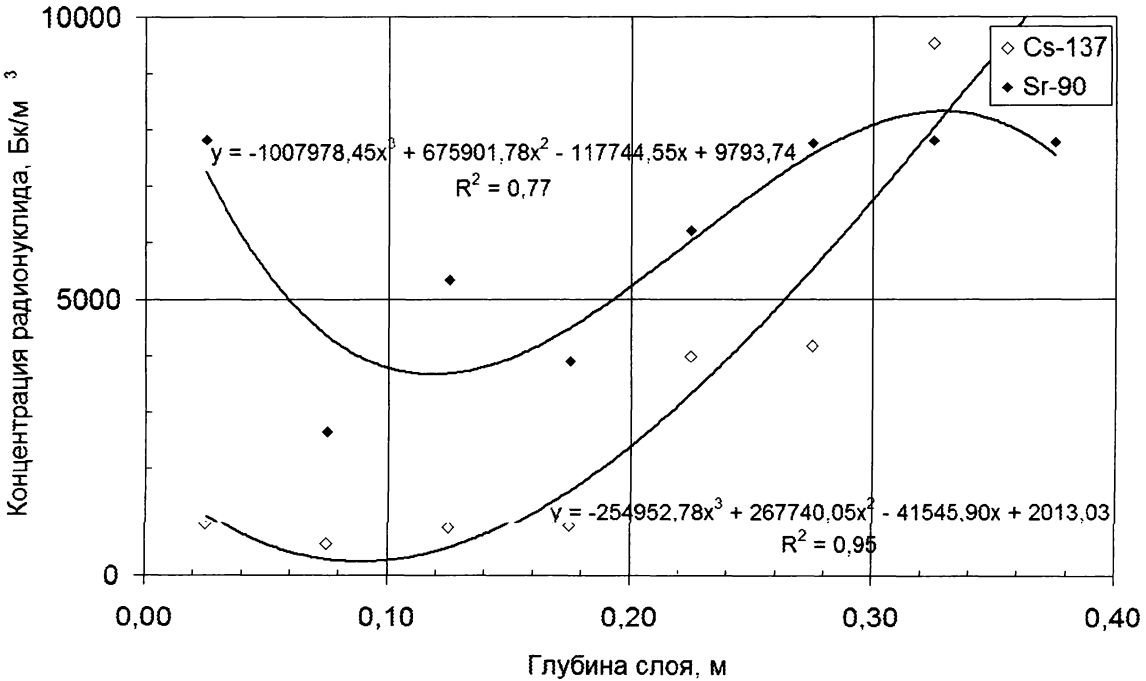


Рис. 76 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Иртыша (створ 3 точка 4)

В результате, вместе со взвешенными в воде твердыми частицами происходит миграция и «твердый сток» сорбированных на них радионуклидов, который вместе со стоком радионуклидов в растворенной форме формирует уникальный для конкретной пойменной точки створа реки профиль их вертикального распределения в донных отложениях и пойменных почвах. В таких речных системах, как правило, равновесие носит динамический характер, в котором система претерпевает непрерывные изменения, поэтому профили вертикального распределения радионуклидов в створе год от года могут изменяться, а в соседних точках в один и тот же момент времени значительно различаться. Для объективного текущего описания поведения и перспективного анализа таких водных систем необходим постоянный и длительный системный мониторинг, в том числе сезонный, результаты которого должны учитываться при моделировании миграционных процессов в пространственно-временном масштабе.

Плотность запасов радионуклидов в каждой исследованной точке определялась интегрированием по вертикальной координате в пределах от 0 до 0,4 м полученных аппроксимирующих полиномиальных зависимостей, описывающих профиль вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в точке отбора проб. Для каждого створа величина локальной плотности запасов в пойме определялась как среднее значение по всем точкам данного створа. Пределы интегрирования определялись глубиной отбора грунтовых проб.

Математические модели, построенные на основе сделанных расчетов, отражающие изменения средних по створам значений плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследованных створов Оби и Иртыша, приведены на рисунке 77.

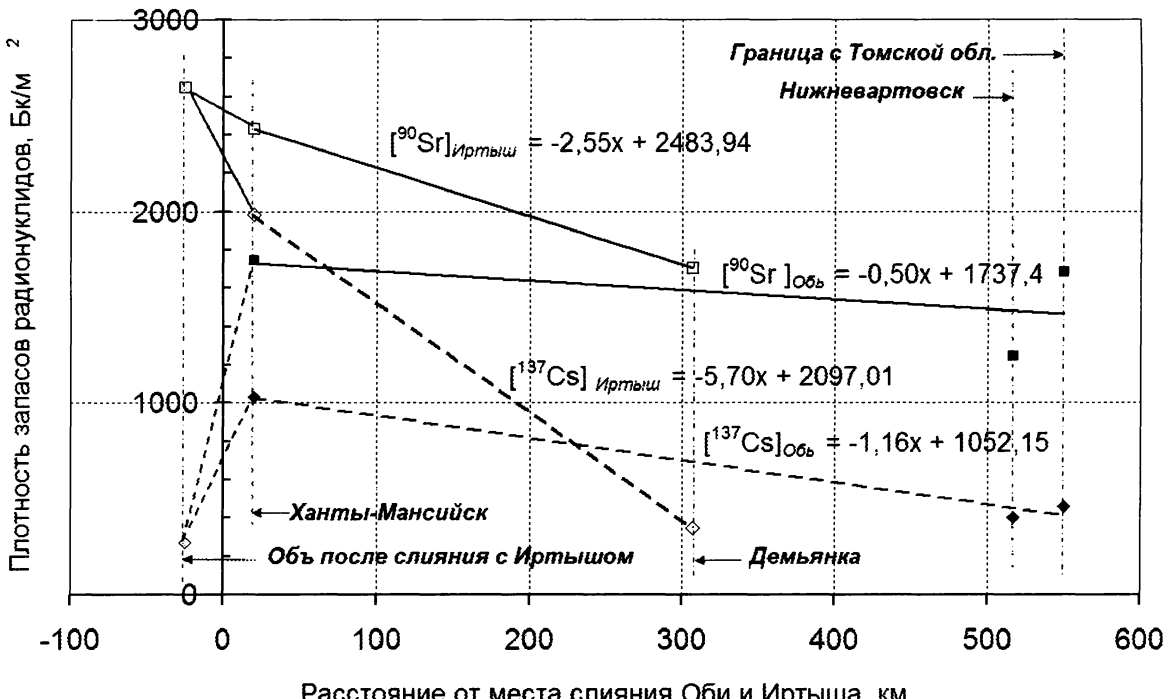


Рис. 77 – Изменение плотности запасов радионуклидов в поймах исследованных участков Оби и Иртыша

По сравнению с результатами исследований, проведенными в 2004 году, характерны следующие изменения:

а) В 2004 году максимальные плотности запасов наблюдались по ^{137}Cs, которые уменьшались с 2700 до 250 Бк/м^2 в пойме Иртыша и с 2000 до 500 Бк/м^2 в пойме Оби. Плотности запасов ^{90}Sr в пойме слабо уменьшались по течению, оставаясь почти постоянными, и составляли около 200 Бк/м^2 в поймах обеих рек. В 2005 году плотности запасов ^{90}Sr заметно увеличились, содержание его во всех исследованных точках превысило соответствующие величины по ^{137}Cs, возрастая по течению рек: в пойме Иртыша с 1700 до 2400 Бк/м^2, в пойме Оби с 1600 до 1700 Бк/м^2.

б) Изменилось направление градиента плотности запасов в пойме по обоим представленным радионуклидам. В 2004 году наблюдалось снижение плотности запасов в пойме по течению рек, в 2005 году отмечено увеличение плотностей запасов в поймах по течению и Оби, и Иртыша, причем максимальные значения плотностей запасов зарегистрированы на выходных створах рек: на Иртыше перед устьем (5 км выше Ханты-Мансийска, створ № 3) – 1983 Бк/м^2 по ^{137}Cs и 2433 Бк/м^2 по^{90}Sr, и на Оби перед впадением реки Иртыш (створ № 2, 20 км выше устья Иртыша) – 1032 Бк/м^2 по ^{137}Cs и 1742 Бк/м^2 по ^{90}Sr. Кроме того, отмечена также самая высокая из всех измеренных величина плотности запасов 2647 Бк/м^2 по ^{90}Sr в створе № 1 на Оби после впадения Иртыша.

Оценка интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследуемых участков на Оби, от административной границы Ханты-Мансийского автономного округа с Томской областью до устья Иртыша, и на Иртыше, от н.п. Демьянское до устья Иртыша, представлены в таблице 95. (Трапезников и др., 2005 а).

В таблице приведены два варианта расчетов, отличающиеся выбором метода представления изменения плотности запасов радионуклидов при удалении от береговой линии. Это связано с тем, что для таких обширных речных систем, как Обь-Иртышская, с протяженностью пойменных территорий измеряемых десятками километров по ширине, в настоящее время отсутствуют данные по распределению радионуклидов в поперечнике поймы. Первый метод рассматривался нами как наиболее консервативный. По первому методу предполагалось, что содержание радионуклидов в узкой полосе двусторонней поймы с суммарной шириной 1 км (по 0,5 км на каждом берегу) эквидистантно по ширине поймы в каждом створе и не зависит от расстояния до береговой линии. Общие запасы определены интегрированием по длине исследуемого участка на ширине поймы 1 км. Оценка по второму методу предполагает спад содержания радионуклидов по трансекте, причем параметры такого спада предполагались близкими параметрам горизонтального распределения радионуклидов на реке Тече (Челябинская обл.): для ^{137}Cs принят экспоненциальный спад с полурасстоянием 55 м, для ^{90}Sr – экспоненциально-степенной, описываемый зависимостью

$$A = k \cdot \exp (0{,}0125 \cdot R)/(660{,}7 \cdot R^{-1.18}).$$

Запасы радионуклидов определены двойным интегрированием представленных функциональных зависимостей с верхними пределами интегрирования, равными длине участка поймы и ее ширине. В этом случае ширина поймы принималась равной 15 км для Иртыша и 60 км для Оби, однако выбор этих величин некритичен вследствие быстрого спада с расстоянием от берега концентрационных зависимостей.

Таблица 95

Оценка интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr на исследованных участках пойм Оби и Иртыша

а) Вариант 1		
Пойма Иртыша (1-км):		
Cs-137 =	$1000 \cdot \int_0^{307000} (-0.0057 \cdot \underline{x} + 2097)\, d\underline{x} = 3.752 \times 10^{11}$	Бк (10,1 Ku)
Sr-90 =	$1000 \cdot \int_0^{307000} (-0.0025 \cdot \underline{x} + 2483.9)\, d\underline{x} = 6.447 \times 10^{11}$	Бк (17,4 Ku)
Пойма Оби (1-км):		
Cs-137 =	$1000 \cdot \int_0^{550000} (-0.0012 \cdot \underline{x} + 1052.2)\, d\underline{x} = 3.972 \times 10^{11}$	Бк (10,7 Ku)
Sr-90 =	$1000 \cdot \int_0^{550000} (-0.0005 \cdot \underline{x} + 1737.4)\, d\underline{x} = 8.799 \times 10^{11}$	Бк (23,8 Ku)
Суммарные запасы:		
Cs-137 = 772 ГБк (20,9 Ки)		
Sr-90 = 1525 ГБк (41,2 Ки)		

Таблица 95 (Продолжение)

*б) **Вариант 2***		
Пойма Иртыша (15 км):		
Cs-137 =	$\int_0^{307000}\left[\int_0^{15000}(-0.0057\cdot \underline{x}+2097)\cdot \underline{e}^{-0.0125\underline{r}}\,d\underline{r}\right]d\underline{x}=3.001\times 10^{10}$	Бк (0,81 Ku)
Sr-90 =	$\int_0^{307000}\left[\int_0^{15000}\frac{(-0.0025\cdot \underline{x}+2483.9)\cdot \underline{e}^{-0.0125\underline{r}}}{660.7\cdot \underline{r}^{-1.18}}\,d\underline{r}\right]d\underline{x}=1.498\times 10^{10}$	Бк (0,41 Ku)

Таблица 95 (Окончание)

Пойма Оби (60 км):		
Cs-137 =	$\int_0^{550000}\left[\int_0^{60000}(-0.0012\cdot \underline{x}+1052.2)\cdot \underline{e}^{-0.0125\underline{r}}\,d\underline{r}\right]d\underline{x}=3.178\times 10^{10}$	Бк (0,86 Ku)
Sr-90 =	$\int_0^{550000}\left[\int_0^{60000}\frac{(-0.0005\cdot \underline{x}+1737.4)\cdot \underline{e}^{-0.0125\underline{r}}}{660.7\cdot \underline{r}^{-1.18}}\,d\underline{r}\right]d\underline{x}=2.045\times 10^{10}$	Бк (0,55 Ku)
Суммарные запасы:		
Cs-137 = 62 ГБк (1,7 Ки)		
Sr-90 = 45 ГБк (1,2 Ки)		

Полученная оценка запасов радионуклидов, выполненная на основе результатов исследований экспедиции 2005 г, дала следующие величины: в пойме Оби депонировано 397 ГБк по ^{137}Cs и 880 ГБк по ^{90}Sr, и в пойме Иртыша – 375 ГБк по ^{137}Cs и 645 ГБк по ^{90}Sr.

Согласно второму варианту оценок, запасы радионуклидов составили 32 ГБк по ^{137}Cs и 20 ГБк по ^{90}Sr – в пойме Оби, и 30 ГБк по ^{137}Cs и 15 ГБк по ^{90}Sr – в пойме Иртыша. Для сравнения, оценки запасов, полученные по такой же методике расчетов, выполненные в 2004 году, дали следующие величины:

для обского участка – 52 ГБк ^{137}Cs и 66 ГБк ^{90}Sr,
для иртышского участка – 35 ГБк по ^{137}Cs
и 3,9 ГБк по ^{90}Sr.

Таким образом, по сравнению с предыдущим годом оценка суммарных запасов радионуклидов дает несколько меньшие значения по ^{137}Cs – 62 против 87 ГБк, но большие величины для ^{90}Sr – 45 против 11 ГБк. По порядку величин полученные оценки запасов намного ниже, чем полученные на основании расчетов баланса годовых стоков радионуклидов.

Таким образом, можно констатировать, что в целом запасы радионуклидов существенно не изменились, но отмечено их перераспределение в нижнюю часть поймы по течению рек.

5.9.4. Оценка уровней содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауной рек Иртыш и Обь

Представленные реки Обь и Иртыш нельзя рассматривать как изолированные экосистемы. Жизнь населения по берегам данных сибирских рек неразрывно связана с рыболовством. Для населения, проживающего по берегам рек,

рыба традиционно составляет значительную часть пищевого рациона. Известно, что рыбы активно аккумулируют радионуклиды и другие токсиканты из воды, грунтов, кормовых гидробионтов, а, следовательно, являются одним из наиболее значимых путей их поступления по пищевой цепочке в организм человека (Рябов И.Н., 1998). В связи с этим, наряду с исследованиями проб воды, было проведено определение содержания долгоживущих радионуклидов в наиболее распространенных видах рыбы, выловленных на обследуемых участках Оби и Иртыша. Результаты определения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе представлены в таблице 96.

Как следует из данных таблицы, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr зависит от вида рыбы и места её отлова и изменяется в достаточно широких пределах. Содержание радионуклидов может варьировать от уровней, находящихся ниже предела чувствительности измерительной аппаратуры и до 153 Бк/кг ^{90}Sr в расчете на сырой вес. Согласно существующим нормативам содержание ^{137}Cs в рыбе не должно превышать 130 Бк/кг, ^{90}Sr не более 100 Бк/кг («Гигиенические...», 2001). Содержание ^{137}Cs во всех исследованных образцах значительно ниже установленного норматива. Но при этом в трех пробах окуня, отловленного в районе города Ханты-Мансийска, содержание ^{90}Sr превышало предельно допустимый уровень, и было равно, соответственно, 153 и 118 и 143 Бк/кг. Согласно требованиям СанПиН 2.3.2.1078,2001 такая рыба уже не пригодна для употребления в пищу населению.

5.9.5. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и рек Теча и Исеть, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла.

В настоящем разделе дан детальный сравнительный анализ радиоактивного загрязнения крупнейшей реки Сибири – Енисея, подверженного воздействию Горно-химического комбината (ГХК), расположенного в г.Железногорске Красноярского края и рек Теча и Исеть, в которые поступали сбросы радиоактивных веществ с ПО «Маяк», находящегося в Челябинской области. (Болсуновский, Трапезников, 2009).

В рамках интеграционного проекта СО РАН и УрО РАН в 2006-2008 годах проводились радиоэкологические исследования реки Енисей, а также рек Теча и Исеть (Обь-Иртышская речная система). Экосистема реки Енисей исследовалась на участке от г.Красноярска до г.Енисейска (410 км по течению реки). Особое внимание было уделено району начиная со сбросов Горно-химического комбината (ГХК) – с 82 км по течению реки от г.Красноярска и до с. Стрелка (330 км по течению реки – впадение р.Ангара). Река Теча всемирно известна своим высоким уровнем радиоактивного загрязнения, вследствие радиоактивных сбросов с ПО «Маяк» - первого в СССР предприятия по производству оружейного плутония. В первые годы реализации ядерной программы (1949-1951 гг.) часть отходов бесконтрольно сбрасывалась непосредственно в реку и это привело к сильному радиоактивному загрязнению экосистемы р.Течи. Жидкие радиоактивные отходы ПО «Маяк» сбрасывались в Течу в 6 км от ее истока.

Таблица 96

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе Оби и Иртыша.

Место отлова	Вид рыбы	Повторность	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг
1	2	3	4	5
Река Обь, г. Нижневартовск	плотва	1	0,23±0,07	32,1±19,3
		2	0,31±0,047	37,2±19,0
		3	1,08±0,10	45,6±20,2
	карась	1	7,52±0,35	32,9±9,84
		2	9,98±0,99	31,73±9,62
		3	6,86±0,69	29,67±9,36
	язь	1	0,80±0,21	32,1±19,3
		2	0,61±0,21	37,2±19,0
		3	0,7±0,16	45,6±20,2
	ёрш	1	2,7±0,53	46,5±21,3
		2	2,53±0,34	41,3±20,6
		3	2,28±0,26	29,6±19,8
	щука	1	9,58±0,77	34,2±16,8
		2	8,11±0,63	40,4±17,6
		3	9,02±0,62	44,2±18,0

Таблица 96 (Продолжение)

1	2	3	4	5
Река Иртыш, г.Ханты - Мансийск,	окунь	1	7,18±0,74	153,5±35,3
		2	7,21±0,78	118,7±31,1
		3	6,01±0,69	143,0±34,3
	судак	1	1,77±0,33	н.о
		2	1,41±0,35	н.о
		3	0,99±0,32	н.о
	лещ	1	1,03±0,19	38,8±20,9
		2	1,91±0,25	27,7±19,6
		3	0,59±0,18	98,2±28,3
	язь	1	0,68±0,23	39,2±20,2
		2	0,72±0,22	41,9±21,4
		3	0,79±0,2	43,0±21,4
	налим	1	0,56±0,15	н.о
		2	0,60±0,16	н.о
		3	0,46±0,11	н.о
Река Иртыш, н.п. Демьянское	щука		1,16±0,26	28,1±18,1
	окунь		0,55±0,17	25,3±19,8
	язь		1,17±0,41	36,5±21,1

н.о – ниже предела обнаружения

Река Теча исследовалась на участке от 49 км по течению реки (Надыров Мост) до устья реки (с.Затеченское), место впадения в р.Исеть. Река Исеть – одна из самых крупных рек на территории Уральского региона – правый приток р. Тобол, берет свое начало из оз. Исетского и протекает по территории Свердловской, Курганской и Тюменской областей. Интерес к проблеме радиоактивного загрязнения этой реки связан с тем, что ниже п. В.Яр в нее впадают воды р. Течи.

Многолетняя деятельность Красноярского ГХК Росатома привела к радиационному загрязнению р. Енисей. Специалисты Росатома в своих публикациях и выступлениях утверждали, что на ГХК ранее отсутствовали аварии и поэтому существующий уровень радиоактивного загрязнения реки минимальный. Однако проведенные научные экспедиции специалистов Института биофизики СО РАН и Института геологии и минералогии СО РАН (ИГМ) в рамках интеграционных проектов СО РАН выявили, что в пойме реки существуют участки с уровнем радиоактивного загрязнения, соответствующим категории радиоактивных отходов (Болсуновский и др., 1998, 1999, 2000; «Закономерности...», 2004).

Из приведенных на рис. 78 значений максимальной активности ^{137}Cs следует, что на протяжении до 330 км от ГХК по течению реки сохраняется высокий уровень радиоактивного загрязнения почв и донных отложений. Проведенные радиохимические исследования проб донных отложений реки Енисей выявили наличие участков русла, в которых содержание изотопов трансурановых элементов (изотопы плутония, америция и кюрия) - в 100 и более раз превышает глобальный уровень (Болсуновский и др., 2006; Bolsunovsky A., Bondareva L., 2007; Bolsunovsky e.a., 2007). Существование слоев почвы и донных отложений с аномально высокими значениями трансурановых элементов ($^{239,240}Pu$ - до 480 Бк/кг и ^{241}Pu - до 1430 Бк/кг) может свидетельствовать как о высокой миграционной способности актиноидов в экосистеме реки, так и о продолжающихся сбросах техногенных радионуклидов с ГХК.

Ранее (табл.70) были приведены некоторые данные по концентрации радионуклидов в донных отложениях реки Теча. Отсюда следует, что содержание ^{137}Cs в донных

грунтах достигает 141 000 Бк/кг (Trapeznikov e.a., 1993; Aarkrog, Trapeznikov e.a., 2000; Трапезников и др., 2007).

В настоящее время р. Исеть испытывает на себе влияние р. Течи, несущей повышенные количества радионуклидов. Основным загрязнителем служит ^{90}Sr, который обнаруживается во всех компонентах водного биоценоза реки на всем ее протяжении от устья р. Течи до г. Ялуторовска. В отличие от ^{90}Sr, процесс загрязнения водной экосистемы ^{137}Cs имеет значительно меньшие масштабы, что связано с меньшим поступлением этого радионуклида с водой р. Течи по сравнению со ^{90}Sr. Для реки Исеть максимальное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях составляет порядка 280 и 80 Бк/кг, соответственно (рис.79).

Из данных, приведенных на рис. 78,79 и в таблице 70 следует, что по максимальному содержанию ^{137}Cs в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей совпадает с рекой Теча (ближняя зона) и превосходит по содержанию ^{137}Cs как дальнюю зону реки Теча, так и всю реку Исеть. Известные немногочисленные данные по содержанию изотопов плутония и америция в реке Теча (табл. 70) свидетельствуют, что в реке Енисей уровень содержания трансурановых элементов значительно выше рек Теча и Исеть с удалением от места сброса ПО Маяк (Trapeznikov e.a., 1993; Aarkrog, Trapeznikov e.a., 2000; Болсуновский и др., 2000, 2006; Bolsunovsky A., Bondareva, 2007; Bolsunovsky e.a., 2007; Трапезников и др., 2007). Это свидетельствует о схожем характере загрязнения ближних зон ПО «Маяк» и ГХК. Однако по удельному содержанию ^{90}Sr в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей значительно уступает рекам Теча и Исеть.

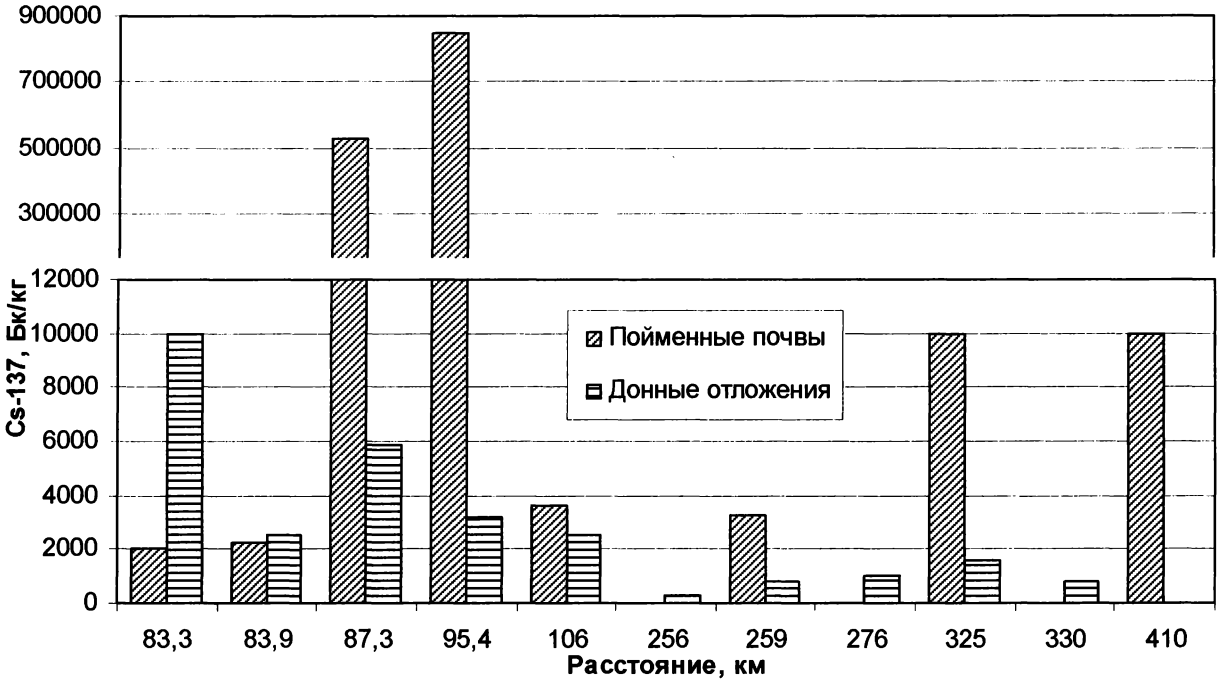


Рис. 78. Распределение максимального удельного содержания ^{137}Cs в донных отложениях и пойменных почвах по течению реки Енисей.

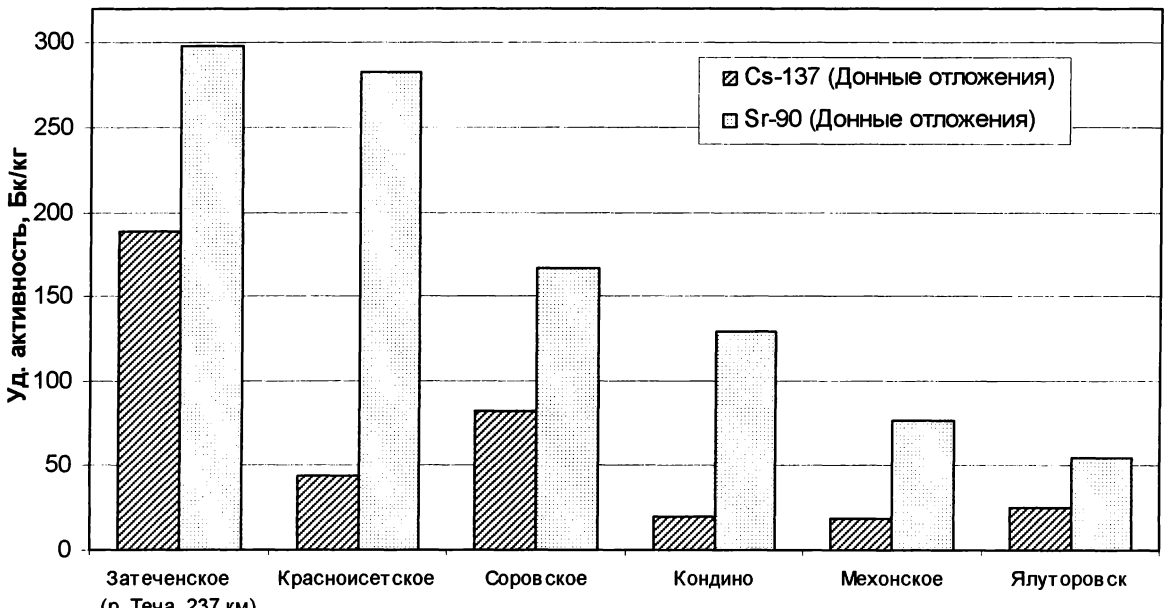


Рис. 79. Распределение максимального удельного содержания техногенных радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в донных отложениях по течению реки Исеть.

Для полноты картины радиоактивного загрязнения рек необходимы данные по запасам техногенных радионуклидов в их пойме. Запасы техногенных радионуклидов в пойме реки Енисей рассчитывались двумя организациями – Институтом биофизики СО РАН (ИБФ) совместно со специалистами Радиологического центра Роспотребнадзора Красноярского края и Институтом геологии и минералогии СО РАН (ИГМ) из Новосибирска (Сухоруков и др., 2008) на основании собственных и литературных данных. Как следует из таблицы 97, запасы основного техногенного радионуклида ^{137}Cs в пойме реки на данном участке реки по разным оценкам оказались близки - от 81 до 83,5 Кюри. Суммарные запасы основных техногенных радионуклидов в пойменных почвах реки (за исключением изотопов плутония) составляют по данным ИБФ 87,5 Кюри. По данным расчетов ИГМ запасы изотопов плутония в пойменных почвах составляют 33,4 Кюри и тогда суммарные запасы техногенных радионуклидов в пойменной почве реки достигают 131,2 Кюри (Сухоруков и др., 2008). Исследования и расчеты ИГМ приведены с учетом содержания радионуклидов в мелкоземе подстилающих галечников. Согласно нашим расчетам, запасы основных техногенных радионуклидов в пойменных почвах Течи составляют 5334 Кюри (табл. 97). При этом запасы ^{137}Cs в пойме Теча превышают таковые в реке Енисей в 46 раз, а запасы ^{90}Sr – в 1500 раз. Столь значительная разница в запасах ^{90}Sr разных рек объясняется как продолжающимся в настоящее время вторичным загрязнением Течи из заболоченной поймы (Асановские болота), так и захоронением ^{90}Sr на Полигоне «Северный» ГХК, что препятствует значительному попаданию радионуклида в Енисей. Однако запасы изотопов плутония в реке Енисей не меньше, а даже больше таковых в реке

Теча в 3.7 раза. Из расчетов ИБФ следует (табл. 98), что суммарные запасы радионуклидов в донных отложениях составляют 24.4 кюри, т.е. в 2.4 раза больше расчетов ИГМ (Сухоруков и др., 2008). Более высокие значения запасов ИБФ могут быть объяснены отбором более длинных кернов донных отложений (до 140 см длины), а также учетом других (кроме изотопов плутония-238,239,240) трансурановых элементов. Запасы ^{90}Sr в донных отложениях реки Енисей совпадают по разным оценкам. Для донных отложений рек Теча и Енисей разница в общих запасах радионуклидов не столь существенна, как для пойменных почв – всего в 7 раз (табл. 98).

Таблица 97.

Запасы техногенных радионуклидов на пойменных участках рек Енисей и Теча

Река (участок, км)	Запасы, Ku					
	^{137}Cs	$^{152,154}Eu$	^{60}Co	^{90}Sr	$^{239,240}Pu$	Сумма
Енисей, 250 км (ИБФ)	80.8	4.1	2.5	0.1	-	87.5*
Енисей, 250 км (ИГМ)	83.5	10.4	3.1	0.8	33.4	131.2**
Теча, 188 км	3865	-	-	1460	9	5334

* - запасы радионуклидов без учета запасов изотопов плутония
** - запасов радионуклидов с учетом запасов в мелкоземе подстилающих галечников

Таблица 98.

Запасы техногенных радионуклидов в донных отложениях р.Енисей, рек Теча и Исеть

Река (участок, км)	Запасы, Ku					
	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	$^{152,154}Eu$	$^{239,240}Pu$ +ТУЭ	Всего
Теча, 188 км	162	-	8.1	-	0.2	170.3
Исеть, 360 км	3.2	-	16.8	-	-	20.0
Енисей, 250 км (ИБФ)	9	5.1	0.7	7.7	1.9*	24.4
Енисей, 250 км (ИГМ)	5.5	1.1	0.6	2.6	0.2**	10.0

* - Расчеты запасов ИБФ для донных отложений проведены для трансурановых элементов (изотопы плутония-238, 239, 240, 241 и америция)

** - Расчеты запасов ИГМ для донных отложений проведены только для изотопов плутония -238, 239, 240,

Аналогично пойменным почвам, запасы трансурановых элементов в донных отложениях Енисея также превышают таковые в реке Теча. Этот факт требует проведения специальных исследований по содержанию актиноидов в донных отложениях реки Теча.

Наши расчеты показали, что в донных отложениях р.Исеть от Затеченского до г.Ялуторовска содержится ^{90}Sr в 2 раза больше, чем в р.Течи, а ^{137}Cs – 50 раз меньше (табл. 98). Это свидетельствует о том, что прочно фикси-

руемый ^{137}Cs закрепился в основном в грунтах реки Теча, а более подвижный ^{90}Sr мигрировал за ее пределы. По сравнению с донными отложениями реки Енисей, суммарные запасы радионуклидов в реке Исеть несколько ниже, но запасы ^{90}Sr в Исеть более чем в 20 раз превышают его запасы в реке Енисей (табл. 98).

С учетом ранее проведенных расчетов ИГМ по запасам изотопов плутония в пойменных почвах (табл.97), суммарные запасы радионуклидов в почвах и донных отложениях реки Енисей на участке от ГХК до с.Стрелка составят около 156 Кюри. Из них ^{137}Cs составляет около 100 Кюри. В 2008 году в МГУ была защищена докторская диссертация В.Г.Линника, в которой обсуждались вопросы запасов ^{137}Cs в пойме реки Енисей. В автореферате этой диссертации (Линник, 2008) приведена оценка запасов ^{137}Cs на участке в 250 км от ГХК равная 161,9 Кюри, что в 1.6 раза больше величины, полученной в расчетах ИГМ.

Исследование миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек Енисей и Теча. Для исследований миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек Енисей и Теча использовали методику последовательного химического фракционирования, разработанную немецкими учеными (Бондарева и др., 2005; Klemt e.a., 2002).

Для анализа использовали пробы донных отложений, отобранные в 2006-2007 году в разных районах реки Теча и вблизи сбросов ГХК на реке Енисей. Фракционирование всех проб рек Теча и Енисей, и гамма-спекрометрические исследования проб были проведены в Красноярске в Институте биофизики. В последующем все фракции были переданы на Биофизическую станцию Института экологии растений и животных для анализа на содержание ^{90}Sr и

трансурановых элементов. Не смотря на то, что гранулометрический и минералогический состав исследуемых проб донных отложений рек Теча и Енисей заметно отличается, во всех пробах донных отложений большая часть ^{137}Cs (87-93% от общего содержания) находится в немигрирующей форме (неразложившийся остаток) по данным химического фракционирования. Это объясняется известным механизмом связывания ^{137}Cs - изоморфного включения в кристаллические структуры силикатных пород грунта. Для ^{90}Sr - большая часть радионуклида, до 98% от общего содержания в пробах донных отложений реки Теча, находится в мигрирующих и потенциально мигрирующих формах; для донных отложений р.Енисей только 60 % ^{90}Sr находится в мигрирующих формах. Изотопы $^{239,240}Pu$ преимущественно находятся в неразложившемся остатке (от 75 до 84 %) как донных отложений реки Теча, так и Енисей. В пробах реки Енисей, в отличие от проб реки Теча, зарегистрированы и другие техногенные радионуклиды, включая трансурановый элемент ^{241}Am. Результаты фракционирования показали, что около 55% изотопов европия и америция присутствуют в пробах в мигрирующих и потенциально мигрирующих формах. Полученные данные по миграционным формам ^{241}Am донных отложений реки Енисей более соответствуют данным по ^{90}Sr, чем - по $^{239,240}Pu$. В результате были получены последовательности миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек.

Для донных отложений р.Енисей:

$^{90}Sr \approx {}^{241}Am \approx {}^{152}Eu > {}^{60}Co > {}^{239,240}Pu > {}^{137}Cs$;

для донных отложений р.Теча:

$^{90}Sr >> {}^{239,240}Pu > {}^{137}Cs$.

5.9.6. Содержание тяжелых металлов и органических токсикантов в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Полученные результаты химического состава воды анализировались в сравнении с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) определяемых компонентов, установленными для рыбохозяйственных водоемов («Перечень...», 1999)

Результаты гидрохимического обследования Обь-Иртышского речного бассейна 2004-2006 гг. подтвердили значительное снижение качества воды, ухудшение её санитарных показателей. Согласно полученным данным основными загрязнителями вод Оби и Иртыша являются органические вещества, нефтепродукты, фенолы и тяжелые металлы, такие как железо, медь, свинец, алюминий, марганец, ртуть.

В 2004 году концентрации загрязняющих веществ в воде составили: нефтепродуктов – 1,1 – 2,8 ПДК, железа – 3,0 – 15,4 ПДК, меди –7,0 – 17,0 ПДК, свинца – 1,08 – 1,42 ПДК, алюминия – 1,25 - 2,0 ПДК, марганца – 3,7 – 4,3 ПДК. В пробах воды Оби отмечено повышение содержания железа – до 7,2 ПДК, нефтепродуктов - до 2 ПДК, меди - до 12 ПДК, свинца - до 1,58 ПДК, марганца - до 4,3 ПДК. В пробах воды Иртыша также наблюдалось повышенное содержание нефтепродуктов - до 2,8 ПДК, соединений железа - до 5 ПДК, меди - до 14 ПДК, свинца - до 1,42 ПДК, алюминия - до 2 ПДК, марганца - до 3,7 ПДК, показатель химического потребления кислорода (ХПК) увеличен до 2,4 ПДК.

По многим показателям наиболее загрязненная точка Оби располагалась в районе Нижневартовска (створ 4). Ниже по течению реки перед впадением Иртыша в районе

Ханты-Мансийска, отмечено снижение количества общего и органического азота, кальция, показателя жесткости воды, содержания гидрокарбонатов, кремния и меди ($p<0,05$). Но не все полученные результаты отвечали такой закономерности. Содержание в пробах воды магния, сульфатов, нефтепродуктов, железа, СПАВ, цинка, никеля и свинца, напротив, возрастали.

В Иртыше также прослеживалась определенная тенденция понижения содержания большинства химических элементов вниз по течению реки. Такая тенденция наблюдалась в отношении 20 ингредиентов из 35 исследованных. При этом снижение количества в воде сульфатов, показателя жесткости, гидрокарбонатов, кремния, калия, цинка подтверждалось статистически ($p<0,05$). В тоже время, содержание в воде железа, СПАВ, напротив, увеличилось.

В следующем 2005 году концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах составили: органических соединений по $БПК_5$ -1,1-1,9 ПДК, по ХПК – 2,14 – 5,44 ПДК, нефтепродуктов – 1,0 – 1,8 ПДК, железа – 2,41 – 8,38 ПДК, меди –8 – 28 ПДК, цинка – 1,5 – 2,2 ПДК, свинца –1,0 – 13,5 ПДК, алюминия – 1,0 - 2,0 ПДК, марганца –1,3 – 8,7 ПДК, ртути –5 – 9 ПДК.

По сравнению с результатами 2004года, химический состав воды Оби и Иртыша несколько изменился, изменились так же концентрации основных загрязняющих компонентов. Сравнительный анализ результатов показывает, что по сравнению с предыдущим годом, во-первых, произошло некоторое улучшение обстановки по загрязнению воды данных рек нефтепродуктами. Если в 2004 году загрязнение нефтепродуктами носило повсеместный характер, в 2005 году отмечено лишь локальное загрязнение нефтепродуктами воды Иртыша в районе н.п. Демьянское. Также

несколько снизилось содержание в воде железа. Если в предыдущем году максимальная концентрация железа доходила до 15,4 ПДК, в 2005 году максимальный показатель составил 8,38 ПДК. Хотя по – прежнему загрязнение воды Оби и Иртыша соединениями железа носило широко распространенный характер.

Несмотря на нормализацию ряда химических показателей, в целом же обстановка по качеству воды не улучшилась, а по ряду компонентов отмечено значительное ухудшение положения. Так, по результатам 2005 года установлено повсеместное и стабильное загрязнение вод Оби и Иртыша органическими соединениями. Во всех пробах отмечено повышение в 2-5 раз по сравнению с нормой показателей как биохимического, так и химического потребления кислорода. Кроме того, наблюдалось повышение содержания в воде ряда тяжелых металлов. Концентрация меди в 2005 году возросла до 25 ПДК против 17 ПДК в предыдущем году. Аналогично увеличилось содержание марганца с 4,3 ПДК до 8,7 ПДК. Особенно настораживает существенное возрастание наиболее опасных в биологическом отношении металлов, таких как свинец и ртуть. Если в 2004 году содержание свинца не превышало 1,42 ПДК, то в 2005 году его содержания в воде возросло до 13,5 ПДК. В результате чего концентрация данного элемента в двух пробах превысила экстремально высокие значения. Так же в 5 пробах воды из 6 исследованных обнаружено наличие ртути в концентрациях в 5-9 раз превышающих допустимый уровень.

Основными элементами, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше, по результатам 2006 года, являются органические соединения, фенолы, нефтепродукты и тяжелые металлы. Общая картина загрязнения данного водного

бассейна выглядит следующим образом: органические соединения по $БПК_5$ – 1,52 – 3,45 ПДК, по ХПК – 1,46 – 4,19 ПДК, нефтепродукты – 1,2 – 8,0 ПДК, фенолы – 8 - 25 ПДК, железо – 5,01 – 7,51 ПДК, медь – 8,0 – 18,0 ПДК, цинк – 1,2 – 2,8 ПДК, свинец – до 1,0 ПДК, алюминий – 2,0 ПДК, марганец – до 1,3 ПДК, ртуть – 1,0 – 10,0 ПДК. Загрязнение воды Оби и Иртыша на территории ХМАО органическими соединениями, фенолами, нефтепродуктами и тяжелыми металлами, такими как железо, медь, цинк, алюминий, носит повсеместный характер. При этом, загрязнение воды рек такими элементами как свинец, марганец и ртуть в 2006 году можно считать очаговым. Повышенное содержание свинца до уровня ПДК обнаружено лишь в одной пробе воды Оби, марганца до 1,2-1,3 ПДК только в пробах воды Иртыша. Ртуть в концентрации до 10 ПДК обнаружена в пробе воды Иртыша в районе г. Ханты-Мансийска и в Оби в створах, расположенных непосредственно выше и ниже впадения Иртыша. На более удаленных участках выше и ниже по течению Оби концентрация в воде ртути находилась ниже предела обнаружения.

По сравнению с результатами 2005 года химический состав воды в 2006 году по ряду показателей изменился. Несколько возросло содержание органических соединений, в частности показатель $БПК_5$ увеличился с 1,9 до 3,45 ПДК. Существенно ухудшилось положение по загрязнению воды нефтепродуктами. Если в 2005 году загрязнение нефтепродуктами носило локальный характер, то в 2006 году загрязнение нефтепродуктами практически прослеживалось повсеместно. Возросли максимальные концентрации нефтепродуктов в воде с 1,8 до 8,0 ПДК. Нельзя не отметить существенное улучшение обстановки по загрязнению воды соединениями свинца. Если в 2005 году концентрация

свинца доходила до 13,5 ПДК, в 2006 году содержание данного элемента только в одной пробе достигало уровня предельно допустимой концентрации. В отличие от прошлых лет, в 2006 году в воде Оби и Иртыша было установлено наличие фенолов в высоких концентрациях. На входном створе содержание данного соединения не превышало допустимой концентрации, ниже по течению реки его концентрация постепенно нарастала. Максимальная концентрация фенолов была отмечена в воде Оби в районе Ханты-Мансийска ниже и выше впадения Иртыша.

Таким образом, обследованные магистральные реки Западной Сибири Обь и Иртыш подвержены масштабному и интенсивному загрязнению органическими веществами, фенолами, соединениями тяжелых металлов и нефтепродуктами.

Динамика изменения химического состава воды на протяжении трех лет, с учетом географии отбора проб, достаточно сложна и представлена в виде графиков на рисунках 80-89.

На рисунке 80 представлена динамика изменения $БПК_5$ в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг. Определение БПК даёт относительное представление о содержании в воде легкоокисляющегося органического вещества. Чем выше его концентрация, тем больше потребление кислорода. Растворённый в воде кислород используется микроорганизмами в процессе своей жизнедеятельности для биохимического окисления органических веществ. Количество кислорода, израсходованное в определённый промежуток времени в процессе биохимического окисления органических веществ, содержащихся в анализируемой воде, называется биохимическим потреблением кислорода (БПК). Для практических целей инкубация проводится в течение 5 суток без

доступа света и воздуха, при 20±1°С. Потребление кислорода, определённое при этих условиях, обозначается как $БПК_5$. Его находят как разность между содержанием кислорода в анализируемой пробе воды до и после инкубации.

Как видно из графика на рис. 80 в 2004 году показатели $БПК_5$ в пробах воды Оби и Иртыша не превышали ПДК (2 мг/дм^3) и очень близки по величине во всех отобранных пробах. Ухудшение ситуации с загрязнением воды рек легкоокисляющимися органическими веществами наблюдается с 2005 года. Во всех исследованных пробах показатели $БПК_5$, превысили ПДК и находились в диапазоне от 2 до 4 мг/дм^3.

В 2006 году прослеживается дальнейшая тенденция повышение $БПК_5$, при этом значительно увеличился разброс показателей в зависимости от места отбора проб. Самый высокий показатель $ПБК_5$ был установлен в пробе воды на входном створах Оби в районе н. п. Соснино и составил 3,45 ПДК. Ниже по течению, в створе, расположенном перед впадением Иртыша, показатель $БПК_5$ снизился до 1,52 ПДК. На Иртыше в районе н.п. Демьянское показатель $ПБК_5$ в воде был равен 1,65 ПДК, а ниже по течению в районе г. Ханты-Мансийска прослеживалось увеличение до 3,41 ПДК. По сравнению с 2004 годом показатель $БПК_5$ в Оби увеличился в среднем в 3,3 раза, в Иртыше 4,2 раза.

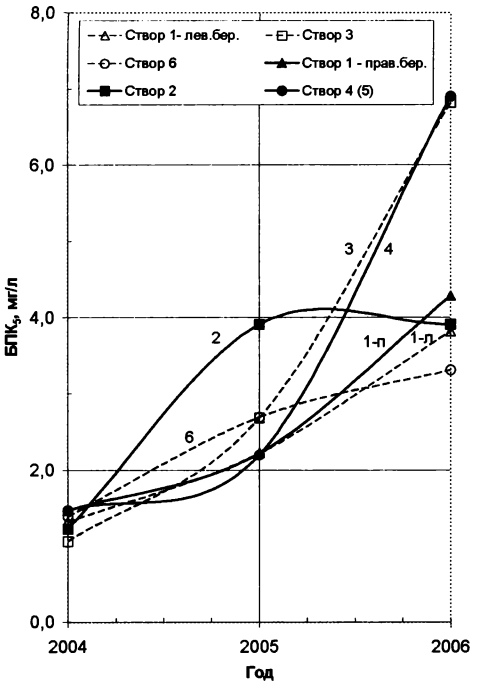


Рисунок 80 - Изменение показателя $БПК_5$ в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

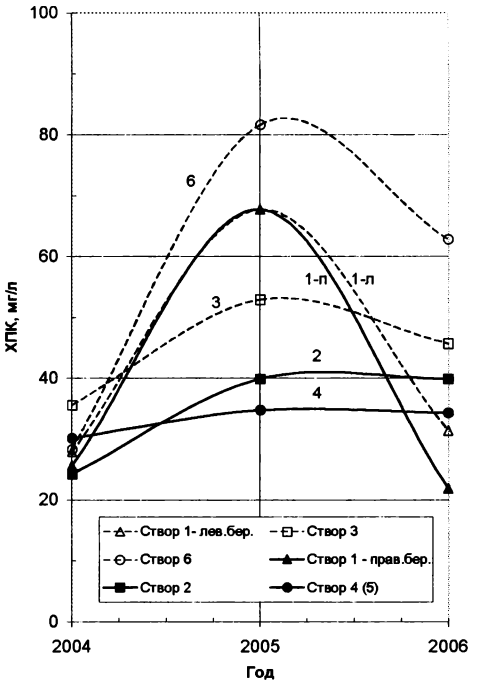


Рисунок 81. - Изменение показателя ХПК в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

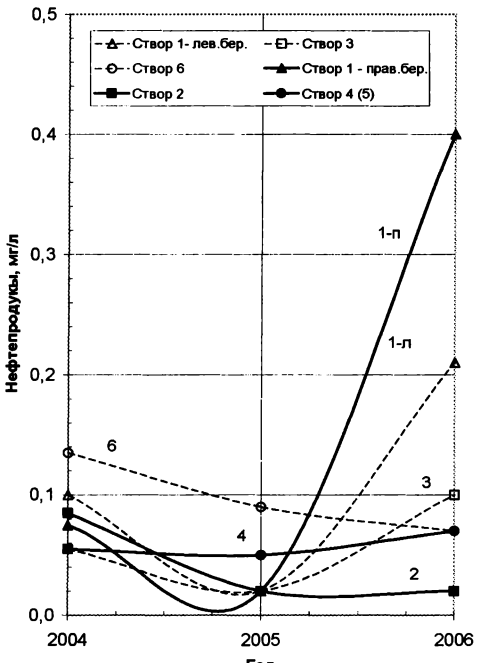


Рисунок 82. Изменение содержания нефтепродуктов в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

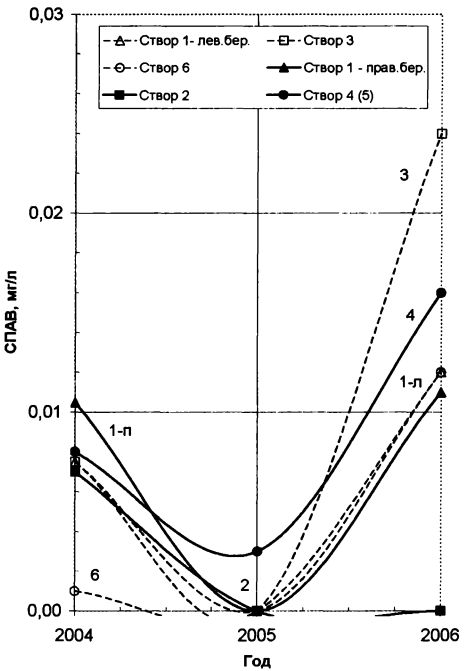


Рисунок 83. Изменение содержания СПАВ в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

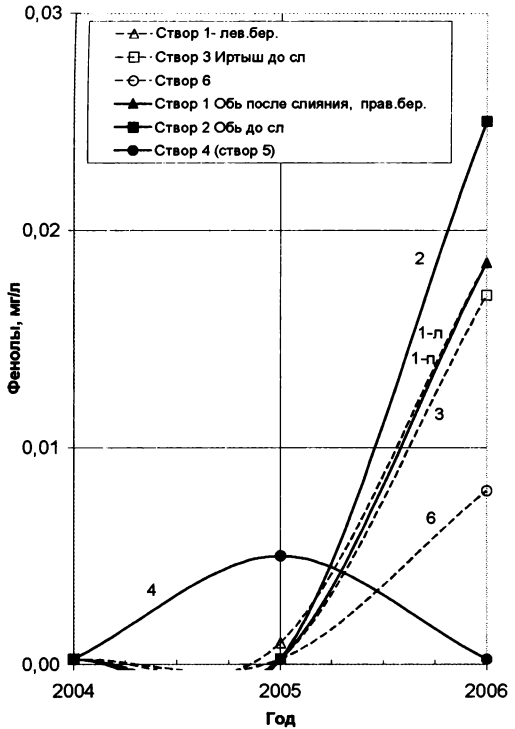


Рис. 84. Изменение содержания фенолов в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

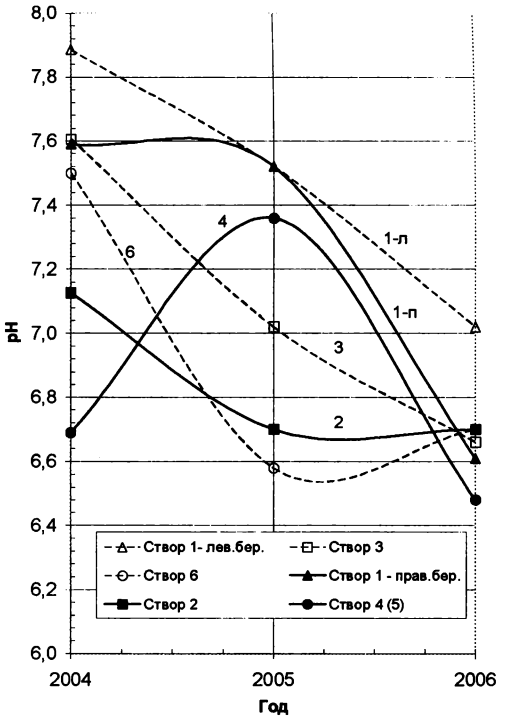


Рис. 85. Изменение pH воды Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

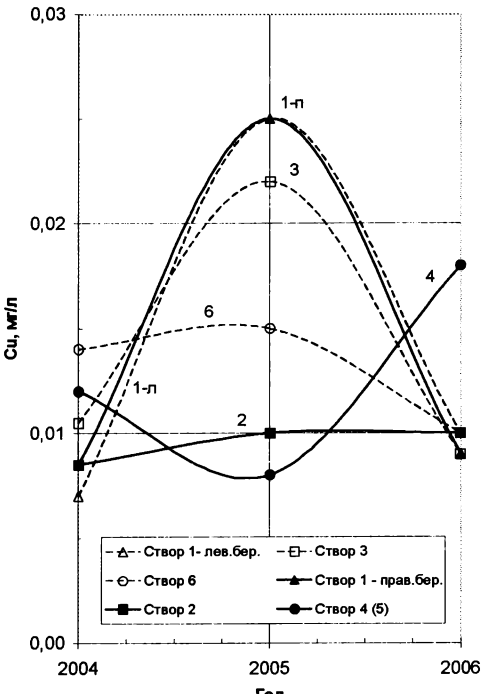


Рис. 86. Изменение содержания меди в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

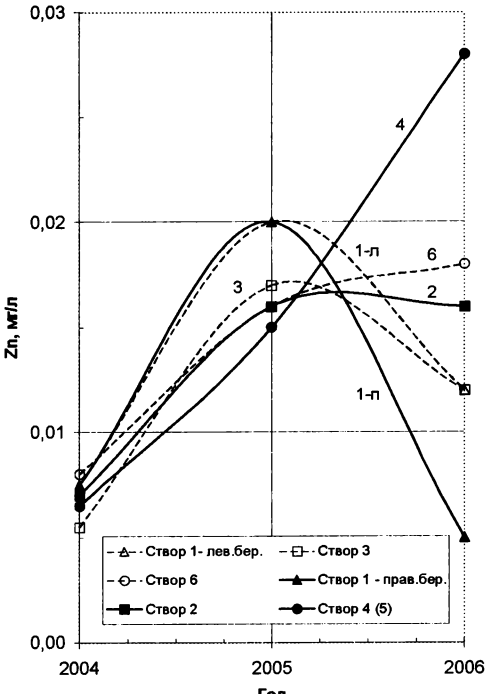


Рис. 87. - Изменение содержания цинка в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

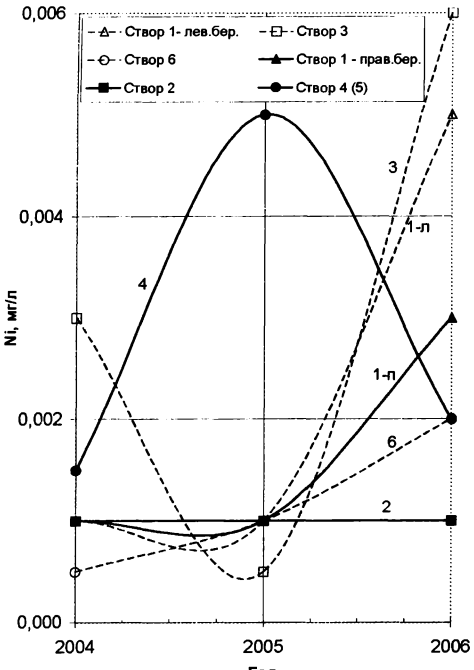


Рис. 88- Изменение содержания никеля в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

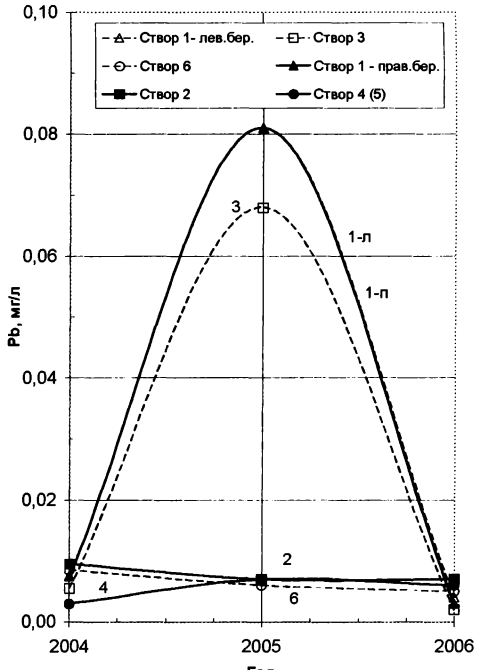


Рис. 89. - Изменение содержания свинца в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

Химическое потребление кислорода (ХПК) – количество кислорода, расходуемого на окисление содержащихся в воде органических и неорганических веществ в кипящем кислом растворе дихромата калия, содержащем катализатор. ХПК является общепринятым, важным и достаточно быстро определяемым показателем для характеристики загрязнения природных и сточных вод органическими соединениями. Величина ХПК характеризует суммарную концентрацию в воде органических веществ. Показатель ХПК для поверхностных водоемов ХМАО не должен превышать 15 мг/дм^3. Изменение количества органического вещества в воде рек на протяжении трехлетнего периода представлено на рисунке 81. Как свидетельствуют полученные результаты, суммарная концентрация в воде органических веществ, начиная с 2004 года, превышала ПДК. В 2004 году количественные показатели ХПК в пробах воды Оби и Иртыша были близки по значению и находились в достаточно узком диапазоне величин. Значительный рост ХПК и, следовательно, увеличение содержания органических веществ в воде был отмечен в 2005 году. При этом значительно увеличился разброс показателя по участкам рек. Самый высокий уровень содержания в воде органических соединений был отмечен на входном створе Иртыша в районе н.п. Демьянское (5,44 ПДК) и на Оби в створе, расположенном ниже впадения Иртыша (4,51 ПДК).

В 2006 году показатели ХПК во всех пробах воды превысили ПДК. При этом прослеживается определенная тенденция снижения данного показателя на отдельных участках рек. Прежде всего, это характерно для проб воды Иртыша. Так же следует отметить некоторое улучшение обстановки и в пробах Оби на участках, расположенных ниже впадения Иртыша. Возможно, что эти два процесса взаи-

мосвязаны между собой. На участке Оби, расположенном выше впадения Иртыша уровень загрязнения воды органическими веществами по показателю ХПК на протяжении трехлетнего периода оставался достаточно стабильным на уровне 1,7-2,7 ПДК.

Таким образом, по результатам трехлетних наблюдений показано, что уровни загрязнения воды Оби и Иртыша органическими веществами на территории ХМАО могут существенно различаться. Это свидетельствует о крайне не стабильном состоянии данной водной экосистемы. Повышение уровня органических веществ в воде в районе расположения крупных городов может свидетельствовать об антропогенном характере загрязнения воды рек органическими веществами. Последующее снижение по течению реки количества органических соединений указывает на наличие процессов самоочищения водной экосистемы. На фоне некоторого снижения в 2006 году общего количества органического вещества, в воде рек отмечено значительное увеличение доли его легкоокисляющейся составляющей, на что указывает рост показателя $БПК_5$. Это создает хорошие условия для развития в воде различных микроорганизмов. Микроорганизмы, населяющие воды, превращают сложные органические вещества в более простые, выделяющаяся при этом энергия служит источником их существования.

Нельзя обойти вниманием крайне неблагоприятную обстановку, сложившуюся в обследованных водоемах в части загрязнения нефтепродуктами, поскольку нефть является самым интенсивным загрязнителем вод.

Нефть и нефтепродукты представляют собой весьма сложную, разнообразную и непостоянную по составу смесь соединений, основными групповыми компонентами кото-

рых являются углеводороды, обычно составляющие преобладающую часть нефтепродуктов (70-90%), смолы (1-30%) и асфальтены (0-8%). В незначительных количествах (0,001-5%) в них присутствуют также другие специфические классы веществ. Многие компоненты нефти обладают токсичными свойствами. При попадании в водоем всего 100 г нефти происходит загрязнение 8 тыс. л воды, причем настолько сильно, что она становится непригодной для жизни гидробионтов и хозяйственного использования. Токсичные свойства нефти проявляются уже при ее концентрации немногим более 1 мг/м^3. Еще в начале прошлого века был определен основной ядовитый для гидробионтов компонент нефти – «нефтяной яд»: предельные углеводороды, имеющие состав C_5H_{12} – C_8H_{18}, летучие кислоты и фенолы, органические основания и нафтановые кислоты. К числу наиболее токсичных и быстродействующих компонентов нефти относятся низкокипящие ароматические углеводороды: бензин, толуол, бензол, ксилол и другие (Быковский В.А., 1999).

Нефтепродукты оказывают неблагоприятное воздействие на физическое, химическое и биологическое состояние водоема, водную растительность, животный мир, а также и на организм человека. Входящие в состав нефтепродуктов ароматические углеводороды оказывают токсическое, а по некоторым данным и наркотическое действия на организм, поражая сердечно-сосудистую и нервную системы, а также обладают канцерогенными свойствами (Красовицкая М.Л., 1972). Нефтепродукты оказывают отрицательное влияние на развитие водной растительности и микрофитов. В присутствии нефтепродуктов вода приобретает специфический вкус и запах, изменяется ее цвет, pH

среды, ухудшается газообмен с атмосферой (Brown L.R., 1970; Tarswell C.M.. 1970)

Нефть обладает способностью захватывать и концентрировать тяжелые металлы. При этом возрастает опасность аномальных реакций, так как вещества, растворимые в нефти начинают участвовать во многих химических процессах. При образовании нефтяной пленки происходит концентрирование металлов, и начинаются реакции между металлами и органическими веществами. Оставшаяся в воде нефть оседает на дно, захватывая и другие загрязнения: тяжелые металлы, пестициды. Тем самым создается определенное депо, способное в течение длительного времени отравлять водные экосистемы (Миронов О.Г., 1972).

Трехлетняя динамика изменения в воде оби и Иртыша нефтепродуктов представлена на рис. 82. Начиная с 2004 года содержание нефтепродуктов в воде Оби и Иртыша превышало ПДК. В 2004 году самое высокое содержание нефтепродуктов было установлено в пробе воды, взятой в Иртыше в районе н.п. Демьянка (0,14 мг/л). На следующий, 2005 год положение по загрязнению воды нефтепродуктами заметно улучшилось. На всей обследованной территории Обь-Иртышской речной системы произошло снижение концентрации нефтепродуктов. Из трехгодичного периода 2005 год можно считать наиболее благополучным в плане загрязнения воды Обь-Иртышской речной системы нефтепродуктами. Даже в самой неблагополучной точке на Иртыше в районе н.п. Демьянское наметилась тенденция понижения количества нефтепродуктов в воде.

Состояние по загрязнению водного бассейна нефтепродуктами в 2006 году представляет собой довольно пеструю картину. На участке Оби от входного створа, расположенного в районе н.п. Соснино и до впадения в

Обь Иртыша, сохраняется достаточно стабильная обстановка с содержанием в воде нефтепродуктов на уровне 1,4-1,6 ПДК. Ниже впадения Иртыша обстановка по загрязнению нефтепродуктами существенно изменилась. По сравнению с результатами предыдущего года, концентрация нефтепродуктов в воде на данном участке выросла в 20 раз, а по сравнению с другими участками реки, содержание нефтепродуктов увеличилось в 5 раз. Такое неравномерное распределение нефтепродуктов в водной массе возможно при очаговом характере загрязнения её нефтепродуктами. Вероятно, что на данном участке Оби нами обнаружено пятно нефтепродуктов, причем сконцентрированное в основном возле правого берега. Содержание нефтепродуктов в воде у левого берега ниже почти в 2 раза.

Наряду с загрязнением воды Обь-Иртышского бассейна нефтепродуктами, в текущем году был отмечен значительный рост содержания в воде фенолов. Динамика изменения уровня фенолов в воде Оби и Иртыша на протяжении трехлетнего периода представлена на рисунке 84.

Наличие определенного количества фенолов в открытых водоемах является как бы естественным фактором. Фенолы могут образовываться при микробиологическом разложении древесины, торфов и прочих растительных остатков Значительное и многократное превышение содержания фенолов в воде может свидетельствовать об антропогенном характере загрязнения водоемов. Фенолы и их соединения применяются для проведения дезинфекции, а также изготовления клеев и фенолформальдегидных пластмасс. Кроме того, они входят в состав выхлопных газов бензиновых и дизельных двигателей, образуются при сгорании и коксовании дерева и угля (Фелленберг Г., 1997).

До 2006 года обстановка по содержанию в воде фенолов не вызывала опасения. Единичные случаи скачкообразного повышения в воде данного соединения были отмечены в 2005 году и только в одной пробе, взятой на входном створе Оби в районе н.п. Соснино. Обстановка по содержанию фенолов в воде коренным образом изменилась в 2006 году, когда по результатам исследования в 7 пробах воды из 8 исследованных было обнаружено присутствие фенолов в повышенных концентрациях. На входном створе Оби в районе н.п. Соснино содержание фенолов не превышало ПДК. Ниже по течению в районе Ханты-Мансийска их содержание в воде возрастало до 25 ПДК. Подобная картина наблюдалась и в Иртыше. На входном створе в районе н.п. Демьянка содержание фенолов составило 8 ПДК, к Ханты-Мансийску увеличивалось вдвое.

К числу важнейших факторов, обусловливающих загрязнение воды, относятся тяжелые металлы. Попадание в воду тяжелых металлов связано с деятельностью целого ряда отраслей промышленности, таких как целлюлозно-бумажная, горно-добывающая, очистка нефти, производство стали, цветная металлургия и многие другие. Попавшие в воду соединения тяжелых металлов сравнительно быстро распространяются по большому объему. Частично они выпадают в осадок в виде карбонатов, сульфатов или сульфидов, частично адсорбируются на минеральных или органических осадках. Поэтому содержание тяжелых металлов в отложениях постоянно растет.

Особенно напряженная ситуация может возникнуть, если адсорбционная способность осадков будет исчерпана. Но еще задолго до наступления насыщения тяжелые металлы из отложений могут переходить в воду, оказывая вредоносное воздействие на окружающую среду. Частично этот про-

цесс наблюдается в половодье, например при таянии снегов, когда бурные потоки воды уносят донные отложения.

Также осажденные тяжелые металлы могут активно переходить в воду при снижении pH воды значительно меньше 7. Значение pH воды может снижаться при попадании в реки кислот или в сильно заросших водоемах, когда в результате активной деятельности микроорганизмов выделяется много CO_2. Снижение pH воды может также наблюдаться в результате гидролиза солей тяжелых металлов. При окислении сульфидов получаются сульфаты железа, меди, свинца и других металлов, которые гидролитически расщепляются. Воды обогащаются сульфатами металлов и снижают pH за счет появившейся серной кислоты. В сернокислых водах легко мигрирует большинство металлов, таких как алюминий, медь, цинк и т. д. Кислые и слабокислые воды образуются так же в результате разложения органических веществ и поступления в воды угольной кислоты, фульвокислот, других органических кислот. В таких водах легко мигрируют металлы в форме бикарбонатов и комплексных соединений с органическими кислотами (Никаноров А.М, 1989).

Графики изменение pH воды Оби и Иртыша за наблюдаемый период представлены на рисунке 85. По содержанию водородных ионов воды Оби и Иртыша являются нейтральными, но в 2006 году прослеживается определенная тенденция понижения pH воды в кислую сторону. Впервые за три последних года получена проба воды с pH меньше 6,5. При pH ниже 6,5 вода характеризуется как слабокислая. Изменение pH воды может самым непосредственным образом влиять на характер и степень миграции тяжелых металлов между донными отложениями и водой.

На рисунках 86; 87; 88; 89 представлена динамика изменения в пробах воды меди, цинка, никеля, свинца за период 2004-2006 гг. Как видно из представленных графиков, динамика изменения содержания тяжелых металлов в исследованных объектах достаточно разнообразна. Есть участки рек, где графики изменения содержания в воде тяжелых металлов в период 2004-2006 гг. представляет собой некую параболу с вершиной в 2005 году. Но и в этом случае имеют место отдельные результаты, которые выпадают из общего правила, отражая иную динамику изменения определяемого элемента на данном участке реки. В целом же, для большинства случаев, распределение тяжелых металлов в воде в виде параболы свидетельствует о некотором снижении концентрации тяжелых металлов в последний год после их увеличения в 2005 году. Особенно положительно, что снижение прослеживается у ряда очень токсичных и опасных металлов, таких как ртуть и свинец (рис. 89). Но на этом благоприятном фоне нельзя не отметить и такие тенденции, как рост по сравнению с предыдущим годом содержания в воде Оби меди, цинка, алюминия, кремния, железа на входном створе в районе н.п. Соснино. Это говорит о том, что антропогенная нагрузка на данную водную экосистему возрастает, причем за счет трансграничного переноса с течением из выше расположенных участков реки.

5.9.7. Содержание тяжелых металлов и органических токсикантов в донных отложениях рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

В донных отложениях было проведено определение содержания хрома, свинца, железа, алюминия, марганца, никеля, цинка, меди, кадмия, ванадия, ртути и нефтепро-

дуктов (всего 12 показателей). Из представленных элементов в донных отложениях нормируется содержание хрома, свинца, марганца, никеля, цинка, меди, ванадия, ртути, следовательно, 8 показателей (Никитин и др., 1990).

В пробах донных отложений Оби и Иртыша наблюдалось повышенное содержание никеля – 9,4 ПДК, цинка – 1,1 ПДК, меди – 27,7 ПДК. Установлено так же достаточно высокое содержание железа до 29055 мг/кг, алюминия до 17625 мг/кг, ртути до 0,042 мг/кг. Следует также отметить, что во всех исследованных пробах обнаружено наличие нефтепродуктов в разных концентрациях.

Исходя из представленных данных, были проведены расчеты плотности запасов ряда элементов в донных отложениях Оби и Иртыша. В результате средняя плотность запасов тяжелых металлов в донных отложениях Оби из расчета на квадратный метр составила: железа – 6,8 кг, алюминия – 4,2 кг, марганца – 163,8 г, меди – 17,6 г, хрома – 12,3 г, ванадия – 13,5 г, ртути – 10,1 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами соответствовала 5,7 г/м^2. В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей в расчете на квадратный метр составляло: железа – 2,0 кг, алюминия – 1,5 кг, марганца – 51,5 г, меди – 7,3 г, хрома – 4 г, ртути - 5 мг, нефтепродуктов – 12,3 г.

Сравнительный анализ полученных данных показывает, что плотность запасов тяжелых металлов в донных отложениях Оби по всем показателям в 1,9 – 3,3 раза превышает их содержание в иртышских донных отложениях. Плотность загрязнения нефтепродуктами, напротив, в 2,2 раза выше в донных отложениях Иртыша (Трапезников и др., 2006).

5.10. Специфика накопления радионуклидов в речных экосистемах

Проведенные расчеты оценивают содержание радионуклидов в воде и грунтах Течи на участке от 49 км вниз по течению до ее впадения в Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах р.Течи составляет около $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs, $0{,}32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr и $8 \cdot 10^{9}$ Бк для $^{239,240}Pu$.

Данные по уровню загрязнения воды, рассчитанные на $1 м^3$, не выявили отчетливой регрессионной зависимости от расстояния, поэтому для оценки интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Исети использовали метод интерполяции, пересчитав содержание радионуклидов на 1 погонный метр реки, принимая в расчет объем воды в разных створах. Интерполяционная оценка показывает, что общий запас ^{90}Sr в воде р.Исети равен $69 \cdot 10^9$ Бк, а ^{137}Cs - $0{,}35 \cdot 10^9$ Бк, то есть в воде Исети ^{90}Sr содержится в 3,5 раза больше, чем в воде Течи, а ^{137}Cs - в 3 раза меньше.

Данные по плотности загрязнения грунтов, рассчитанные на $1 м^2$ не выявили отчетливой регрессионной зависимости от расстояния, поэтому, для оценки интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах р.Исети также использовали метод интерполяции, пересчитав содержание радионуклидов в слое грунта глубиной 40 см на 1 погонный метр реки с учетом ширины реки в разных створах. Интерполяционная оценка показала, что в грунтах р.Исети от места впадения в нее Течи до впадения Исети в Тобол ^{90}Sr содержится в 2 раза больше, чем в грунтах р.Течи, а ^{137}Cs – в 50 раз меньше. Сравнение, в целом, запасов этих долгоживущих радионуклидов в реках Тече и Исети свидетельствует о том, что прочно фиксируемый ^{137}Cs закрепился в

основном в грунтах первой реки, а более подвижный ^{90}Sr мигрировал за ее пределы.

Основанные на прямых измерениях концентраций радионуклидов в пойменных почвах и донных отложениях пойменных водоемов, а также на ряде допущений, расчетные оценки интегрального содержания радионуклидов в пойменной зоне вниз по течению рек на расстояние до 310 км составили: для ^{90}Sr – $106 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{137}Cs - $348 \cdot 10^{12}$ Бк, для $^{239,240}Pu$ – $0,83 \cdot 10^{12}$ Бк. Эти результаты могут быть приняты со средним уровнем неопределенности равным двум; подобная точность считается удовлетворительной при радиоэкологических исследованиях природных экосистем.

Как видно из сравнения величин запасов радионуклидов в реках Теча и Исети, а также в их пойме, значительно большее количество излучателей депонировано в пойменных участках рек. Следовательно, для речных экосистем основным депо радионуклидов служат пойменные участки, которые и выполняют основную барьерную функцию, препятствуя рассеянию радионуклидов во внешней среде.

ГЛАВА VI. ОПЫТ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ, ПОДВЕРЖЕННЫХ МНОГОЛЕТНЕМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ В ГРАНИЦАХ НАБЛЮДАЕМОЙ ЗОНЫ

6.1. Общая постановка задачи исследования

В 2011г. исполнилось 47 лет со дня пуска первенца советской промышленной атомной энергетики – Белоярской АЭС им. И.В.Курчатова. Важно было понять, какое влияние оказала атомная станция на уровни содержания радионуклидов в основных компонентах ряда водных экосистем, находящихся в зоне наблюдения БАЭС за столь длительный промежуток времени.

Объектами исследования служили 6 небольших рек, находящихся на территории, расположенной в радиусе 15 км от Белоярской АЭС, а также сам водоем-охладитель.

В качестве материала изучения были использованы вода, донные отложения, ихтиофауна, макрофиты и пойменные почвы (для рек) для всех указанных выше водных экосистем. В природных образцах были оценены уровни содержания широкого спектра радионуклидов (в том числе и тех, что не были определены ранее): ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{214}Bi, ^{241}Am, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$, ^{238}U, ^{214}Pb, ^{234}U, ^{228}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{214}Po, ^{14}C, а также суммарная α- и β- активность.

Проведен сравнительный анализ уровней содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs и, частично, ^{60}Co в воде, донных отложениях, ихтиофауне и макрофитах, отобранных в Белоярском водохранилище – водоеме-охладителе Белоярской АЭС в 70-е и 80-е годы прошлого века и в 2011г.

6.2. Содержание радионуклидов в воде поверхностных водоемов

В таблице 99 приводится содержание ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{214}Bi, ^{241}Am, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$, ^{238}U, ^{214}Pb, ^{234}U, ^{228}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{214}Po, ^{14}C в воде 6 небольших рек, находящихся в зоне наблюдения Белоярской АЭС, а также в Теплом заливе и Промливневом канале, через который поступают дренажные и поверхностные воды с территории атомной станции в Белоярское водохранилище.

При сравнении концентраций ^{60}Co,^{90}Sr и ^{137}Cs в воде данных точек водоема-охладителя в 1976-1987гг. (усреднение величины по 12 годам наблюдений), приведенным в табл.10 и уровней содержания радионуклидов в 2011г. (табл.99), видно, что концентрация ^{60}Co в воде Теплого залива за более, чем 20-летний период уменьшилась с 250 Бк/м^3 до значения меньше, чем 0,3 Бк/м^3, то есть в 800 и более раз. В Промливневом канале содержание данного нуклида изменилось в тот же временной отрезок от 5600 Бк/м^3 (Чеботина и др., 1992) до 1 Бк/м^3, т.е. в 5600 раз. Сравним данные величины с литературными. Так, по данным (Smedile,Queirazza,1976) в реке По (Италия) в 1971-1972 гг. в районе, прилегающем к АЭС, концентрация ^{60}Co в воде составляла 0,18 Бк/м^3 – 59 Бк/м^3. В работе (Бадаев и др., 1985) показано, что содержание ^{60}Co в воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в доаварийный период в 1979-1980 гг. равнялось 0,74 Бк/м^3 – 1,8 Бк/м^3.

Концентрация ^{90}Sr в воде Теплого залива за рассматриваемый период изменилась от 61 Бк/м^3 до 21 Бк/м^3, т.е. в 3 раза, а в Промливневом канале содержание этого радионуклида уменьшилось от 160Бк/м^3 (Чеботина и др., 1992) до 28 Бк/м^3, т.е. в 5,7 раза.

Таблица 99

Содержание радионуклидов в пробах поверхностных вод

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3							
		Cs-134	Cs-137	Sr-90	Co-60	Ra-226	Th-228	Th-230	Th-232
1	р. Камышенка	0,4±0,3	<0,48	15,3±0,3	<0,17	<2	11,6±2,7	11,4±2,2	0,95±0,19
2	р. Гагарка	0,22±0,13	1,6±0,43	23,5±0,5	<0,23	<3,3	3,1±0,5	4,2±0,3	0,97±0,29
3	р. Режик	0,28±0,02	1,4±0,5	6,4±0,85	<0,33	<2,2	2±0,3	9,8±0,3	1±0,18
4	р. Мезенка	<0,13	0,6±0,06	11,6±6	<0,27	<4,3	7,8±1,2	7,6±0,8	1,2±0,14
5	Белоярское вдхр. Промливневый канал	0,19±0,14	8,4±0,67	28±5	1±0,2	<2,0	6,4±0,52	2,8±0,17	<1,9
6	Белоярское вдхр. Теплый залив	<0,15	2,9±0,2	21±2	<0,3	<3,9	8,2±1	8,7±0,8	<3,6
7	р. Ольховка	0,16±0,07	67±2,3	60±1	2,42±0,13	<13,9	12,6±3,5	13,3±2,1	<13,5
8	р. Каменка	<0,17	<0,22	6,1±0,3	<0,29	<5,5	6,79±1,2	11,5±1,2	<5,5

Таблица 99 (Продолжение)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3							
		Bi-214	Am-241	Pu-238	U-238	Pb-214	U-234	Pu-239,240	Ra-228
1	р. Камышенка	<1,1	<0,5	0,12	9,2±3,9	6,5±1,6	340±190	0,35	<0,75
2	р. Гагарка	<0,4	<0,18	0,03	8,5±3,4	6,7±0,57	<57	0,0056	<0,75
3	р. Режик	<0,25	0,67±0,27	0,04	9,7±4,5	7±0,13	<140	0,024	<0,75
4	р. Мезенка	<0,52	<0,22	0,23	7,8±3,6	5,3±0,6	300±125	0,015	<0,75
5	Белоярское вдхр. Промливневый канал	<0,24	<0,23	<0,19	11,3±5,6	4,4±0,52	<77	0,015	<0,75
6	Белоярское вдхр. Теплый залив	<0,46	<0,2	0,187	12,3±3,7	6,9±0,7	240±100	0,024	<0,75
7	р. Ольховка	<1,7	<0,12	0,422	8,2±4,2	6,9±0,4	<190	0,17	<0,75
8	р. Каменка	<0,68	0,29±0,27	<0,51	9,4±3,3	7,3±0,87	<89	0,34	<0,75

Таблица 99 (Окончание)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3						
		Rn-222	Pb-210	Po-210	Po-214	C-14	Суммарная α-активность	Суммарная β-активность
1	р. Камышенка	<3000	<22	<22	<22	<7,3	37,7±7,7	64,5±0,5
2	р. Гагарка	<3000	<28	<28	<28	<7,3	38,6±12,3	162,9±16,5
3	р. Режик	<3000	<30	<30	<30	<7,3	41,5±7,2	77,3±6,2
4	р. Мезенка	<3000	<19	<19	<19	<7,3	33,2±5,6	43±3
5	Белоярское вдхр. Промливневый канал	<3000	<26	<26	<26	15,6±4,7	50±18	107,5±2,5
6	Белоярское вдхр. Теплый залив	<3000	<20	<20	<20	18,3±5,5	49,3±0,5	117±5
7	р. Ольховка	<3000	<30	<30	<30	25,3±7,6	36±0,5	154±0,5
8	р. Каменка	<3000	<43	<43	<43	<7,3	13,5±1,8	13,2±3

Концентрация ^{137}Cs в воде Теплого залива за более чем 20-летний период изменилась от 310 Бк/м^3 до 2,9 Бк/м^3, то есть уменьшилось более, чем в 100 раз, а содержание данного нуклида в воде из Промливневого канала упало с 3240 Бк/м^3 (Чеботина и др., 1992) до 8,4 Бк/м^3 то есть уменьшилась в 386 раз.

Уменьшение содержания радионуклидов в воде водоема-охладителя в 2011г по сравнению с 1976-1987 гг. связано с выводом из эксплуатации I и II блоков БАЭС.

Согласно (Smedile, Queirazza, 1976), концентрация ^{137}Cs в воде реки По изменялась от 1,1 Бк/м^3 до 330 Бк/м^3, а по данным (Бадаев и др., 1985) содержание этого радионуклида в водоеме-охладителе ЧАЭС в доаварийный период варьировало от 3,3 Бк/м^3 до 11 Бк/м^3.

Как видно из сравнения приведенных величин, современная концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища близка аналогичным величинам, полученным для водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в доаварийный период и, в целом, ниже, чем в реке По (Италия), подверженной воздействию АЭС.

Рассмотрим уровни содержания ^{60}Co,^{90}Sr, ^{134}Cs и ^{137}Cs в воде рек Ольховка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка, а также в Теплом заливе и Промливневом канале Белоярского водохранилища. Все данные получены в 2011 году (рис.90). Как видно из этого рисунка, максимальная концентрация ^{137}Cs (67 Бк/м^3) приходится на р.Ольховку, в которую в в течение многих лет транзитом через Ольховское болото поступали слаборадиоактивные сбросы БАЭС. Далее по мере убывания следует Промливневый канал водоема-охладителя БАЭС (8,4 Бк/м^3). Наименьшее же содержание ^{137}Cs отмечено в других реках наблюдаемой зоны БАЭС (от 0,6 Бк/м^3 в р.Мезенке до 1,6 Бк/м^3 в р.Гагарке).

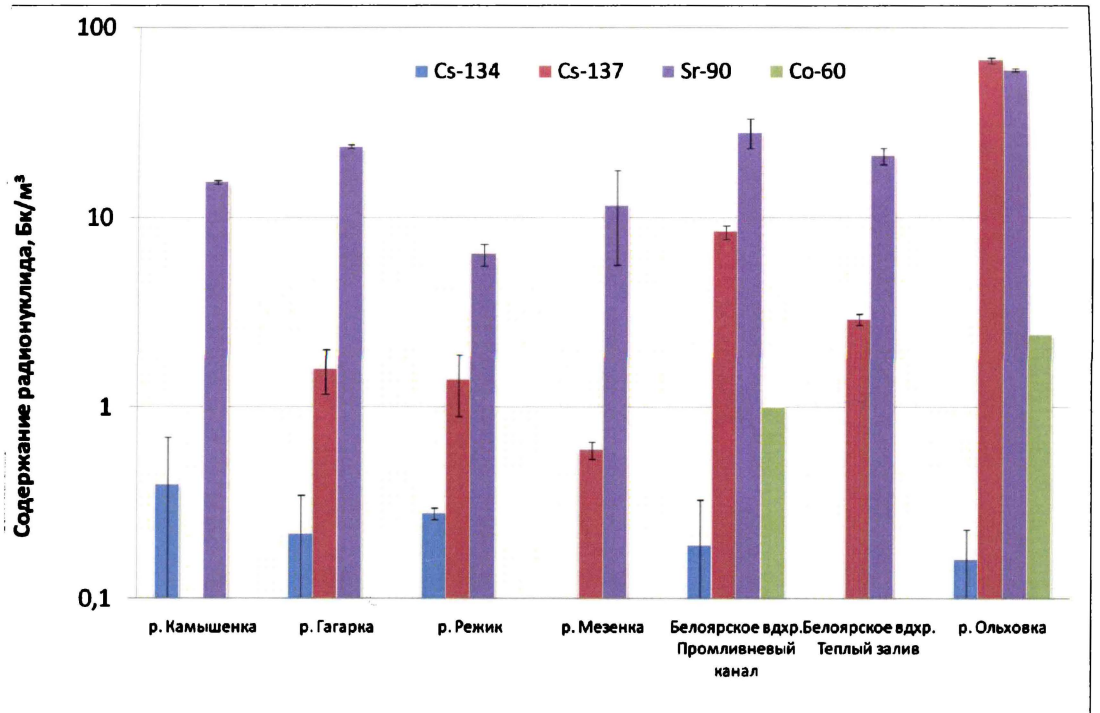


Рис. 90. Объемная активность Cs-134, Cs-137, Sr-90, Co-60 в реках и водоеме-охладителе

В р.Камышенке концентрация нуклида ниже 0,48 Бк/м^3. Все приведенные величины существенно ниже уровня вмешательства для питьевой воды, который согласно НРБ 99/2009 для ^{137}Cs составляет 11000Бк/м^3.

Уровни содержания ^{90}Sr также максимальны в р.Ольховке (60 Бк/м^3). Далее следует Промливневый канал (28 Бк/м^3). В пробах из остальных рек, а также из Теплого залива водоема-охладителя БАЭС, концентрация данного нуклида в воде находится в пределах от 6,1 Бк/м^3 до 23,5 Бк/м^3. Все приведенные величины существенно ниже уровня вмешательства для питьевой воды, который согласно НРБ 99/2009 для ^{90}Sr составляет 4900Бк/м^3. Следует отметить, что значимые количества ^{60}Co в воде удалось обнаружить только в относительно «горячих» точках – в р.Ольховке – 2,4 Бк/м^3 и в Промливневом канале водоема-охладителя Белоярской АЭС (1,0 Бк/м^3).

Что касается ^{134}Cs, то уровни его содержания в воде исследуемых рек Белоярского района крайне низки и колеблются от 0,16 Бк/м^3 до 0,40 Бк/м^3. Это значит, что данный радионуклид поступает в водные экосистемы в очень небольших количествах.

Как видно из рис.91, концентрация ^{228}Th в воде р.Ольховки находится на максимальном уровне (12,6 Бк/м^3), далее в порядке убывания следуют: р.Камышенка (11,6 Бк/м^3) и р.Мезенка (7,8 Бк/м^3). Наименьшее содержание данного нуклида в воде зафиксировано в р.Режик (2,0 Бк/м^3). Наибольшая концентрация ^{230}Th в воде (рис.91) отмечена также в р.Ольховке (13,3 Бк/м^3), а наименьшая – в Промливневом канале БАЭС (2,8 Бк/м^3). Что же касается содержания ^{232}Th в водной среде изучаемых объектов (рис.91), то она невелика и ее значимые количества находятся в пределах 0,95 Бк/м^3–1,2Бк/м^3.

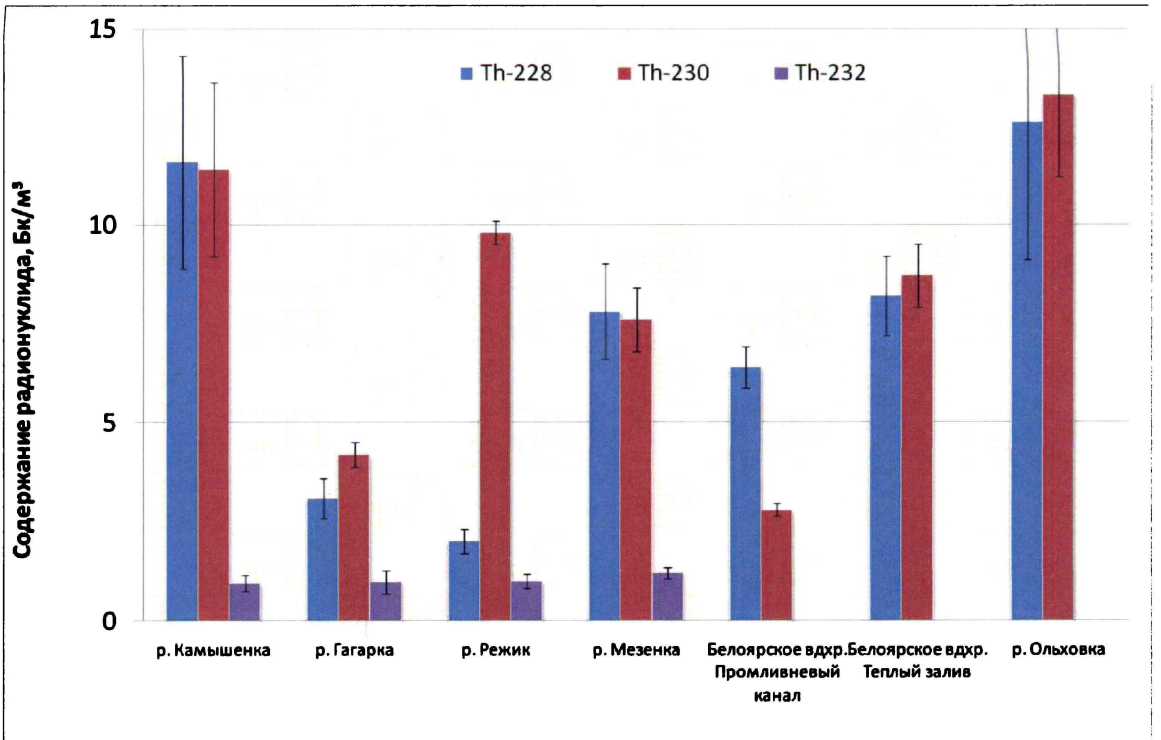


Рис. 91. Объемная активность Th-228, Th-230, Th-232 в реках и водоеме-охладителе

^{234}U удалось определить в трех водных объектах. Как видно из рис.92, концентрация этого радионуклида находится в пределах от 240 Бк/м^3 (Теплый залив Белоярского водохранилища) до 340 Бк/м^3 (р.Камышенка). Содержание ^{238}U изменяется незначительно во всех водных объектах от 7,8Бк/м^3 до 12,3 Бк/м^3 (рис.92).

Как видно из этого же рисунка, концентрация ^{214}Pb в воде близка во всех исследованных реках и в пробах из водоема-охладителя и варьирует от 4,4Бк/м^3 до 7,3 Бк/м^3.

На рис.93 показано содержание суммарной α- и β- активности в воде исследованных пресноводных экосистем. Все значения суммарной α- активности находятся в узких пределах – от 33,2 Бк/м^3 до 50,0 Бк/м^3.

Что касается суммарной β- активности, то наибольшие значения отмечены в реках Гагарка (162,9 Бк/м^3) и Ольховка (154,0 Бк/м^3), а наименьшие – в р.Мезенке (43,0 Бк/м^3).

В целом, следует отметить, что наивысшие значения содержания различных радионуклидов в воде зафиксированы в реке Ольховке, куда в течение многих лет через Ольховское болото поступали слабоактивные сбросы радионуклидов Белоярской АЭС.

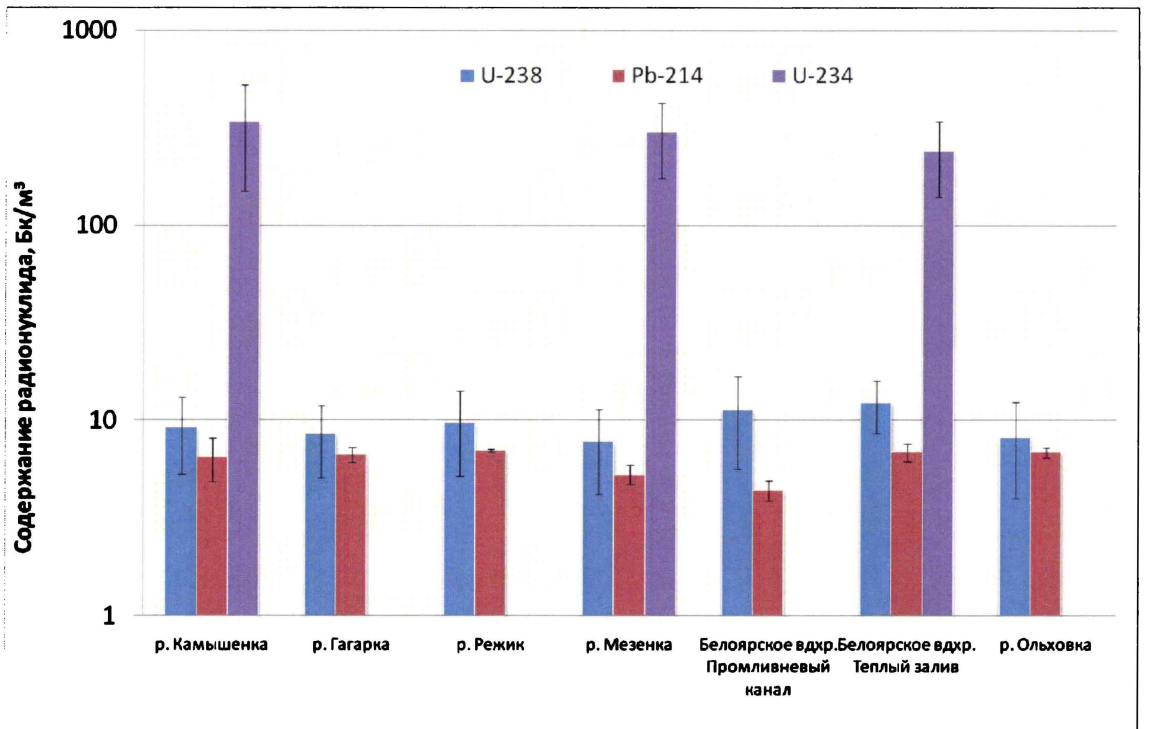


Рис. 92. Объемная активность U-238, Pb-214, U-234 в реках и водоеме-охладителе

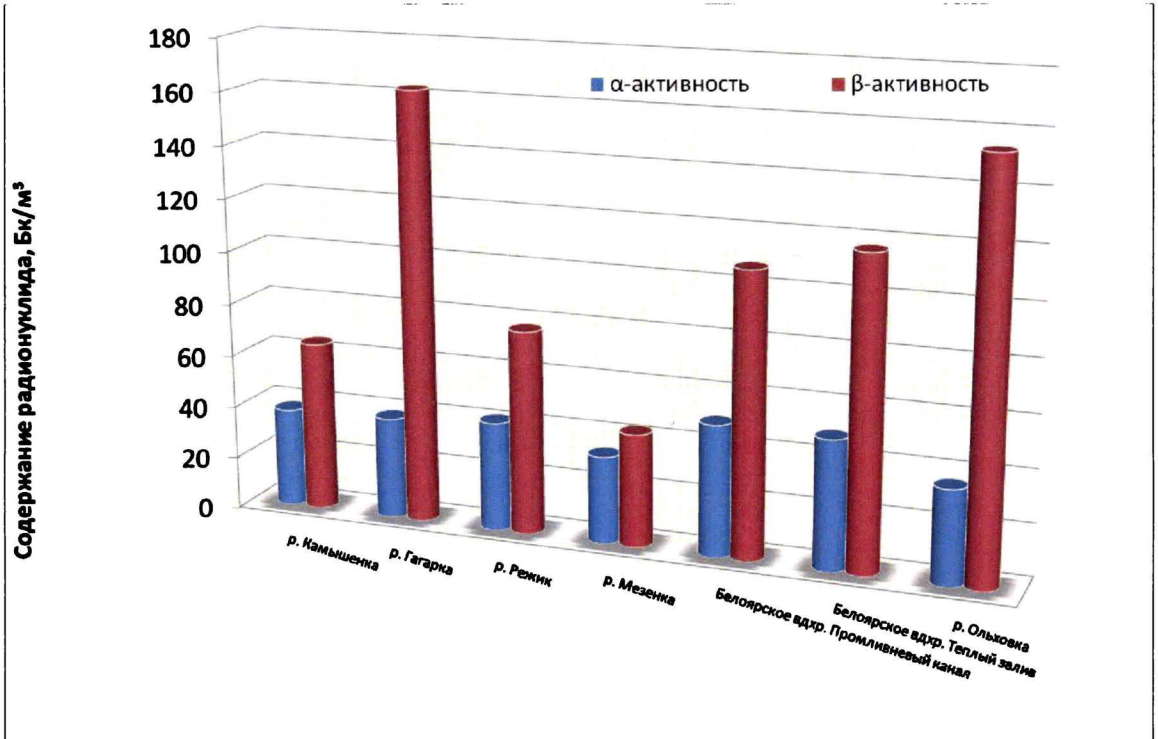


Рис. 93. Суммарная α и β- активность радионуклидов в воде рек и водоема-охладителя

6.3. Содержание радионуклидов в донных отложениях поверхностных водоемов

В данном разделе рассмотрены уровни содержания ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{214}Bi, ^{241}Am, ^{210}Pb, ^{228}Ra, а также величины суммарной β- активности в донных отложениях рек Ольховка, Мезенка, Каменка, Гагарка, Камышенка, Режик, а также Теплого залива и Промливневого канала Белоярского водохранилища.

При сравнении усредненных концентраций ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях указанных точек водоема-охладителя Белоярской АЭС в 1980-е годы, приведенных в табл. 27 и уровней содержания радионуклидов в 2011г. (табл.100), видно, что за более чем 20-летний период содержание ^{60}Co в донных отложениях Теплого залива (затопленная почва) уменьшилось с 241 Бк/кг до 10 Бк/кг, то есть в 240 раз. За это же время концентрация данного радионуклида в донных грунтах Промливневого канала изменилась от 9770 Бк/кг (Чеботина и др., 1992) до 27 Бк/кг и стала меньше в 362 раза.

Содержание ^{90}Sr в донных отложениях Теплого залива, наоборот, увеличилась с 22,4 Бк/кг до 52,7 Бк/кг, а концентрация этого радионуклида в грунтах Промливневого канала уменьшилась с 300 Бк/кг (Чеботина и др., 1992) до 49,3 Бк/кг.

Уровень содержания ^{137}Cs в затопленной почве Теплого залива за рассматриваемый многолетний период уменьшился в 7 раз с 1490 Бк/кг до 195 Бк/кг. За этот же отрезок времени концентрация данного радионуклида в донных грунтах Промливневого канала изменилась в 44 раза: с 20460 Бк/кг до 466 Бк/кг.

Таблица 100

Содержание природных и техногенных радионуклидов в донных отложениях

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/кг						
		Cs-134	Cs-137	Sr-90	Co-60	Ra-226	Th-228	Th-230
1	р. Ольховка	<0,39	418,7±17,1	30,03±0,17	<0,78	<12,6	166,2±6	41,1±2,5
2	р. Мезенка	<1,2	3,02±0,44	24,55±0,15	<0,42	296±73	173,5±7	46,4±3,9
3	Р. Каменка	0,71±0,44	4,24±1,34	9,42±0,59	<0,67	124±60	198,7±15	94,6±11
4	Р. Гагарка	0,83±0,67	9,82±2,2	12,14±0,59	<1,05*2	<17	<2,1	38,3±3,8
5	Р. Камышенка	1,4±1,12	29,4±5,05	41,77±0,68	9,8±3,06	<41	140,6±12	56,5±6
6	Белоярское водохранилище Промливневый канал	3,2±1,7	465,5±10	49,35±1,7	27±4,3	<45	<1,2	47,2±8
7	Р. Режик	0,93±0,32	3,4±0,9	22,07±0,13	<0,42	<8,7	180,4±3	68,7±4
8	Белоярское водохранилище Теплый залив	<1,5*1	194,8±8,4	52,7±0,33	10,3±3,7	<55	<20,1	69,4±7

Таблица 100 (Окончание)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/кг					
		Th-232	Bi-214	Am-241	Pb-210	Ra-228	β-активность
1	р. Ольховка	60,6±5	<1,6	<0,76	<100	53,9±4,3	432,2±8,5
2	р. Мезенка	89,7±10	<3,5	<0,71	<100	79,8±10,1	356±18,3
3	Р. Каменка	91,3±13	<6,9	<0,63	<100	81,2±12,7	281±26,4
4	Р. Гагарка	45,9±5	<2,2	<0,92	<100	40,8±4,2	228,1±59,7
5	Р. Камышенка	73,9±14	<5,9	3,9±2	<100	65,7±12,7	372,8±76
6	Белоярское водохр. Промливневый канал	81,2±20	<5,7	4,4±2,5	<100	72,2±18,9	775,4±29,6
7	Р. Режик	81±3	<1,2	<0,46	<100	72±2,6	414±10
8	Белоярское водохр. Теплый залив	20,1±11	<7	<2,8*4	<100	18,5±9,8	385,6±21,2

*1 – н.п.о. радионуклида Cs-134 в пробах ≤1,5 Бк/кг.

*2 – н.п.о. радионуклида Co-60 в пробах ≤1,05 Бк/кг.

*3 – н.п.о. радионуклида Th-230 в пробах ≤179Бк/кг.

*4 – н.п.о. радионуклида Am-241 в пробах ≤2,8 Бк/кг.

Видно, что содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в донных отложениях Теплого залива, так и Промливневого канала за период с 1980-х годов по 2011г. очень значительно уменьшилось – в десятки и сотни раз, что связано с выводом из эксплуатации I и II блоков БАЭС. Уровень поступления ^{90}Sr в водоем-охладитель был значительно ниже, поэтому, здесь нет однозначной картины.

Сравним уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{134}Cs и ^{137}Cs в донных грунтах рек Ольховка, Камышенка, Гагарка, Режик, Мезенка и Каменка, а также в Теплом заливе и Промливневом канале Белоярского водохранилища. Все данные получены в 2011году (рис.94). Как видно из этого рисунка, максимальная концентрация ^{137}Cs (465 Бк/кг) приходится на Промливневый канал водоема-охладителя, затем следует р.Ольховка (418,7Бк/кг). Далее в порядке убывания идут Теплый залив Белоярского водохранилища (195 Бк/кг), р.Камышенка (29 Бк/кг), р.Гагарка (10 Бк/кг). Самые же низкие значения концентрации ^{137}Cs в донных отложениях наблюдались в р.Режик (3,4 Бк/кг) и р.Мезенка (3,0 Бк/кг).

Уровни содержания ^{90}Sr в водных грунтах максимальны в двух точках водоема-охладителя БАЭС – Теплом заливе (52,7 Бк/кг) и Промливневом канале (49,3 Бк/кг). Затем идет р.Камышенка (41,8 Бк/кг), р.Ольховка (30,0 Бк/кг), р.Мезенка (24,6 Бк/кг) и р.Режик (22,1 Бк/кг). Наименьшая концентрация ^{90}Sr зафиксирована в донных отложениях р. Каменки (9,4 Бк/кг).

Следует отметить, что ^{60}Co в донных отложениях обнаружен только в трех точках – в Промливневом канале Белоярского водохранилища (27,0 Бк/кг), Теплом заливе (10,3Бк/кг) и в р.Камышенка (9,8 Бк/кг).

Что же касается ^{134}Cs, то уровни его содержания в донных отложениях низки. Максимальные значения зафиксированы

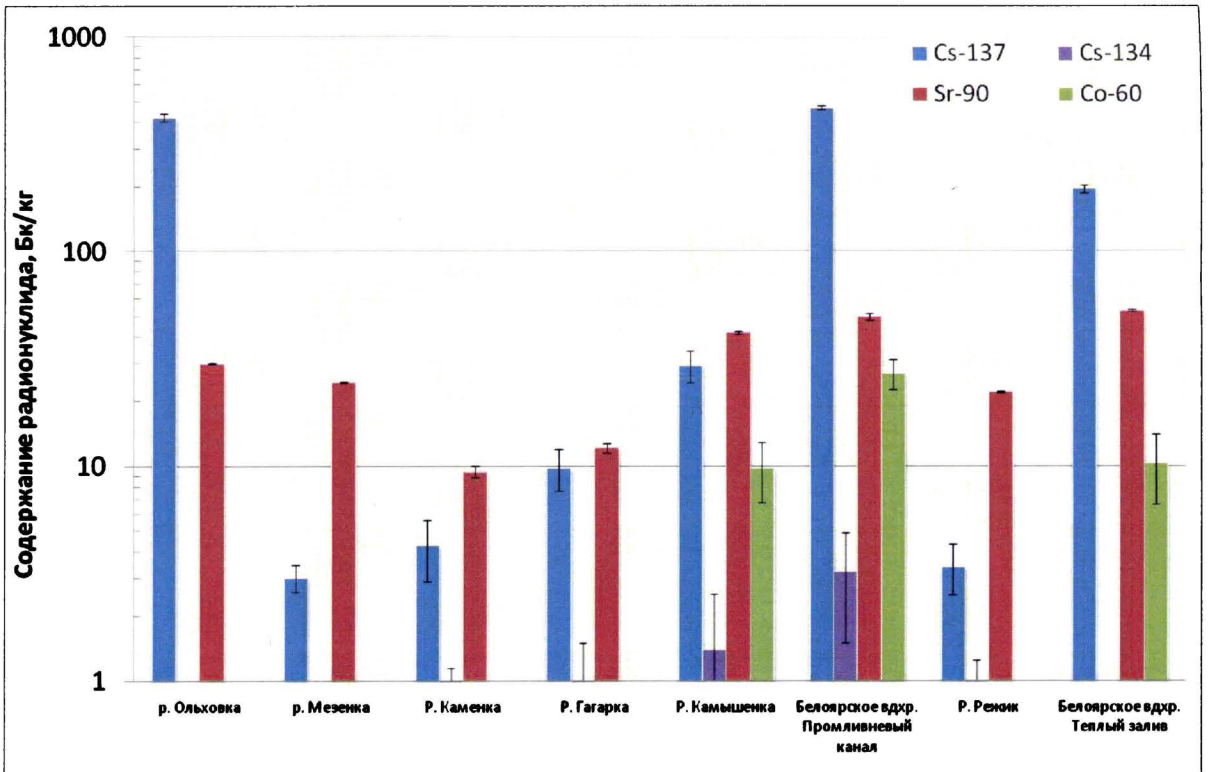


Рис. 94. Содержание Cs-134, Cs-137, Sr-90, Co-60 в донных отложениях

в Промливневом канале БАЭС (3,2 Бк/кг) и р. Камышенка (1,4 Бк/кг).

^{230}Th распределяется в донных грунтах исследуемых водных экосистем достаточно равномерно (рис.95). Его содержание находится в диапазоне от 38,3Бк/кг (р.Гагарка) до 94,6 Бк/кг (р.Каменка).

Концентрация ^{232}Th в донных отложениях указанных водных объектов находится примерно на том же уровне, что и содержание в них ^{230}Th и также изменяется не очень значительно – от 20,1 Бк/кг в Теплом заливе Белоярского водохранилища до 91,3 Бк/кг в р.Каменке. Содержание ^{228}Th в донных грунтах выше и колеблется от 140,6 Бк/кг (р.Камышенка) до 198,7 Бк/кг (р.Каменка).

^{226}Ra обнаружен в донных отложениях всего лишь двух рек – р.Мезенка (296 Бк/кг) и р.Каменка (124 Бк/кг).

Из рис.96 видно, что суммарная β-активность в водных грунтах максимальна в Промливневом канале БАЭС (775 Бк/кг), а минимальна в р.Гагарка (228 Бк/кг).

6.4. Содержание радионуклидов в водных растениях

В табл.101 приведены данные по содержанию ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{40}K в водных растениях в ряде рек (Ольховка, Режик, Мезенка, Камышенка, Каменка, Гагарка), а также в Теплом заливе и Промливневом канале Белоярского водохранилища. Обращает на себя внимание повышенное содержание ^{137}Cs в пробе рдеста гребенчатого из р.Ольховки (2059 Бк/кг). Ольховка, как уже было отмечено выше, в течение многих лет была подвержена сбросам жидких радиоактивных отходов низкого уровня. В целом же, для большинства рек содержание данного радионуклида в водных

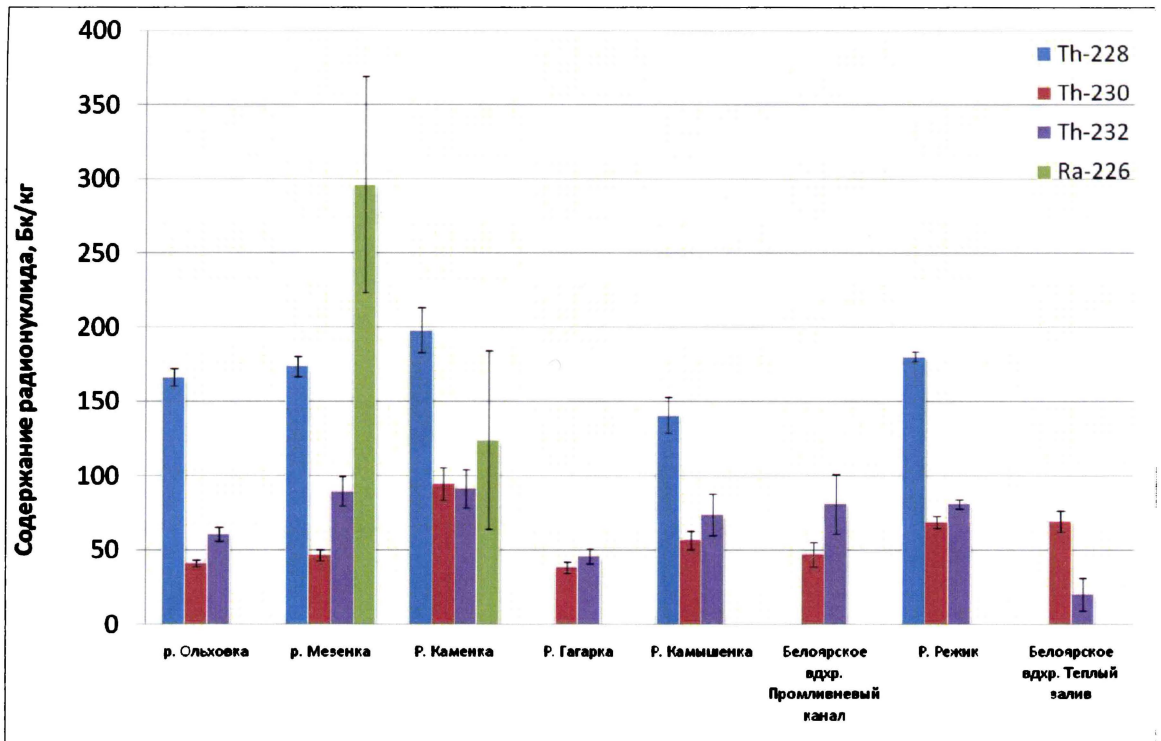


Рис. 95. Содержание Th-228, 230,232 и Ra-226 в донных отложениях

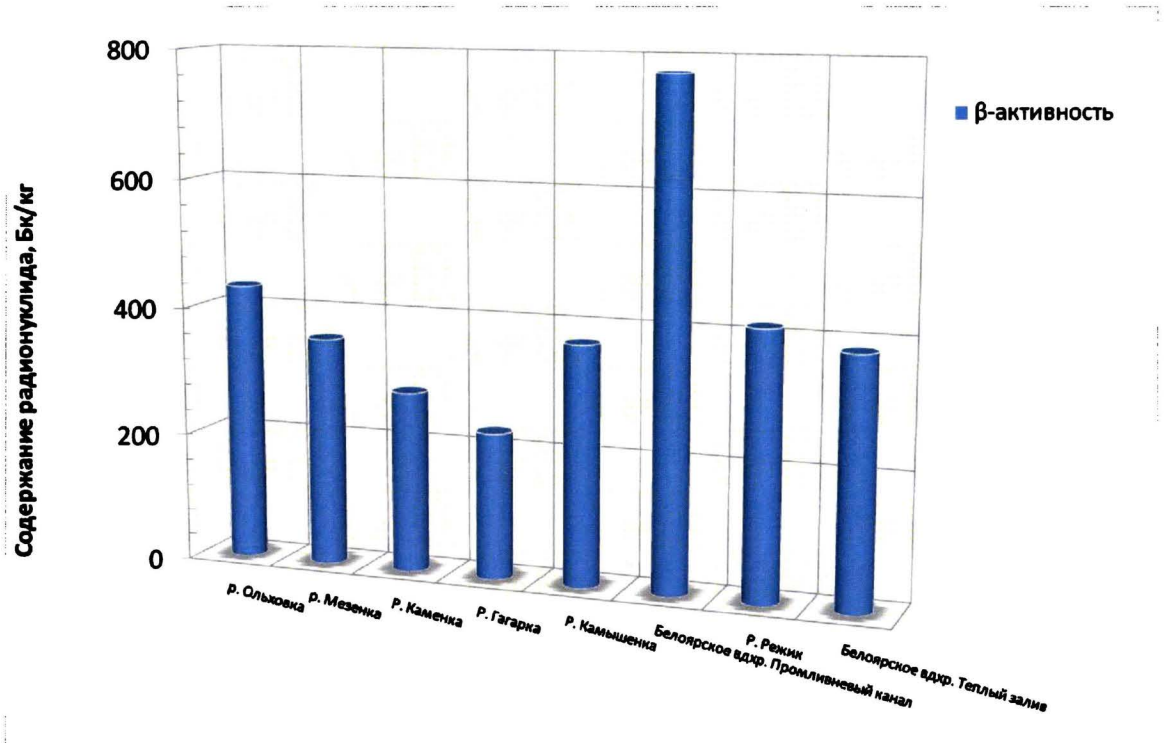


Рис. 96. Суммарная β-активность радионуклидов в донных отложениях рек и водоема-охладителя БАЭС

Таблица 101

Содержание Cs-137, Sr-90, K-40 в пробах макрофитов

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
1	р. Ольховка (Рдест гребенчатый)	2059±97	44,93±1,4	1432±283,8
2	р. Режик (Элодея)	3,5±0,6	50,2±1,24	675,6±59,5
3	р. Мезенка (Рдест пронзенолистный)	1,9±0,5	25,33±5,6	255,6±29,5
4	р. Камышенка (Элодея)	1,6±0,27	24±0,82	764,4±63
5	р. Каменка (Элодея)	1,84±0,39	32,21±1,02	759,4±63,9
6	р. Гагарка (Ряска малая)	4,65±1,6	23,8±0,20	1278±103
7	Теплый залив (Роголистник темнозеленый)	30±1,68	40,2±1,68	1746±151
8	Промливневый канал (Кладафора)	1,95±0,15	57,88±0,02	123±22
9	Промливневый канал (Рдест гребенчатый)	52,5±0,89	127,64±0,44	46,8±5,3

растениях невелико и находится в пределах от 1,6 Бк/кг до 4,6 Бк/кг.

Максимальная концентрация ^{90}Sr зафиксирована в рдесте гребенчатом, отобранном в Промливневом канале БАЭС (128 Бк/кг). В остальных точках уровень содержания данного радионуклида колеблется от 24 Бк/кг (элодея из р.Камышенка) до 58Бк/кг (кладофора из Промливневого канала водоема-охладителя).

Сравним уровни содержания радионуклидов в водных растениях, отобранных на Белоярском водохранилище в

разные годы. Так, концентрация ^{137}Cs в роголистнике темно-зеленом из Теплого залива (1980-е годы) составляла 27,3 Бк/кг сыр.массы или 344 Бк/кг сухой массы (табл.36), а содержание данного радионуклида в роголистнике из того же залива в 2011г. равнялось 30 Бк/кг сух. массы, то есть уменьшилось в 11,5 раз. Концентрация ^{137}Cs в рдесте гребенчатом из Промливневого канала БАЭС (1980-е годы) составляла 20090 Бк/кг сух.массы, а в 2011г. – 52,5 Бк/кг сух.массы. Таким образом, уровень содержания радионуклида снизился в 383 раза. Как и в случае с роголистником темнозеленым – это произошло после выведения I и II блоков БАЭС из эксплуатации.

Совсем иная картина наблюдается при накоплении макрофитами ^{90}Sr. Так, концентрация радионуклида в роголистнике темнозеленом из Теплого залива водоема-охладителя в 1980-е годы составляла 20,1 Бк/кг (в пересчете на сухой вес (табл.35), а содержание ^{90}Sr в водных растениях этого же вида из Теплого залива БАЭС в 2011г. равнялось 40,2 Бк/кг сух.массы, то есть за многолетний период концентрация радионуклида возросла 2 раза. Уровень содержания ^{90}Sr в рдесте гребенчатом, отобранном из Промливневого канала в 1980-е годы составлял 92 Бк/кг, а концентрация данного радионуклида в растениях этого вида в 2011г. равнялась 128 Бк/кг из чего следует, что она увеличилась в 1,4 раза. Это можно объяснить тем, что механизм поступления стронция-90 совсем иной, чем для цезия-137. Если последний радионуклид поступает в водоем-охладитель через Промливневый канал, то ^{90}Sr имеет глобальное происхождение и, практически, не сбрасывается в Белоярское водохранилище в результате деятельности атомной станции.

6.5. Содержание радионуклидов в ихтиофауне

В табл. 102 приведены данные по уровням содержания ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{40}K в рыбах различных видов, отловленных в 2011г. в 6 реках наблюдаемой зоны БАЭС (р.Камышенка, р.Гагарка, р.Мезенка, р.Каменка, р.Режик, р.Ольховка), а также в Белоярском водохранилище.

Сравним уровни содержания ^{137}Cs в представителях ихтиофауны, зафиксированные в 1977г. (Чеботина и др. 1992) и величины концентрации радионуклида в рыбах, отмеченные в 2011г.

Содержание цезия-137 в щуке из Белоярского водохранилища (1977г.) составляло 113 Бк/кг, а в 2011г. равнялось 12,8 Бк/кг, при этом оно уменьшилось в 8,8 раза. Концентрация радионуклида в щуке из 6 рек наблюдаемой зоны БАЭС было значительно ниже и колебалось в пределах от 0,58 Бк/кг до 2,05 Бк/кг.

Этот же эффект можно проследить на примере плотвы. Так, содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной на Белоярском водохранилище в 1977г. составляло 62 Бк/кг (Чеботина и др., 1992), а в 2011г. варьировало от 2,40 Бк/кг до 2,46 Бк/кг. В то же время концентрация ^{137}Cs в плотве, отловленной в 6 реках из наблюдаемой зоны БАЭС была меньше и изменялась в пределах от 0,8 Бк/кг до 2,1 Бк/кг.

Можно утверждать, что на примере ихтиофауны также наблюдается эффект снижения уровней содержания радионуклидов после выведения из эксплуатации I и II боков БАЭС.

Таблица 102

Содержание радионуклидов в ихтиофауне

№	Место отбора	Радионуклиды Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
1	р. Камышенка (щука)	0,99±0,07	5,28±0,61	90,9±7,7
2	р. Гагарка (щука)	2,05±0,19	3,23±0,38	107±10
3	р. Мезенка (щука)	1,86±0,39	4,03±0,23	98,7±9,3
4	р. Каменка (щука)	1,52±0,15	1,58±0,71	96,9±9,2
5	р. Режик (щука)	1,83±0,2	2,08±0,83	53,6±2,7
6	р. Ольховка (щука)	0,58±0,16	1,07±0,22	101±10,7
7	р. Камышенка (плотва)	0,8±0,09	36,07±2,17	90,8±8,14
8	р. Гагарка (плотва)	0,83±0,09	2,94±0,21	92,5±8,2
9	р. Мезенка (плотва)	1,23±0,17	2,35±0,19	108,3±8,2
10	р. Каменка (плотва)	1,32±0,16	10,28±0,79	91,5±9,1
11	р. Режик (плотва)	2,12±0,22	1,58±0,11	96,7±8,7
12	р. Ольховка (плотва)	1,22±0,09	2,38±0,07	87,5±7,5
13	Белоярское вдхр. БФС (окунь)	3,43±0,15	3,26±0,21	76±8,1
14	Белоярское вдхр. БФС (плотва)	2,4±0,21	2,74±0,12	70,4±7,3
15	Белоярское вдхр. Теплый залив (плотва)	2,46±0,19	3,47±0,26	84,1±8,1
16	Белоярское вдхр. Теплый залив (окунь)	2,17±0,15	2,1±0,21	64±6,2
17	Белоярское вдхр. Промливневый канал (окунь)	6,68±0,28	3,76±0,35	89,2±7,4
18	Белоярское вдхр. Промливневый канал (плотва)	3,18±0,24	1,76±0,15	94,5±9,2

Таблица 102 (Окончание)

№	Место отбора	Радионуклиды Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
19	Белоярское вдхр. (карп)	13,62±1,94	2,89±0,13	89,8±7,6
20	Белоярское вдхр. (щука)	12,8±1,72	2,61±0,14	86,4±5,8

6.6. Содержание радионуклидов в пойменных почвах рек наблюдаемой зоны Белоярской АЭС

В работах (Трапезников, Трапезникова, 2006; Трапезников и др. 2007) на основании результатов натурных исследований было показано, что основным депо радионуклидов в пресноводных водоемах являются донные отложения, а в реках – это пойменные почвы и донные отложения пойменных водоемов, которые поглощают 80% и более радиоактивных веществ, затем следует водная компонента (в пределах от долей процента до 20%) и, наконец, гидробионты (так, высшие водные растения могут аккумулировать в общей сложности доли процента от суммарной активности в водоеме).

Содержание ряда радионуклидов в пойменных почвах рек Гагарка, Мезенка и Ольховка представлены в таблице 103, а сравнительная оценка их содержания на рисунке 97.

Из представленных результатов видно, что пойменные почвы реки Ольховка загрязнены Cs-137. Его содержание в пойменных почвах Ольховки почти на порядок

Таблица 103

Содержание радионуклидов в пробах пойменных почв

№	река	Радионуклиды, Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
1	р. Гагарка	45,6±4,01	20,62±0,77	287,8±51,6
2	р. Мезенка	8,64±0,75	22,82±0,81	374,4±38,1
3	р. Ольховка	114,6±7,75	16,13±0,24	399,1±84,8

величин выше, чем в других реках. При этом, содержание Sr-90 и K-40 в пойме Ольховки соответствует их содержанию в поймах рек, не подверженных радиоактивному загрязнению.

Таким образом, показано, что после вывода из эксплуатации I и II блока БАЭС, содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища снизилось в сотни и тысячи раз. Фундаментальное значение данного факта заключается в том, что в большом временно́м диапазоне работают как механизмы самоочищения водной экосистемы от радионуклидов (за счет распада радиоактивных веществ), так и механизмы перераспределения радионуклидов из воды в другие компоненты, прежде всего, в донные отложения.

В 6 малых реках, расположенных в зоне наблюдения БАЭС (Ольховка, Каменка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка), уровни содержания радиоактивных веществ (исследован 21 радионуклид), а также суммарная α- и β- активность) максимальны в реке Ольховке, которая в течение ряда лет была подвержена сбросам слаборадиоактивных вод с Белоярской АЭС. В остальных 5 исследованных реках после 47-летнего периода эксплуатации БАЭС концентрация радионуклидов в основных компонентах водных экосистем, в целом, соответствуют уровню регионального фона.

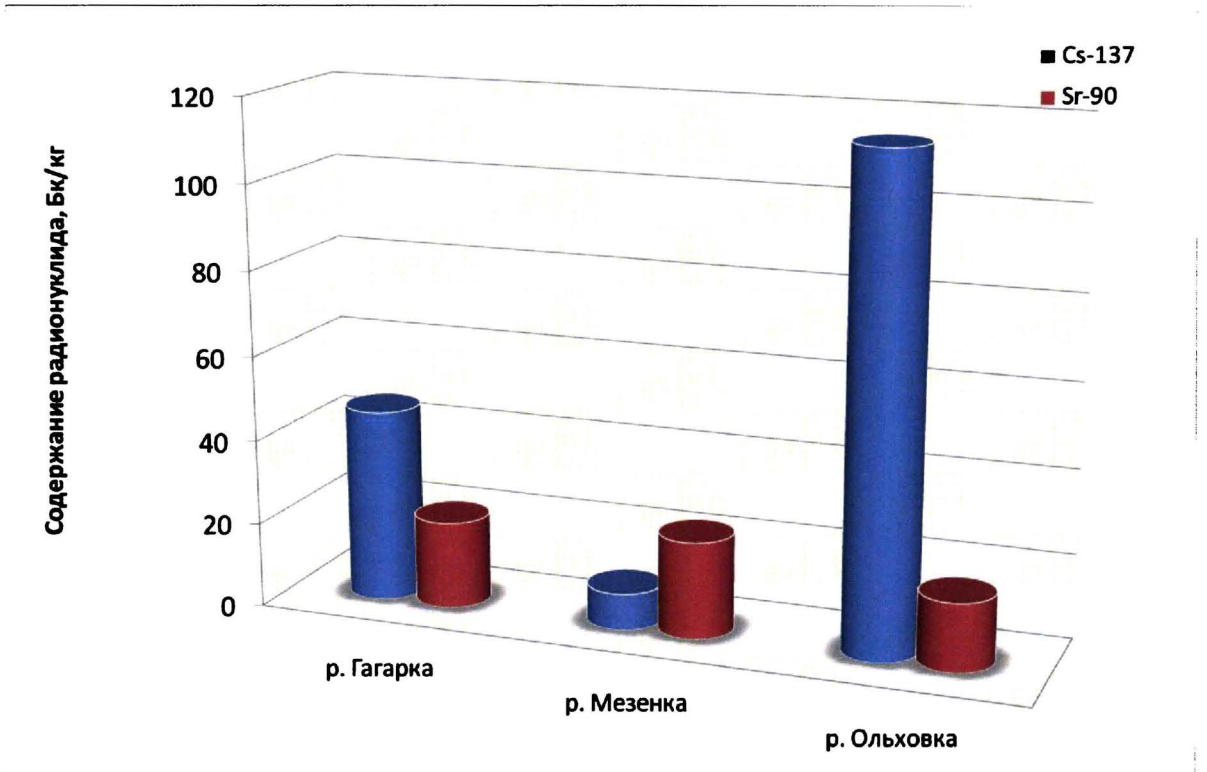


Рис. 97. Содержание Cs-137 и Sr-90 в пойменных почвах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Одной из важнейших проблем, решаемых радиоэкологией пресноводных экосистем является оценка барьерной роли водных биогеоценозов по отношению к миграции радиоактивных веществ. На примере исследованных пресноводных экосистем Уральского региона показано, что расчет запасов радионуклидов в донных отложениях закрытых (озера), полузакрытых (искусственное водохранилище) водных биогеоценозов, а также в пойменных грунтах открытых (реки) пресноводных экосистем служит количественной оценкой барьерной функции этих биогеоценозов по отношению к переносу нуклидов за пределы данной экосистемы.

Принципиальным является использование изотопных отношений радионуклидов в качестве методологического подхода для идентификации источников радиоактивного загрязнения водных экосистем.

Подробно рассмотрена специфичность радиоэкологической ситуации, сложившейся в Уральском регионе. Отмечена потенциальная угроза крупномасштабной радиационной катастрофы в связи с сверхнакоплением жидких и твердых радиоактивных отходов, депонированных на промплощадке Производственного объединения «Маяк», суммарная активность которых превышает 37 ЭБк (1 млрд. Ku).

Проведены радиоэкологические исследования основных типов пресноводных экосистем (озера, реки, искусственное водохранилище).

Основные выводы работы следующие:

1. Рассмотрена роль радиоэкологии пресноводных экосистем в ряду других научных дисциплин. Разработана структура этой области знания. На примере типичных пресноводных экосистем Уральского региона (реки, озера, искусственное водохранилище), подверженных воздействию предприятий ядерного комплекса, разработана методология радиоэкологического исследования пресноводных биогеоценозов, которая включает в себя три основных условия:

а) необходим количественный расчет запасов радионуклидов в основных компонентах пресноводных экосистем, который, фактически, служит оценкой их барьерной функции;

б) использование метода изотопных отношений позволяет идентифицировать главные источники радиоактивного загрязнения водных биогеоценозов;

в) применение метода математического моделирования дает возможность прогнозировать уровни содержания радионуклидов в водных экосистемах во времени и пространстве.

2. В природных и экспериментальных условиях изучено влияние ряда экологических факторов на аккумулирование радионуклидов компонентами пресноводных экосистем.

3. Выявлены виды пресноводных растений, служащих биоиндикаторами радиоактивного загрязнения и являющиеся характерными для водных экосистем Уральского региона.

4. Проведено исследование вертикального распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища. Для всех исследованных точек показано, что концентрация радионуклидов в слое воды, расположенном над термокли-

ном, статистически достоверно ниже, чем в придонном слое в 1,3-1,5 раза. Эти различия могут быть объяснены тем, что в глубоководной зоне водоема идет обмен радионуклидами между донными отложениями и водной средой, а в силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубинными слоями воды не может осуществиться, в придонной части водоема наблюдается повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs.

5. Исследована сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr, Ca и суммы зольных элементов у водных растений. Установлено, что она подчиняется четкой сезонной ритмике. Так, значения коэффициентов накопления ^{60}Co у макрофитов в течение года могут изменяться в 5-6 раз.

6. Оценено накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями гидрофлоры в зависимости от экологической группы – водными и прибрежно-водными растениями. Показано, что способность аккумулировать радионуклиды значительно выше у первой группы растений, что связано с тем, что водные макрофиты целиком или основной своей частью находятся в воде и обладают, таким образом, гораздо большей поглощающей поверхностью.

7. Исследовано влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами в природных условиях и в эксперименте. Так, ^{60}Co аккумулируется элодеей в 4,9 раза больше, чем в контрольном по температурному фактору районе; для ^{90}Sr и ^{137}Cs это различие меньше и составляет 18-20%. Установлено, что в лабораторных условиях при увеличении температуры воды с 12°C до 28°C накопление ^{60}Co водными растениями возрастает в 1,7 – 4,7 раза, при этом макрофиты характеризуются видовой специфичностью. Показано, что в эксперименте температурный фактор в меньшей степени влияет на накопление

водными растениями ^{137}Cs, чем ^{60}Co. Аккумулирование ^{90}Sr макрофитами в лабораторных условиях практически не зависит от температуры.

8. Установлено, что накопление радионуклидов пресноводными грунтами в значительной степени зависит от наличия в них органических соединений. Так, максимальные значения коэффициентов накопления достигаются у богатого органикой илистого сапропеля, минимальные – у песчаного грунта, обедненного органическими соединениями.

9. Проведено сравнение уровней содержания ^{137}Cs в воде, донных отложениях и ихтиофауне Белоярского водохранилища в 2003г. Концентрация радионуклида в воде за 16 лет уменьшилась в десятки раз, в донных отложениях (в зависимости от типа грунта) – в 5-19 раз и в ихтиофауне (в зависимости от вида рыбы) – от 18 до 24 раз. Это обусловлено тем, что после 1987г. I и II энергоблоки БАЭС были выведены из эксплуатации, а III-й блок БН-600 на быстрых нейтронах, работающий с 1980 г., оказывает значительно меньшее воздействие на экосистему Белоярского водохранилища.

10. Оценена доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема – от 92% для ^{90}Sr до 98% – для ^{137}Cs. Далее в процентном соотношении следует вода – от 2% для ^{137}Cs до 8% - для ^{90}Sr. Относительные запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы – от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента – для ^{60}Co. При этом донные отложения водоема выполняют основную барьерную роль, ограничивая вынос радионуклидов за пределы водохранилища, а вода – главную транспортную функцию.

11. Построены математические модели, описывающие изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное в зависимости от времени, прошедшего после аварии на ПО «Маяк». Дан прогноз концентрации и запасов этих радионуклидов в воде, а также запасов в донных отложениях водоемов на 100-летний период, начиная с 1957 года.

12. Обследованные озера различаются характером распределения запасов радионуклидов по слоям донных отложений; наиболее высокие концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs приурочены к их верхним слоям.

13. Оценены интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях исследованных озер на территории ВУРСа. При этом на долю грунтов в водоемах приходится от 86% до 97% от общего запаса ^{90}Sr и от 78% до 99% от суммарного запаса ^{137}Cs. Таким образом, донные отложения, являющиеся основным депо радионуклидов, выполняют барьерную функцию, препятствующую рассеянию излучателей в окружающей среде.

14. Пространственное загрязнение радиоактивными веществами грунтов речной системы Теча-Исеть, включая пойменные районы, уменьшается с расстоянием от ПО «Маяк» и может быть описано с помощью степенной функции. Вертикальное распределение радионуклидов в грунтовых и почвенных профилях описывается экспоненциальной зависимостью. Распространение нуклидов по ширине поймы также описывается экспоненциальным уравнением, уменьшаясь с увеличением расстояния от русла реки.

15. Сравнение мобильности ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде реки Течи выявило, что наибольшей миграционной способностью обладает ^{90}Sr. Принципиально важное значение

имеет тот факт, что ^{239,240}Pu также более мобилен, чем ^{137}Cs при миграции в речной экосистеме. Вертикальная миграция ^{239,240}Pu и, особенно, ^{90}Sr в пойменных почвах и грунтах пойменных водоемов также выше, чем у ^{137}Cs.

16. Проведены расчеты по оценке запасов радионуклидов в основных компонентах реки Течи на участке реки от 49 км вниз по течению до ее впадения в реку Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах Течи составляет $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs, $0{,}32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr и $8 \cdot 10^{9}$ Бк для ^{239,240}Pu.

17. Оценено интегральное содержание радионуклидов в пойменной зоне вниз по течению рек Течи и Исети на расстояние до 310 км от ПО «Маяк». Эти величины составляют – для ^{90}Sr – $106 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{137}Cs – $348 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{239,240}Pu – $0{,}83 \cdot 10^{12}$ Бк. Таким образом, пойма рек является основным депо радионуклидов и выполняет барьерную функцию по отношению к их рассеянию в окружающей среде.

18. Динамика изменения ^{137}Cs и ^{90}Sr в 2004-2006 годах указывает на устойчивый рост содержания данных радионуклидов в воде исследованных рек. По сравнению с 2004 годом объемные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr возросли в несколько десятков раз. Наиболее существенное увеличение наблюдалось на участках рек, расположенных в районе г. Ханты-Мансийска. В Иртыше объемная активность ^{137}Cs в воде с 2004 года возросла в 17 раз, ^{90}Sr – в 5,4 раза. В Оби до слияния с Иртышом объемная активность ^{137}Cs за три года увеличилась в 24 раза, в створе ниже слияния – в 62 раза. Объемная активность ^{90}Sr возросла в 18 раз.

19. Расчетами баланса годовых стоков радионуклидов на исследуемых участках рек прогнозируется (при условии сохранения текущей миграционной динамики) перенос

847 ГБк ^{90}Sr и 94 ГБк ^{137}Cs из поймы Оби между границей с Томской областью и Ханты-Мансийском, и 1145 ГБк ^{90}Sr из поймы Иртыша между н.п. Демьянским и Ханты-Мансийском в пойму Оби после слияния рек, и депонирование в пойме Иртыша 92 ГБк ^{137}Cs, поступающего из бассейна Иртыша на территорию ХМАО.

20. Проведен сравнительный анализ запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в пойменных почвах и донных отложениях рек Теча, Исеть и Енисей. Показано, что по максимальному содержанию ^{137}Cs в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей совпадает с рекой Теча (ближняя зона) и превосходит по содержанию ^{137}Cs как дальнюю зону реки Теча, так и всю реку Исеть. Известные данные по содержанию изотопов плутония и америция в реке Теча свидетельствуют, что в реке Енисей уровень содержания трансурановых элементов значительно выше рек Теча и Исеть с удалением от места сброса ПО Маяк. Это свидетельствует о схожем характере загрязнения ближних зон ПО «Маяк» и ГХК. Однако по удельному содержанию ^{90}Sr в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей значительно уступает рекам Теча и Исеть.

21. Наиболее стабильными загрязнителями воды Оби и Иртыша на территории ХМАО являются органические соединения, нефтепродукты и ряд тяжелых металлов таких, как железо, медь, цинк, свинец, алюминий, марганец, ртуть. В 2006 году отмечено существенное увеличение в воде фенолов до 25 ПДК.

22. Все вышеизложенное говорит о необходимости создания постоянной системы радиоэкологического мониторинга Обь-Иртышской речной системы, находящейся под угрозой крупномасштабного загрязнения радиоактивными веществами.

23. После вывода из эксплуатации I и II блока БАЭС, содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища снизилось в сотни и тысячи раз. Фундаментальное значение данного факта заключается в том, что в большом временно́м диапазоне работают как механизмы самоочищения водной экосистемы от радионуклидов (за счет распада радиоактивных веществ), так и механизмы перераспределения радионуклидов из воды в другие компоненты, прежде всего, в донные отложения.

24. В 6 малых реках, расположенных в зоне наблюдения БАЭС (Ольховка, Каменка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка), уровни содержания радиоактивных веществ (исследован 21 радионуклид, а также суммарная α– и β- активность) максимальны в реке Ольховке, которая в течение ряда лет была подвержена сбросам слаборадиоактивных вод с Белоярской АЭС. В остальных 5 исследованных реках после 47-летнего периода эксплуатации БАЭС концентрация радионуклидов в основных компонентах водных экосистем, в целом, соответствует уровню регионального фона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ааркрог А., Дальгаардт Г., Караваева Е.Н. и др. О содержании долгоживущих радионуклидов в почвах и древесных растениях зоны ядерной аварии на Южном Урале //Экология. 1992. № 4. С.50-55.
2. Ааркрог А.,Дальгаардт Г., Нильсен С.-П., Позолотина В.Н. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Юшков П.И., Трапезников А.В. Изучение вклада наиболее крупных ядерных инцидентов в радиоактивное загрязнение Уральского региона //Экология. 1998. № 1. С.36-42.
3. Авраменко М.И., Аверин А.Н., Лобойко Б.Г., Филин В.П., Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Котов Э.С., Мокров Ю.Г., Романов Г.Н. Авария 1957г. Оценка параметров взрыва и анализ характеристик радиоактивного загрязнения территории //Вопросы радиационной безопасности.1997. №3. С.18-28.
4. Агафонов В.М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков //Бюл. МОИП /Уральск. отд. 1958. Вып.1. С.97-102.
5. Агафонов В.М, Долгих Т.И., Савченко М.И., Тимофеев-Ресовский Н.В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов.IV. Опыты по распределению стронция, рутения, цезия, церия и неразделенного раствора осколков урана в сериях бочков //Сб. работ. лаб. биофизики. II. Проблемы биофизики: Свердловск, 1960. Тр. /Ин-т биологии УФ АН СССР; Вып. 12. С. 238-277.
6. Агре А.Л., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме // Мед. радиология. 1960. Т.5. №1. С. 67-73.
7. Агре А.Л. Некоторые данные по миграции радиоцезия и радиостронция из слабопроточных водоемов //Бюл. МОИП. Отд.биол. 1962. Т.67. вып.2. С.45-52.

8. Агре А.Л., Молчанова И.В., Чекалова С.Н. Изучение влияния видового состава водных растений, грунта и фактора разбавления на процесс самоочищения воды от цезия -137. Сообщение IV //Бюл. МОИП. Отд.биол. 1962. Т. 67. вып.3. С.124-127.
9. Агре А.Л, Телитченко М.М. О накоплении радиостронция гидрофитами и детритом //Бюл. МОИП. Отд.биол. 1963.-Т.68. вып.1. С.133-137.
10. Агре А.Л., Молчанова И.В., Тимофеев-Ресовский Н.В. Самоочищение воды в слабопроточных водоемах от цезия-137 при разных скоростях протока и объемах воды и концентрации в ней цезия //Бюл. МОИП. Отд.биол. 1964. Т.69. вып.3. С.20-24.
11. Алексахин Р.М, Тихомиров Ф.А., Куликов Н.В. Состояние и задачи лесной радиоэкологии // Экология. 1970. № 1. С. 27-38.
12. Алексахин Р.М, Поликарпов Г.Г. Актуальные проблемы радиоэкологии в свете решения задач атомной энергетики // Радиобиология. 1981. 21, вып. 1. С.97-108.
13. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера, М.: Энергоиздат, 1982. 216 с.
14. Алексахин Р.М, Романов Г.Н., Тихомиров Ф.А., Крышев И.И. Радиологические ситуации, связанные с крупномасштабным загрязнением окружающей среды (р.Теча, аварии на Южном Урале и на Чернобыльской АЭС): сельскохозяйственные и экологические аспекты // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Труды Международной конференции, СПб, Гидрометеоиздат. 2000. С.48-58.
15. Алексахин Р.М, Булдаков Л.А., Губанов В.А., Дрожко Е.Г., Ильин Л.А., Крышев И.И., Линге И.И., Романов Г.Н., Савкин М.Н., Сауров М.М., Тихомиров Ф.А., Холина Ю.Б. Радиационные аварии. М. ИздАт., 2001. 752с.

16. Бабаев Н.С., Демин В.Ф., Ильин Л.А., и др. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда. М.: Энергоатомиздат, 1984. 312с.
17. Бадяев В.В.. Егоров Ю.А., Коробейников В.Л. и др. Характеристика радиоактивных выбросов и сбросов Чернобыльской АЭС в начальной период эксплуатации и результаты наблюдений за их распределением в окружающей среде //Радиационная безопасность и защита АЭС. 1985. Вып. 9. С.85-93.
18. Баландин О.А., Репина Е.Г. О значении температурного фактора в накоплении радиоактивных нуклидов рыбой // Гигиена и санитария. 1977. № 1. С.114-115.
19. Батурин В.А., Водовозова И.Г., Корчак Л.Н. К вопросу о распределении некоторых долгоживущих радиоактивных элементов в водоеме и переходе их в лед // Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов: Свердловск, 1978. С.70-73.Тр. Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Вып. 114.
20. Бахур А.Е., Мануйлова Л.И., Зуев Д.М., Иванова Т.М., Трухина Т.П. Стронций-90 в почвах: радиохимические и инструментальные методы определения //АНРИ.- 2003.- №1(32).- С.20-28.
21. Березина Н.А. Гидробиология. М.: Изд-во АН СССР, 1953. 359с.
22. Березина И.Г., Чечеткин В.А., Хотулева М.В., Мельниченко Н.А., Блохин В.И., Емельянов А.П., Шейнкер И.Г. Радиоактивное загрязнение биологических объектов и природных сред в районе пос. Мюслюмово (Челябинская обл.) //Радиационная биология. Радиоэкология. 1993, т.33. вып. 2 (5). С.748-759.

23. Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов / Под ред. П.В.Рамзаева . М.: Энергоиздат, 1983. 112 с.
24. Богатырев И.О. Распределение ^{60}Co и некоторых радиоизотопов - продуктов деления по компонентам экспериментальных водоемов // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1962. № 1. С.122 - 126.
25. Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф. Горячие частицы в Красноярском крае// Радиохимия, 1998, т. 40, № 3, с. 271-274.
26. Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер М. И др. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения Горнохимического комбината // Радиохимия, 1999, т. 41, № 6, с. 563-568.
27. Болсуновский А.Я., Черкезян В.О., Барсукова К.В., Мясоедов Б.Ф. Исследование высокоактивных проб почвы и горячих частиц поймы реки Енисей // Радиохимия, 2000, т.42, №6, с.560-564.
28. Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Соболев А.И., Дегерменджи А.Г. Первые данные по содержанию трансуранового элемента кюрия в экосистеме поймы реки Енисей // Доклады Академии наук. 2006.Т.409, № 2. С.227-230.
29. Болсуновский А.Я., Трапезников А.В. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и Обь-Иртышской речной системы /Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции. Томск: STT, 2009. С.95-98.

30. Большаков В.Н., Трапезников А.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Радиоэкологические исследования озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в Свердловской области // Экосистемный подход к управлению водными ресурсами в бассейне рек.- Екатеринбург, 1994. С.15-17.
31. Большаков В.Н., Трапезников А.В., Юшков П.И., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я Радиоэкологические исследования наземных и водных экосистем в санитарно-защитной зоне Белоярской АЭС и на прилегающей к ней территории /Материалы шестой научно-технической конференции, посвященной 35-летию работы Белоярской АЭС. Заречный, 1999. С.62-72.
32. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Сухоруков Ф.В. и др. Оценка миграционной способности трансурановых радионуклидов (^{241}Am, изотопов Pu) и ^{152}Eu в донных отложениях реки Енисей методом химического фракционирования: модельные эксперименты // Радиохимия. 2005. Т.47. № 4. С. 379-384.
33. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.В., Дегерменджи А.Г. Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды реки Енисей //Докл.акад. наук, серия «Химия». 2008, том 423, №4. С.1-4.
34. Боровик-Романова Т.Ф., Беляев Ю.И., Кущенко Ю.И. и др. Спектральное определение редких и рассеянных элементов (в минералах и породах, почвах, растениях и природных водах). М.: Изд-во АН СССР, 1962. 240с.
35. БоуэнГ., Гиббонс Д. Радиоактивационный анализ /Пер. с англ. Ю.В.Яковлева; Под. Ред. И.П.Алимарина. М.: Атомиздат, 1968. 360 с.

36. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я. Сезонная динамика накопления ^{60}Co элодеей (Elodea canadensis Rich) //Экология. 1975. № 5. С.80-82.
37. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. Сезонная динамика распределения ^{90}Sr и Са между водорослью Chara Tomentoza L.G. и водной средой //Экология. 1978 а. № 1. С.50-54.
38. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Фелинская В.Ю. Влияние света на поглощение радиоизотопов пресноводными растениями //Накопление радиоизотопов пресноводными растениями. Свердловск, 1978 б. С.3 - 7.
39. Бочкарев В.М, Кеирим-Маркус И.Б., Львова М.А., Пруслин Я.С. Измерение активности источников бета- и гамма- излучений. М.: Изд-во АН СССР, 1953. 242 с.
40. Брагин Б.Н. Возрастные и сезонные особенности накопления стронция-90 сазаном //Экология гидробионтов Казахстана.- Алма-Ата: Наука, 1973. С.5-6.
41. Бруновский Б.И., Кунашева К.Г. Некоторый данные относительно содержания радия в растениях и в водах /Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР. 1935. Т.3. С. 31-43.
42. Брусынина И.Н., Крохалевский В.Р. Современное состояние экосистемы реки Оби и ее притоков в условиях антропогенного воздействия // ГосНИОРХ. Сб. науч. трудов. Л., 1989. Вып. 305. С.3-22.
43. Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхне-волжских водохранилищ Л.: Наука, 1975. 159 с.
44. Буянов Н.И. Адсорбция кобальта-60 и цезия-137 на поверхности бурых водорослей.- В кн.: Формы элементов и радионуклидов в морской воде. М. 1974. С. 147-153.

45. Буянов Н.И., Антоненко Т.М. Концентрация цезия-137 в гидробионтах, воде и грунтах водоемов с различным минеральным составом воды //Вопросы ихтиологии. 1975. 15, №1(90). С.176-179.
46. Буянов Н.И., Лаптев М.И., Прудников Л.В. Изучение влияние температуры на накопление ^{137}Cs налимом // Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюзн. конф. по радиоэкологии животных, Москва, 24-27 янв. 1977 г. М., 1977. С.34-35.
47. Буянов Н.И. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе сброса теплых вод Кольской АЭС //Экология. 1981. № 3. С.66-70.
48. Быковский В.А. Экологические вопросы при разработке нефтяных месторождений крайнего Севера. Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1999. 111 с.
49. Вербицкая Н.П. Четвертичные отложения Урала. Хронология и климат четвертичного периода.- М.: 1960.- С.137-148.
50. Вернадский В.И. Химические элементы и механизм земной коры // Природа. 1922. № 3 -5. С. 31-40.
51. Вернадский В.И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры. Пг.: Время, 1922. 48 с.
52. Вернадский В.И. Биосфера. Л.: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926. 146 с.
53. Вернадский В.И. О размножении организмов и его значении в механизме биосферы. Статьи 1-2 //Изв. АН СССР. Сер.6. 1926 б. Т.20. № 9. С. 697 – 726; № 12 С. 1053-1060.
54. Вернадский В.И. О концентрации радия живыми организмами //Докл. АН СССР. Сер. А. 1929. № 2. С.33-34.
55. Вернадский В.И. О концентрации радия растительными организмами //Докл. АН СССР. Сер. А. 1930.Т.20. С.539-542.

56. Вернадский В.И. О некоторых основных проблемах биохимии //Изв. АН СССР. Сер.геол. 1938. № 1. С.19-34.
57. Вернадский В.И. Биогеохимические очерки. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940. 250с.
58. Вернадский В.И. О количественном учете химического атомного состава биосферы.- М.: Типолит. Им.Фрунзе, 1940. 32 с.
59. Верховская И.Н., Вавилов П.П., Маслов В.И Миграция естественных радиоактивных элементов в природных условиях и распределение их по биотическим и абиотическим компонентам среды //Изв АН СССР. Сер. биол. 1967, № 2, С. 270-285.
60. Верховская И.Н. Задачи, методы и перспективы радиоэкологических исследований в различных биогеоценозах // Методы радиоэкологических исследований. М.; 1971. С. 3-15.
61. Ветров В.А., Леина С.Е., Шушарина Н.М., Тищенко О.П. Оценка и прогноз радиоэкологической обстановки в Уральском регионе //Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. /Часть 1. Изучение эколого-радиационной обстановки региона.- Екатеринбург, 1994. С.134-144.
62. Виноградов А.П. Геохимия живого вещества. Л.: Изд-во АН СССР, 1932, 67с.
63. Виноградов А.П. Химический элементный состав организмов и периодическая система Д.И.Менделеева //Тр.Биогеохим. лабор. АН СССР. 1935. Т.3. С. 5 - 30.
64. Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов моря. ч. II //Тр. Биогеохим лабор. АН СССР. 1937. Т.4. С. 5 - 225.
65. Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов моря. ч. III //Тр. Биогеохим лабор. АН СССР. 1944. Т.6.-С. 5-273.

66. Виноградов В.И., Протасов В.И. Устройство визуального вывода и обработка данных световым карандашом для ЭВМ «Наири-2» //Приборы и тех. эксперим. 1975. №3. С. 80-81.
67. Возбуцкая А.Е. Химия почвы. -М.: Высшая школа, 1968. 472с.
68. Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1996гг.). В 2-х т. / Отв ред. А. И. Таскаев. Сыктывкар, 1996. Т. 1. 204 с. Т. 2. 114 с.
69. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Широкая З.О. и др. Радиоактивное загрязнение водоемов Украинского Полесья и формы нахождения радионуклидов в некоторых компонентах водных экосистем // Гидробиол. журн.-2000.- т.39, №4.- С.50-65.
70. Волкова Е.Н. Техногенные радионуклиды в гидробионтах водоемов разного типа: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Киев, 2008. 36с.
71. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) /Под ред.В.Н.Чуканова. Екатеринбург, 1996. 168 с.
72. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС / Ю.Д. Абатуров, А.В Абатуров, А.В Быков и др. М.: Наука, 1996. 240с.
73. Галактионов С.А. Озера Урала .Свердловск, 1990. 138с.
74. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона /Чуканов В.Н., Волобуев П.В., Дрожко Е.Г., Коробицын Б.А., Романов Г.Н., Стоббе Л.Г., Трапезников А.В., Ячменев В.А., Кирюшкин В.И. Екатеринбург, 1993. 66 с.

75. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов // Санитарно-эпидемиологические правила и нормы СанПиН 2.3.2.1078 – 01. М., 2001. С.13-35.
76. Гилева Э.А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями //Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М., Л.; 1964. С.17-20.
77. Гилева Э.А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями //Проблемы радиационной биогеоценологии.- Свердловск, 1965. С.5-31. (Тр. / Ин-т биологии УФ АН СССР; Вып. 45)
78. Говорун А.П., Чесноков А.В., Щербак С.Б. Распределение запаса ^{137}Cs в пойме р.Теча в районе с.Муслюмово // Атомная энергия, 1998, т.84, вып.6, С.545-550.
79. Говорун А.П., Чесноков А.В., Щербак С.Б. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме р.Теча в районе пос.Бродокалмака // Атомная энергия, 1999, т.86, вып.1, С.63-68.
80. Говорун А.П., Уруцкоев Л.И., Щербак С.Б., Чесноков А.В., Линник В.Г., Иваницкая М.В., Пантелеев В.В. Применение полевой радиометрии для картографирования загрязнения цезием-137 поймы р.Течи // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Труды международной конференции, СПб, Гидрометеоиздат. 2000. С.438-443.
81. Грачев М.И. Влияние температуры среды на накопление, распределение и выведение ^{60}Co у рыб // Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюзн. Конф. по радиоэкологии животных, Москва, 24-27 янв. 1977. М., 1977. С. 37-38.

82. Грачев М.И., Гусев Д.И., Катков А.Е., Степанова В.Д. Некоторые вопросы комплексной оценки загрязнения водоемов-охладителей АЭС радионуклидами, химическими реагентами и теплыми сбросными водами // Радиационная безопасность и защита АЭС, 1984. Вып. 8. С. 194-198.
83. Гринзайд Е.Л., Зильберштейн Х.И., Надежина Л.С., Юфа Б.Я. О термине и способах оценки предела обнаружения в различных методах анализа //Ж. аналит. химии. 1977. Т.32, вып. 11. С. 2106-2112.
84. Громов В.В., Спицын В.И. Искусственные радионуклиды в морской воде. М., Атомиздат, 1975. 224с.
85. Громов В.В., Москвин А.И., Сапожников Ю.А, Техногенная радиоактивность Мирового океана. М.: Энергоиздат, 1985. 271с.
86. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС//Радиац. биология. Радиоэкология.- 2001.- т.41, №2.- С.232-238.
87. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология.- 2005.- т.45, №3.- С.271-280.
88. Гудков Д.І. Радіонукліди в компонентах водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти: Автореф. дис... д-ра біол. наук. Киев, 2006. 34с.
89. Гусев Д.И., Ляпин Е.Н., Катков А.Е. и др. Экспериментальные материалы к характеристике скорости очищения рыбы от некоторых радионуклидов в условиях различной температуры и солености воды // Вопросы морской радиоэкологии. – Калининград, 1971. С.66-71. (Тр./Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океанографии. Вып. 44).

90. Гусев Д.И. Марей А.Н., Гнеушева Г.И. и др. Гигиеническая оценка водоемов-охладителей атомных электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных станций. Свердловск, 1978. С.8-14. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, Вып. 110).
91. Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В. Исследование фито и зоопланктонных организмов как биоиндикаторов радиоактивного загрязнения воды в районе размещения предприятий ЯТЦ //Вопросы радиационной безопасности. 2006. №4. С.70-75.
92. Гущин В.М., Константинов Ю.О., Пискунов Л.И. Радиационно-гигиеническая оценка содержания ^{60}Co и ^{65}Zn в рыбе из Белоярского водохранилища //Радиац. безопасность и защита АЭС. 1984. Вып. 8. С.134 - 135.
93. Давыдов Ю.П., Воронин Н.И., Топоров И.Г. К вопросу о состоянии радионуклидов Cs, Sr, Ce в водных системах Белоруссии // Радиохимия. – 1997. – т.38, вып.2. – С.191-192.
94. Давыдова М.И., Каменский А.И., Неклюдова Н.П., Тушинский Г.К. Физическая география СССР.М., 1966. 847с.
95. Дерягин В.В., Левина С.Г., Шибкова Д.З., Попова И.Я., Захаров С.Г., Особенности миграции и формы нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях некоторых озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа //Радиац. биология. Радиоэкология.- 2006.- т.46, №5.- С.533-539.
96. Дробот П.И. Содержание микроэлементов в тканях промысловых рыб Ладожского озера //Гидробиол.журн. 1981. №6. С. 66 - 69.

97. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения «Маяк», организованной по решению Президиума Академии наук №1140-501 //Радиобиология. 1991. Т.31, вып.3. С. 436-452.
98. Заключение комиссии под председательством вице-президента АН СССР О.М.Нефедова, организованной распоряжением Президента СССР №РП-1283 от 3 сентября 1991 года, по экологической и радиоэкологической обстановке в Челябинской области. Москва. 1991. 157с.
99. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей.- Новосибирск.- Изд-во СО РАН «Филиал «Гео», 2004. 286с.
100. Зарубин О.Л., Волкова Е.Н., Беляев В.В., Широкая З.О Радионуклиды в компонентах экосистемы Каневского водохранилища //Гидробиол. журн. - т.39.- № 1, 2003.- С.39-50.
101. Зенкевич Л.А. Фауна и биологическая продуктивность моря. М.: Сов.наука, 1947. Т.2. 588 с.
102. Зенкевич Л.А. Фауна и биологическая продуктивность моря. М.: Сов.наука, 1951. Т.1. 507 с.
103. Иваницкая М.В., Исаева Л.Н., Ячменев В.А., Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н., Чесноков А.В., Щербак С.П. Распределение уровней загрязнения ^{137}Cs поймы реки Теча в поселке Бродокалмак //Проблемы экологии Южного Урала. 1996. № 1. С. 7-18.
104. Иванов В.И. О накоплении радиоизотопов некоторых элементов пресноводными растениями в слабопроточных водоемах //Проблемы радиационной биогеоценологии.- Свердловск,1965. С.63-66. (Тр. Ин-т биологии УФ АН СССР. Вып. 45).

105. Иванов В.И., Тимофеева-Ресовская Е.А., Тимофеев-Ресовский Н.В. О накоплении цезия пресноводными растениями //Проблемы радиационной биогеоценологии.- Свердловск,1965. С.33-40. (Тр. Ин-т биологии УФ АН СССР. Вып. 45).
106. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 527с.
107. Израэль Ю.А., Артемов Е.В., Пахомов В.Н.,Чирков В.А. и др. Радиоактивное загрязнение местности в результате аварии на радиохимическом заводе в Томске-7 //Метеорология и гидрология. 1993. №6. С. 5-8.
108. Израэль Ю.А., Артемов Е.М., Василенко В.М., Назаров И.М., Нахутин А.И., Успин А.А., Кямкин А.М. Радиоактивное загрязнение Уральского региона производственным объединением «Маяк» // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Труды Международной конференции.- СПб, Гидрометеоиздат, 2000. С.411-424.
109. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М., Наука, 1975. 168с.
110. Ильенко А.И., Шилов В.П., Буров Н.И. Миграция ^{137}Cs и ^{60}Co в пищевых цепях пресноводного водоема //Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюз. конф. по радиоэкологии животных, Москва, 24 - 27 янв. 1977 г. Москва, 1977. С.39 - 41.
111. Иост Х. Физиология клетки.- М: Мир, 1975. 863с.
112. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И.Бурназяна.- М: Энергоатомиздат, 1990. 144с.

113. Каглян А.Е., Паньков И.В., Волкова Е.Н., Амириди И.В. Радиоэкологические исследования экосистемы верхнего Днепра // Гидробиол. журн.-1992.- т.28, №3.- С.98-101.
114. Калниня З.К., Осипенко С.А. Коэффициенты накопления стронция и стронция-90 в озерных растениях и планктоне // Радиобиология. 1969. Т. 9, вып. 1. С.111-112.
115. Калниня З.К. Соотношение $^{90}Sr/Sr$ в планктоне различного типа озер Латвии //Радиоэкология водных организмов.- Рига: Зинатне, 1973. Ч.2. С. 81-87.
116. Катанская В.М. Методика исследования высшей водной растительности //Жизнь пресных вод СССР. М.: Наука, 1956. Т.4. ,Ч.1, С.160-182.
117. Катанская В.М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза. Л.: Наука, 1979. 278с.
118. Катков А.Е., Гусев Д.И. Качественные и количественные признаки влияния донных отложений на миграционную активность радионуклидов в водоеме // Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюз. конф. по радиоэкологии животных, Москва, 24-27 янв., 1977г. М., 1977. С.42-44.
119. Катков А.Е. Гусев Д.И., Дзекунов А.В. и др. Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций.- Свердловск, 1978. С.70-75. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып.110).
120. Катков А.Е. Введение в региональную радиоэкологию моря.-М.: Энергоатомиздат, 1985. 160с.

121. Коготков А.Я., Осипов В.Г. Результаты многолетних наблюдений за содержанием и распределением радиоизотопов в различных компонентах водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: реф. Отчета 1967г. //Вопросы радиационной безопасности.- 2002.- Вып.3. - С.44-60.
122. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. - М., Атомиздат, 1977. 384с.
123. Комплексное исследование загрязнения радионуклидами и тяжелыми металлами воды, донных отложений и гидробионтов рек Теча, Исеть и Миасс. Изучение влияния радиоакивных загрязнений на качество воды поверхностных и подземных горизонтов, донных отложений, почв в санитарно-охранных зонах рек Теча, Исеть и Миасс. Картирование поймы и санитарно-охранной зоны рек Теча и Исеть. Отчет НИР /ИПЭ УрО РАН. Научные руководители А.В.Трапезников, В.Н.Чуканов. Екатеринбург, 1993.
124. Комплексная экологическая оценка озер Тыгиш, Червяное, Большой Сунгуль, расположенных на территории ВУРС в Свердловской области. Отчет о НИР. / ИЭРЖ УрО РАН. Научный руководитель А.В.Трапезников. Екатеринбург, 1993. 162с.
125. 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.
126. Константинов А.С. Общая гидробиология, М.: Высш.шк.,1972. 472 с.
127. Корнберг Х., Дэвис Дж. Пищевые цепи в пресных водах //Радиоактивность и пища человека. М., 1971. С. 272 - 297.

128. Кравцова Э.М., Барковский А.Н., Воробьев Б.Ф., Мишин А.С. Особенности радиационной обстановки в п.Муслюмово Челябинской области//Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. Часть 1. Изучение эколого-радиационной обстановки региона. Екатеринбург, 1994.С.123-128.
129. Красовицкая М.Л. Вопросы гигиены атмосферного воздуха в районе нефтеперерабатывающих и нефтехимических предприятий М.: Медицина, 1972. 170с.
130. Криволуцкий Д.А., Степанов А.М., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988 а, С. 4-16.
131. Криволуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988 б. 240 с.
132. Крышев И.И., Рябов И.Н. Об эффекте трофических уровней в накоплении ^{137}Cs рыбами пруда-охладителя Чернобыльской АЭС / Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на ЧАЭС.- М., 1990.- С.117.
133. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАТ, 2000. 384 с.
134. Кузин А.М., Передельский А.А. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей // Охрана природы и заповедное дело в СССР. 1956. Бюл.1. С. 65 - 78.
135. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин М.К. Радиохимия, 1994. т. 36. С.546-559.

136. Кузьменко М.И. Радиоэкологические исследования водоемов Украинской ССР //Гидробиол. журн.-1990.-т.26, №3.-С.86-99.
137. Кузьменко М.И., Волкова Е.Н., Кленус В.Г. и др. Радиоактивное загрязнение Днепра и его водохранилищ и некоторые гидроэкологические мероприятия после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн.-1992.- т.28, №6. - С.86-94.
138. Кулебакина Л.Г., Поликарпов Г.Г. Коэффициенты накопления стронция-90 в цистозире в различные сезоны и годы // Морская радиоэкология. Киев, 1970. С.174-181.
139. Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных растений и животных //Современные проблемы радиобиологии. М.; 1971 а. Т.2.: Радиобиология. С.395 - 421.
140. Куликов Н.В. Современное состояние пресноводной радиоэкологии и основные направления исследований по этой проблеме //Проблемы радиоэкологии водных организмов. - Свердловск, 1971 б. С.4-12. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып.78).
141. Куликов Н.В. Проблемы пресноводной радиоэкологии в свете развития ядерной энергетики //Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов: Материалы Второго Симпоз., Борок, 26-28 авг. 1974. С. 88 - 89.
142. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология.- М.: Наука, 1975. 184с.
143. Куликов Н.В. Радиоэкология в свете развития атомной энергетики //Радиоэкология животных: Материалы 1 Всесоюз.конф.по радиоэкологии животных, Москва, 24-27 янв. 1977 г. М.: Наука, 1977. С. 12-15.

144. Куликов Н.В., Куликова В.Г. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями пресноводных рыб в природных условиях // Экология. 1977. №5. С. 45-49.
145. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление ^{137}Cs некоторыми компонентами биоценоза харовых водорослей // Экология. 1977. № 1. С. 46-54.
146. Куликов Н.В. Актуальные вопросы экологии водоемов-охладителей атомных электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978 а. С.3-7 (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Вып. 110).
147. Куликов Н.В. Биоиндикация радиоактивного загрязнения внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды. М., 1978 б. С.152-158.
148. Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций.- Свердловск, 1978, С.65-69. (Тр. Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып. 110).
149. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Влияние экологических метаболитов на накопление радиоизотопов пресноводными растениями // Взаимодействие между водой и живым веществом: Тр. Международ. симпоз., Одесса, 6-10 окт. 1975г. М, 1979. Т.2. С.62-67.
150. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Любимова С.А. О подвижности ^{90}Sr и ^{137}Cs в системах вода - пресноводные растения и вода - грунт //Радиобиология. 1980. Т.20, вып.1. С. 146 - 148.
151. Куликов Н.В. Экология и атомная энергетика // Экология. 1981. № 4. С.5-11.

152. Куликов Н.В. Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей АЭС //Радиационная безопасность и защита АЭС. 1982. Вып. 7. С. 185-188.
153. Куликов Н.В., Трапезников А.В. Сезонная динамика накопления ^{60}Co пресноводными растениями в природных условиях // Радиационная безопасность и защита АЭС. 1985. Вып. 9. С. 177-178.
154. Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования на Урале // Экология. 1986. № 4. С.- 65 - 71.
155. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. - Свердловск,1988. 129с.
156. Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Поликарпов Г.Г. Проблемы радиоемкости больших экосистем // Радиоэкология: успехи и перспективы. Севастополь. 1994. С.96-98.
157. Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодин В.И., Кутлахмедова-Вишнякова В.Ю. Методология и методы исследования радионуклидов и других техногенных загрязнителей в наземных и водных экосистемах.- Киев; Медэкол, Укр. РНПФ. Медицина-Экология, 1997. 44с.
158. Лебедева Г.Д. Планктон как индикатор загрязнения пресных водоемов радиоактивными веществами // Мед.радиология. 1957.Т. 2, № 6. С. 65-69.
159. Левина А.И., Любимова С.А. О корреляции зольности и коэффициентов накопления стронция-90 пресноводными растениями // Проблемы радиоэкологии водных организмов.- Свердловск 1971. С.80-83. (Тр./Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып.78).

160. Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г., Удачин В.Н., Шибкова Д.З., Трапезников А.В., Дерягин В.В., Трапезникова В.Н. Гидрохимические особенности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Российский химический журнал (Журнал российского химического общества им. Д.И.Менделеева).- 2004.- т.XLVIII.- №2.- С.94-98.
161. Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г., Дерягин В.В., Шибкова Д.З., Современное радиационное состояние экосистемы озера Большой Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиац. биология. Радиоэкология.- 2005.- т.45, №1.- С.96-99.
162. Левина С.Г., Земерова З.П., Шибкова Д.З., Дерягин В.В.,Попова И.Я. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях некоторых водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: видоспецифичность концентрирования // Радиац. биология. Радиоэкология.- 2006.- т.46, №5.- С.597-604.
163. Левина С.Г., Шибкова Д.З., Дерягин В.В., Захаров С.Г., Попова И.Я. Современное радиоэкологическое состояние озера Малый Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиац. биология. Радиоэкология.- 2006а.- т.46, №1.- С.111-116.
164. Левина С.Г., Аклеев А.В., Дерягин В.В., Попова И.Я., Лихачев С.Ф., Шибкова Д.З., Захаров С.Г., Сутягин А.А., Корман Г.Г.Содержание и распределение долгоживущих радионуклидов в донных отложениях озер Большой и Малый Игиш, расположенных в средней части ВУРСа // Вопросы радиационной безопасности.- 2007.- Спец.выпуск. – С. 20-31

165. Левина С.Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии: Автореф. дис… докт.биол.наук. Москва, 2008. 48с.
166. Левина С.Г., Аклеев А.В., Дерягин В.В. и др. Особенности аккумуляции долгоживущих радионуклидов и микроэлементов в почвах водосборных территорий озер Большой и Малый Игиш в поставарийный период (средняя часть ВУРСа) // Вопросы радиационной безопасности. 2009. Спец. выпуск 1. С.63-72.
167. Левина С.Г., Земерова З.П. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем //Вестник ЧГПУ. Серия 4. Естественные науки. Челябинск: Изд-во ЧГПУ.- 2005.- №7.- С.31-66.
168. Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа.- М.: РАДЭКОН; Изд-во Челяб.гос.пед.ун-та, 2010. 238с.
169. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р. Накопление стронция-90 в водных растениях // Радиоэкология водных организмов. Рига, 1972. Ч.1. С. 60-77.
170. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р, Калниня З.К., Слока Я.Я. Изучение соотношения $^{90}Sr/Sr$ в приморском озере Латвии // Радиоэкология водных организмов. Рига, 1973. Ч.2. С. 73 - 80.
171. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р, Калниня З.К., Слока Я.Я. Изучение изотопного равновесия $^{90}Sr/Sr$ в ультраевтрофном озере Латвии // Экология.1974.- № 5. С. 77-79.

172. Ленченко В.Г., Сажина Л.А., Шилкова Е.В. Санитарно-гигиенический очерк реки Пышмы и Белоярского водохранилища // Материалы XIII научн. сессии Свердловского НИИ гигиены труда и профпатологии, Свердловск, 1964г. С.102-106.
173. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: Автореф. дис. докт. геогр. наук. М.: МГУ. 2008. 48с.
174. Лобанов Е.М., Хуснутдинов Р.И. Чувствительность активационного метода анализа //Активационный анализ элементного состава геологических объектов.- Ташкент, 1967. С. 5-13.
175. Лубянов И.П. Радиоактивность и вопросы биологической продуктивности водоемов // Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М. Л.: Наука, 1964. С. 59 - 69.
176. Любимова С.А. Некоторые закономерности миграции стронция-90 и цезия-137 в пресноводных озерах: Автореф. дис. канд.биол. наук. Свердловск, 1971. 22с.
177. Любимова С.А. Сорбция ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями пресноводного озера // Радиоэкология водных организмов. Рига: Зинатне, 1973. Ч.2. С.96 - 101.
178. Любимова С.А. О накоплении радиоизотопов водными растениями; Свердловск, 1978. С.8-9.
179. Любимова С.А. Гидрохимический режим Белоярского водохранилища // Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах, Свердловск, 1981. С.43-46.
180. Любимова С.А., Карачун И.А., Трапезников А.В. Некоторые особенности гидрохимического режима Белоярского водохранилища //Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах, Свердловск, 1983. С.22-26.

181. Любимова С.А., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние теплых вод на высшую водную растительность Белоярского водохранилища // Экология. 1989. №1. С.73-75.
182. Ляпин Е.Н, Катков А.Е., Гусев Д.И., Нечаев Л.И. Характер распределения некоторых радионуклидов в теле рыбы после перемещения ее из загрязненной воды в незагрязненную // Вопр. морской радиоэкологии.- Калининград, 1971а. С.72-77 (Тр. /Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океанографии; Вып.44).
183. Ляпин Е.Н., Гусев Д.И., Катков А.Е. и др. Зависимость накопления радионуклидов тканями рыб от температурно-солевых условий среды // Вопр. морской радиоэкологии.- Калининград, 1971 б. С.53-59 (Тр. / Атлант.НИИ рыб.хоз-ва и океанографии; Вып.44).
184. Мамаева Л.К., Милицина О.А. Оценка загрязненности р.Каменка радионуклидами //Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. Часть 1. Изучение эколого-радиационной обстановки региона.- Екатеринбург. 1994. С.106-112.
185. Марей А.Н., Сауров М.М., Лебедева Г.Д. К вопросу о передаче радиоактивного стронция по пищевой цепи из открытого водоема в организм человека // Мед.радиология. 1958. Т.3, № 1. С. 69-76.
186. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224с.
187. Мартюшов В.В., Спирин Д.А., Базылев В.В., Полякова В.И., Медведев В.П., Мартюшова Л.Н., Панова Л.Н., Тепляков И.Г. Радиоэкологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Течи // Экология. 1997. № 5. С. 361-368.

188. Марчюленене Д.П., Нянишкене В.Б. Накопление и выведение стронция-90 и цезия-137 харовыми водорослями в условиях различной концентрации кальция и калия в водной среде //Харовые водоросли и их использование в исследовании биологических процессов клетки. Вильнюс, 1973. С. 170-178.
189. Марчюленене Д.П., Мотеюнене Э.Б., Нянишкене В.Б., Гудавичене П.А. Влияние температуры воды на уровни накопления ^{210}Pb в водных растениях и токсическое действие стабильного Pb на их организмы в модельных опытах // Теплоэнергетика и окружающая среда. Вильнюс: Мокслас, 1981. Т.2. С.136-144.
190. Марчюленене Д.П., Душкаускене-Дуж Р.Ф., Монтеюнене Э.В. и др. Влияние термического режима водоема на гидрофитоценозы // Экология. 1982. № 2. С. 49-55.
191. Марчюленене Д.П., Душаускене-Дуж Р.Ф. Зависимость уровня накопления радионуклидов в водных растениях от экологических факторов // Гидробиол. журн. 1984. № 6. С.67-73.
192. Матишов Д.Г. Радионуклиды в донных осадках, биоте шельфа и побережий Баренцова моря. Результаты радиоэкологических наблюдений, проведенных ММБИ в 1991-1992гг. Препринт.- Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1993. 34с.
193. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. Апатиты, Изд-во Кольского НЦ РАН. 2001. 419с.
194. Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Часть 1. Долгосрочные радиоэкологические проблемы Чернобыльской аварии и контмеры /Под общ.ред.Ю.А.Кутлахмедова, В.П.Зотова. Киев: МЕДЭКОЛ, 1998. 172с.

195. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча /Под ред. А.В.Аклеева, М.Ф.Киселева.- М. Изд-во ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ. 2000. 532с.
196. Меднис И.В. Справочные таблицы для нейтронно-активационного анализа.- Рига: Зинатне, 1974. 412с.
197. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды /Под общ. Ред. А.Н. Марея и А.С.Зыковой. М.: М-во здравоохр. СССР, 1980. 336с.
198. Методические указания по методам контроля. МУК 2.6.1.717-98. М.-Минздрав России, 1998. 60с.
199. Методологическое руководство по определению радиоактивного загрязнения в воде / Под ред. С.М.Вакуловского. М.: Гидрометеоиздат. 1986.
200. Мешалкина Н.Г. О некоторых закономерностях поведения стронция-90 в экспериментальных непроточных водоемах // Вопр. радиоэкологии водных организмов: Тр. Ин-та экологии раст. и животных УНЦ АН СССР. 1971. Вып.78. С.95-98.
201. Миронов О.Г. Биологические аспекты загрязнения морей нефтью и нефтепродуктами.- Изв.АН СССР. Сер. Геогр., 1972, №2. С.52-59.
202. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. М., Атомиздат, 1975. 184с.
203. Моисеев В.Е., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Применение нейтронно-активационного метода к анализу некоторых компонентов пресноводного водоема //Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах.- Свердловск, 1981. С.53-66.

204. Мокров Ю.Г. Прогноз переноса стронция-90 с водами р.Течи. Часть I. // Вопросы радиационной безопасности. 1996а. №1. С.20-27.
205. Мокров Ю.Г. Прогноз переноса стронция-90 с водами р.Течи. Часть II. // Вопросы радиационной безопасности. 1996 *б*. №2. С.28-34.
206. Мокров Ю.Г. Полуэмпирическая модель переноса стронция-90 с водами р.Теча // Вопросы радиационной безопасности. 1996 *в*. №3. С.19-27.
207. Мокров Ю.Г. Ретроспективное восстановление уровня радиоактивного загрязнения реки Теча, обусловленного сбросами жидких отходов радиохимического производства ПО «Маяк» в 1949-1956гг. Часть I. // Вопросы радиационной безопасности. 1998а. №3. С.10-22.
208. Мокров Ю.Г. Ретроспективное восстановление уровня радиоактивного загрязнения реки Теча, обусловленного сбросами жидких отходов радиохимического производства ПО «Маяк» в 1949-1956гг. Часть II. // Вопросы радиационной безопасности. 1998 б. №4. С.15-26.
209. Мокров Ю.Г. Ретроспективное восстановление стока радионуклидов с водами реки Теча, обусловленного сбросами жидких отходов радиохимического производства ПО «Маяк» в 1949-1956гг // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: Труды Международной конференции. СПб, Гидрометеоиздат. 2000. С.432-437.
210. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Часть I. Озерск. Редакционно-издательский центр ВРБ. 2002. 172с.
211. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Часть II.- Озерск, Редакционно-издательский центр ВРБ. 2003. 143с.

212. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н., Юшков П.И., Михайловская Л.Н. Закономерности поведения радионуклидов в пойменных ландшафтах реки Течи на Урале //Экология. 1994. № 3. С. 43-49.
213. Мунтян С.П. Изучение популяций рыб в условиях радиоактивного загрязнения среды // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М., Наука. 1993. С.187-191.
214. Мурзина Т.А., Лубянов И.П., Чаплина А.М. Накопление ^{90}Sr пресноводными растениями в водоемах степной зоны Украины // Гидробиол. журн. 1976. №6. С.76-80.
215. Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И. Комплексные геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия ПО «Маяк»: методология, объекты и методы исследования // Радиохимия.Т.40, №5. - 1998.- С.447-452.
216. Нечаев Л.Н., Ляпин Е.Н., Гусев Д.И., Катков А.Е. Распределение отдельных осколочных и коррозионных радионуклидов по тканям рыб //Вопр. морской радиоэкологии. Калининград, 1971. С.29-34 (Тр. / Атлант. НИИ рыб.хоз-ва и океанографии; Вып.45).
217. Никаноров А.М. Гидрохимия. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С.87-90.
218. Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А. Радиационная авария на Южном Урале в 1957г. // Атомная энергия. 1989, Т.67, вып.2. С.74-80.

219. Никипелов Б.В. Микерин Е.И., Романов Г.Н., Спирин Д.А., Холина Ю.Б., Булдаков Л.А. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 году и ликвидация ее последствий // Proc.of an International Symposium on Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. IAEA, Vienna.1990a. P.373-403.
220. Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А. и др. Об аварии 29 сентября 1957 г. / Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в области атомной энергии. М., 1990 б . С. 39-48.
221. Никитин Д.П., Новиков Ю.В., Рощин А.В. и др. Справочник помощника санитарного врача и помощника эпидемиолога / Под ред. Д.П.Никитина, А.И.Зайченко. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Медицина, 1990. 512 с.
222. Никифорова Е.М. Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья // Вестн. МГУ. Сер. 5. 1969. № 2. С. 48-56.
223. Никонов Г.И. Биология плотвы в водоемах Тюменской области, ее промысловое значение // Тр. Обь-Тазовского отд. СибрыбНИИпроект. 1977. Т.4. С.19-31.
224. Нифонтова М.Г. Влияние светового и темнового режимов на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками из водных растворов. // Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979. С.34-37.
225. Нифонтова М.Г. Лихено- и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды: Автореф. дис... докт. биол. наук. Пермь, 2003.-50с.

226. Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Смагин А.И. Содержание и распределение радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоемов ПО «Маяк» // Радиохимия.- 1998.- т.40, №5.- С.453-461.
227. Новицкий М.А., Вакуловский С.М., Никитин А.И., Тереб Л.А. Модельные оценки уровней концентраций радионуклидов в водной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь при различных сценариях потенциально возможных радиационных инцидентов в ПО «Маяк» // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Труды международной конференции СПб, Гидрометеоиздат. 2000. С.444-452.
228. Нормы радиационной безопасностиНРБ-76/87 и Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/87. М.: Энергоатомиздат, 1988. 160с.
229. Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.- Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России. 1999. 116с.
230. Одум Е.П. Изучение окружающей среды в связи с проблемой удаления отходов энергетического реактора // Мирное использование атомной энергии: Материалы Международ.конф. по мирному использованию атомной энергии, Женева, 8-20 авг.1955г. М., 1958. Т.13. С.424-427.
231. Основы радиационной биологии / Под ред. А.М.Кузина и Н.И.Шапиро. М.: Наука, 1964. 404с.

232. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / Под ред. В.М. Клечковского М.: Изд-во АН СССР, 1956. 177с.
233. Офель И.Л. Судьба ^{90}Sr в пресноводном сообществе / Вопросы радиоэкологии.- М., 1968. С.222-230.
234. Павленко Л.И., Корякин А.В., Сафонова Н.С., Бабичева Г.Г. Спектральные методы определения неорганических микропримесей в природных водах // Методы анализа природных сточных вод., М., 1977. С.124-136.
235. Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А.Тюрюканова Э.Б. и др. Радиохимические методы определения стронция-90 в природных объектах. М.: ГЕОХИ, 1962. 42с.
236. Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., Бабичева Е.В. и др. К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках // Почвоведение. 1964. №2. С.105-112.
237. Павлоцкая Ф.И., Новиков А.П., Горяченкова Т.А. и др. Формы нохождения радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоемов ПО«Маяк» //Радиохимия.- 1998.-т.40.- №5.- С.462-467.
238. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Казинская И.Е. и др. Искусственные радионуклиды в промышленных водоемах ПО «Маяк» // Геохимия.- 2001.- №11.- С.1220-1229.
239. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн.-1993.- т.29, №3.- С.100-109.

240. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. и др. Радиоэкологические исследования фитоценозов высших водных растений в верховьях Киевского водохранилища // Гидробиол.журн.-1997.-т.33, №2.- С.76-88.
241. Пейве Я.В. Биохимия почв. М.: Сельхоиздат, 1961. 29с.
242. Передельский А.А. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общей биологии. 1957. Т. 18, № 1. С.17-30.
243. Передельский А.А., Богатырев И.О. Загрязнение радиоактивностью сухопутных пространств несекомыми, вылетающими из загрязненных водоемов //Изв.АН СССР.Серия биологическая. 1959. 2. С.186-192.
244. Перельман А.И. Биокосные системы Земли. М., 1977. 160с.
245. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды, водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.:ВНИРО, 1999. 304с.
246. Перцов Л.А. Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря. М., Атомиздат, 1978. 160с.
247. Петкевич А.Н., Никифоров Г.И. Состояние и перспективы развития рыбного хозяйства в водоемах Ханты-Мансийского автономного округа // Основные направления технического и экономического развития Тюменской области, Тюмень, 1966. С.105-118.
248. Петкевич А.Н. Биологические основы рационального рыбного хозяйства в Обь-Иртышском бассейне / Проблемы рыбного хозяйства водоемов Сибири. Тюмень, 1971. С.3-60.
249. Петросьянц А.М. Проблемы атомной науки и техники. М.: Атомиздат, 1979. 456 с.

250. Пискунов Л.И., Куликов Н.В., Трейгер С.И., Любимова С.А. О некоторых закономерностях накопления стронция-90 в пресноводных растениях // Проблемы радиоэкологии водных организмов, - Свердловск, 1971. С.58-66. (Тр. Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып.78).
251. Пискунов Л.И., Любимова С.А., Трейгер С.И., Казакова В.М. Некоторые результаты радиоэкологических и гидрохимических исследований Белоярского водохранилища в связи со сбросом теплой воды атомной электростанции // Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов: Материалы Второго Симпоз., Борок, 26-29 авг. 1974г. Борок, 1974.С. 128-131.
252. Пискунов Л.И., Вознесенская Г.И. Об одном параметре накопления радионуклидов в пресноводных растениях // Докл. АН СССР. 1976. 230, вып. 3. С.741-744.
253. Пискунов Л.И., Гущин В.М., Попова А.В. Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Тыгиш на Восточно-Уральском радиоактивном следе //Водные ресурсы. 1995. Т.22, № 2. С.197-204.
254. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов, М.: Атомиздат, 1964. 295 с.
255. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемоэкология. М.: Энергоатомиздат, 1986. 176с.
256. Поликарпов Г.Г., Тимощук В.И., Кулебакина Л.Г. Концентрация стронция-90 в Нижнем Днепре в направлении Черного моря //Доклады АН УССР. Сер.Б. 1988. №3. С.77-79.

257. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е. Способность донных отложений Каховского водохранилища к связыванию радионуклидов стронция и цезия // Доклады АН УССР. Сер.Б. 1990. №8. С.64-67.
258. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Коротков А.А., Мирзоева Н.Ю. Роль взвешенного вещества и донных отложений водной экосистемы Северо-Крымского канала в миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{238}Pu и $^{239+240}Pu$ // Доклады НАН Украины. 1995. №7. С.135-139.
259. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Последствия Кыштымской и Чернобыльской аварий для гидробионтов // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т.35. вып. 4. С.536-549.
260. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Изучение последствий аварии на Чернобыльской АЭС для гидробионтов (1986-1996) // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т.36. вып.4. С.460-468.
261. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Терещенко Н.Н. Вклад оросительной системы Северо-Крымского канала в транспорт радионуклидов цезия, плутония и америция с днепровскими водами в Каркинитский залив Черного моря /Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та. 2008. Вып. 12. С.3-41.
262. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона. Под ред. С.К. Шойгу. М. 2002. 288с.
263. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа /Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В., Павлова Т.С., Караваева Е.Н., Прокопович Е.В., Тощев В.В. Екатеринбург. Изд-во «Екатеринбург». 1996. 140с.

264. Пряхин Е.А., Мокров Ю.Г., Тряпицына Г.А. и др. Современное состояние экосистемы водоема В-11 Теченского каскада водоемов // Вопросы радиационной безопасности. 2009. Спецвыпуск 1. С.29-48.
265. Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Дерябина Л.В. и др. Некоторые показатели состояния биоты водоема В-17. Пилотные исследования // Вопросы радиационной безопасности. 2009. Спецвыпуск 1. С.86-91.
266. Равелл Р., Фолсом Т., Голдберг Е., Айзекс Дж. Ядерная физика и океанография // Мирное использование ядерной энергии: Материалы Международ. Конф. по мирному использ. атомной энергии, Женева, 8-20 авг. 1955 г. М.: Изд-во иностран. лит., 1958.Т.13. С.447-458.
267. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию. Под ред Г.Г.Поликарпова, В.Н.Егорова. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ – Гидрофизика», 2008.- 667с.
268. Радіонукліди у водних екосистемах України //Київ.-Чорнобильінтерінформ. 2001.18с.
269. Радиоэкологические исследования пресноводных экосистем. Оценка запасов радионуклидов и тяжелых металлов в основных компонентах озер на территории ВУРСа в Свердловской обл. Исследование вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях. Отчет. г. Екатеринбург, 1992, 200с. Фонды научной библиотеки ИЭРиЖ УрО РАН.
270. Ресурсы поверхностных вод. Т.11. Л.: Гидрометеоиздат, 1973. 848с.
271. Риклефс Р. Основы общей экологии. М.: Мир, 1979. С. 167-171.

272. Ровинский Ф.Я., Махонько К.П. К вопросу о миграции радиоактивной примеси в грунтах непроточных водоемов // Тр. Ин-т прикл. геофизики АН СССР. 1967. Вып.8. с.65-68.
273. Розанов Б.Г. Геомембрана: мембранная функция почвы в планетарной геосистеме Земли // Почвоведение. 1988. №7. С. 54-58.
274. Романенко В.Д., Волкова Е.Н., Кузьменко М.И., Паньков И.В. Радионуклиды в биосистемах Днепровских водохранилищ // Доклады Академии наук Украины.- 1994.- №1.- С. 154-157.
275. Романенко В.Д., Гудков Д.И., Кленус В.Г. и др. Гидробиологические уроки аварии на Чернобыльской АЭС //Гидробиол. журн.-2006.- т.42, №4.- С.3-37.
276. Романов Г.Н., Воронов А.С. Радиационная обстановка после аварии //Природа, 1990. № 5. С.50-52.
277. Романов Г.Н., Спирин Д.А., Алексахин Р.М. Процессы миграции ^{90}Sr в окружающей среде при Кыштымской аварии / Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М., Наука. 1993. С.70-78.
278. Росянов С.П., Виноградова В.К., Гедеонов Л.И. О миграции стронция-90 по профилю почв // Почвоведение. 1971. № 6. С. 29-34.
279. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. / Под ред. А.Д.Семенова. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. С. 303-308.
280. Рыдалевская М.Д., Тищенко В.В. О катионном обмене гуминовых кислот // Почвоведение. 1944. №10. С.491-499.
281. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб в водоемах, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС: Автореферат дисс. докт. биол. наук М.: 1998. 50с.

282. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Творчество научных изданий КМК, 2004. 215с.
283. Рябов И.Н., Поляков Н.И., Пельгунова Л.А., Рябцев И.А., Белова Н.В., Родин В.М., Мироненко А.Н. Радиоэкология рыб нижнего Иртыша и нижней Оби/ Экологические проблемы Прииртышья (Труды Тобольской биологической станции РАН т.1,вып. 1). Тобольск, 2004. С. 27-34.
284. Санитарные правила. СП. 2.6.1.758-99. СанПиН 2.1.4.559-96. М. Минздрав России. М, 1999. 115с.
285. Сафронова Н.Г. Питкянен Г.Б., Погодин Р.И. О механизмах миграции ^{90}Sr в донных отложениях водоемов / Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С.95-98. (Тр./Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып. 110).
286. Семенова Л.А., Князева Н.С., Степанова В.Б. и др. Современное состояние среды обитания рыб в низовьях реки Обь / Первый конгресс ихтиологов России /(Тез.докл. Астрахань, сентябрь 1997г.).М.,1997.С.171.
287. Смагин А.И. Распределение радионуклидов в компонентах экосистемы залива водоема – хранилища отходов и оценка эффективности дезактивации воды методом вымораживания // Вопросы радиационной безопасности.-1997.- №1.- С.64-70.
288. Смагин А.И., Антонова Т.А., Денисов А.Д., Демин С.Н. Уровни радиоактивного загрязнения водоемов в зоне влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности.-2000.- №1.- С.24-30.

289. Смагин А.И. Экология промышленных водоемов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале.- Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2007.- 190с.
290. Смагин А.И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале: Автореф.дис...докт биол.наук. Пермь, 2008. 50с.
291. Справочник по океанографическим приборам и оборудованию / Составитель Т.К.Масленникова, ответственный редактор Н.Н. Сысоев.- М.: Изд-во Ан СССР, 1962. 112с.
292. Старик И.Е. Основы радиохимии М.,Л.: Изд-во АН СССР, 1960. 459с.
293. Стрелков Р.Б. Метод вычисления стандартной ошибки и доверительных интервалов средних арифметических величин с помощью таблицы.- Сухуми: Алашара, 1966.- 41с.
294. Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах / под ред. Г.П. Андрушайтиса.- Рига: Зинатне, 1979. 196с.
295. Стукалов П.М. Радиоактивное загрязнение промышленного водоема ПО «Маяк» Старое болото. Часть 1. / Озерск, Редакционно-издательский центр ВРБ.- 2007. - 136с.
296. Стукалов П.М., Ровный С.И. Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО «Маяк» //Вопросы радиационной безопасности. 2009. Спецвыпуск 1. С.5-13.
297. Сукачев В.Н. Биогеоценология и фитоценология //Докл. АН СССР. 1945. Т.47, № 6. С. 447-449.

298. Сукачев В.Н. Основы теории биогеоценологии // Юбилейный сборник, посвященный 30-летию Октябрьской социалистической революции. М., 1947. Т.2. С. 238-305.
299. Сукачев В.Н. Соотношение понятий биогеоценоз, экосистема и фация // Почвоведение. 1960. №6. С.1-10.
300. Сукачев В.Н.Основные современные проблемы биоценологии // Журн.общей.биологии. 1965. Т.26 , №3. С.249-259.
301. Сукачев В.Н. Основные понятия о биогеоценозах и общее направление их изучения // Программа и методика биогеоценологических исследований. М., 1966. С.7-19.
302. Сукачев В.Н. Биогеоценология и ее современные задачи // Журн.общей.биологии.- 1967. Т.28 , №5. С.501-509.
303. Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Болсуновский А.Я. и др. Формы нахождения и запасы γ-излучающих радионуклидов, изотопов Pu, Sr-90 в аллювиальных почвах островов, донных осадках и воде р.Енисей от сброса ГХК до слияния его с р.Ангарой / Материалы V международной конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде». Т. 2. Семипалатинск, Казахстан. 2008. С. 394-402.
304. Телитченко М.М. Моллюски как концентраторы и биоиндикаторы радиоактивных загрязнений // Вопросы малакологии Сибири: Материалы межвузов. науч.-метод. конф. по изучению пресноводных моллюсков в Сибири, Томск, 26-28 июня 1969 г. Томск, 1969. С.9-11.

305. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в Арктические и дальневосточные моря (Белая книга-2000).М.-ИздАт.2005. 624с.
306. Тимофеев-Ресовский Н.В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии //Бот.журн. 1957. Т.42. № 2. С.161-194.
307. Тимофеев-Ресовский Н.В., Тюрюканов А.Н. Биогеоценология и почвоведение // Бюл. МОИП. Отд.биол. 1967. Т.72, вып.2. С. 106-117.
308. Тимофеева Н.А. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде // Проблемы радиационной биоценологии.- Свердловск, 1965.С.41-46. (Тр. /Ин-т биологии УФ АН СССР, Вып. 45).
309. Тимофеева Н.А., Агре А.Л. Коэффициенты накопления стронция-90 пресноводными растениями из растворов разной удельной активности //Радиобиология. 1965. Т.5, вып.3. С.457-458.
310. Тимофеева Н.А., Куликов Н.В. Роль пресноводных растений в накоплении стронция-90 и в распределении его по компонентам водоема //Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов.- Свердловск, 1968.С. 65-71. (Тр. /Ин-т биологии УФ АН СССР, Вып. 61).
311. Тимофеева - Ресовская Е.А. Тимофеева Н.А., Тимофеев - Ресовский Н.В. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов.III. О коэффициентах накопления различных изотопов тремя видами водных растений //Бюл.МОИП Отд.биол.1959. Т.64, вып.5. С. 117-131.

312. Тимофеева - Ресовская Е.А., Тимофеев - Ресовский Н.В., Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов //Сб.работ лаб.биофизики.II.: Свердловск, 1960. С.194-223. (Тр. /Ин-т биологии УФ АН СССР, Вып. 12).
313. Тимофеева - Ресовская Е.А., Тимофеев - Ресовский Н.В., Гилева Э.А. О специфических накопителях отдельных радиоизотопов среди пресноводных организмов //Докл. АН СССР. 1961. Т.140 , № 6. С. 1437-1440.
314. Тимофеева - Ресовская Е.А., Агафонов Б.М., Тимофеев - Ресовский Н.В. О судьбе радиоизотопов в водоемах //Сб.работ лаборатории биофизики.IV.- Свердловск, 1962. С.49-67. (Тр/ Ин-т биологии УФ АН СССР, Вып.22).
315. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963. 78 с.
316. Титлянова А.А., Иванов В.И. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации // Докл. АН СССР. 1961. Т.136, № 3. С. 721-722.
317. Томилин Ю.А., Винцукевич И.В., Пивоварова Л.Л., Поповенко Л.В. Экспресс-метод определения стронция-90 в питьевой воде // Гигиена и санитория. 1992, вып.11-12. С.40-59.
318. Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер с англ. / Под ред. У. С. Хэнсона. М.: Энергоатомиздат, 1985. 342 с.
319. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. О накоплении ^{60}Co пресноводными растениями в природных условиях // Экология. 1979. № 2. С.104-106.

320. Трапезников А.В. Исследование сезонной динамики накопления кобальта-60 элодеей и роголистником темнозеленым в природных условиях //Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах.- Свердловск, 1983. С. 35-40.
321. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Са и К пресноводными растениями // Экология. 1983. № 4. С.68-70.
322. Трапезников А.В. Накопление, распределение и миграция ^{60}Co в компонентах пресноводной экосистемы. - Автореф. дис.. канд. биол. наук. Свердловск, 1990. 24с.
323. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища // Экология. 1992. № 4. С.78-81.
324. Трапезников А.В., Волобуев П.В., Ковальчук А.И., Куликов Н.В., Лисовских В.Г., Трапезникова В.Н. Радиоэкологическое исследование озер на территории ВУРСа в Свердловской области / Реализация Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона.- Екатеринбург. 1993а. С. 9-10.
325. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Чеботина М.Я., Чуканов В.Н., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В., Нильсен С.П., Ааркрог А. Радиоактивное загрязнение реки Течи на Урале //Экология. 1993 б.- №5. С. 72-77.

326. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Юшков П.И. Радиоэкологические исследования пресноводных экосистем на Урале, подверженных воздействию предприятий ядерного цикла / Радиоэкология: успехи и перспективы. Материалы научного семинара. Севастополь. 1994. С.31-32.
327. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое состояние Белоярского водохранилища – водоема-охладителя атомной станции //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы международной конференции. Томск., 1996 а. С.96-99.
328. Трапезников А.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Радиоэкологическое состояние озера Тыгиш на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Проблемы экологии и охраны окружающей среды.- Екатеринбург. 1996 б. С.179-180.
329. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Гусева В.П. Влияние стоков реки Течи на радиоактивное состояние реки Исеть //Экология. 1997а. № 6. С.474-477.
330. Трапезников А.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Особенности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по основным компонентам некоторых водоемов на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа / Тезисы докладов третьего съезда по радиационным исследованиям: Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность. Т.2. Пущино, 1997 б. С.336.

331. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Ааркрог А. Континентальные источники радиоактивного загрязнения Арктического региона России //Освоение Севера: традиции и современность. Томск, 1999а. С. 39-41.
332. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгааррд Х., Нильсен С.П., Чен К. Исследование радиоэкологической ситуации в реках Теча и Исеть, загрязненных сбросами ПО «Маяк» // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. /Под ред. Трапезникова А.В., Вовка С.М.. Заречный. 1999 б. Вып.2., С.20-66.
333. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгааррд Х., Нильсен С.П., Чен К. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча-Исеть // Экология. 2000а. № 4. С.248-256.
334. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я., Екидин А.А. Распределение радионуклидов по основным компонентам озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в пределах Свердловской области // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. / Под ред. Трапезникова А.В. и Вовка С.М.. Заречный, 2000 б. Вып.3. С.54-94.
335. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем (на примере Уральского региона): Автореф. дис... докт.биол.наук. Екатеринбург, 2001.48с.

336. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я., Екидин А.А. Радионуклиды в экосистеме озера Тыгиш на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. 2003. №3. С.184-193.
337. Трапезников А.В., Мигунов В.И., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологические исследования рек Обь и Иртыш в границах Ханты-Мансийского округа // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 6. Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. Екатеринбург, 2005а. С.24-42.
338. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И. Динамика накопления и распределения техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях Оби и Иртыша по результатам экспедиций 2004 2005 гг. Вып. 7. Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. Екатеринбург, 2005 б. С.3-25.
339. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Трапезникова В.Н., Николкин В.Н., Мигунов В.И Радиоэкологический и токсико-химический мониторинг воды, донных отложений и рыбы рек Обь и Иртыш как индикатор уровней загрязнения водного бассейна. Вып. 8. Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. Екатеринбург, 2006. С.196-219.
340. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. Екатеринбург: Изд-во Ур-ГСХА. 2006. 390с.

341. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Перемыслова Л.М., Михайловская Л.Н., Попова И.Я., Николкин В.Н. Воробьева М.И., Трапезникова В.Н., Костюченко В.А., Коржавин А.В. Итоги многолетних радиоэкологических исследований реки Теча // Вопросы радиационной безопасности. 2007 а. №3. С.26-49.
342. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И. Радиоэкологический и гидрохимический мониторинг Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Мансийского автономного округа // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 10. Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. Екатеринбург, 2007 б. С.67-102.
343. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том.I. Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та. 2007. 480с.
344. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том. II. Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та. 2007. 400с.
345. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я., Гусева В.П. Распределение радионуклидов по основным компонентам оз.Червяное на территории ВУРСа // Экология. 2007. №1. С.30-36.
346. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Гусева В.П., Николин О.А. Влияние АЭС на радиоэкологическое состояние водоема-охладителя. Екатеринбург: Изд-во «Академ Наука». 2008. 400с.

347. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Трапезникова В.Н., Николкин В.Н., Мигунов В.И. Радиоэкологические исследования Обь-Иртышской речной системы на территории Ханты-Мансийского автономного округа // Вопросы радиационной безопасности. 2009. Спецвыпуск 1. С.73-85.
348. Трапезникова В.Н., Трапезников А.В., Куликов Н.В. Накопление ^{137}Cs в промысловых рыбах водоема-охладителя Белоярской АЭС //Экология. 1984. № 6. С.36-40.
349. Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах водоема-охладителя Белоярской АЭС //Экология. 1993. № 4. С.86-88.
350. Трапезникова В.Н. Накопление, распределение и миграция ^{137}Cs в компонентах Белоярского водохранилища. Автореф. дис… канд. биол. наук. Екатеринбург, 1994. 17с.
351. Трапезникова В.Н., Николкин В.Н., Юшков П.И., Трапезников А.В. Радиоэкология р. Туры и ее пойменных водоемов//Вестник Челябинского госуд. педагогического университета. Серия 4. Естественные науки. 2005. № 6. С. 72-99.
352. Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем как научная дисциплина // Вопросы радиационной безопасности. 2006. №1. С.35-58.
353. Удобрения сапропелевые. Технические условия ТУ 2191-092-00483470-93. МСХ Российской федерации. Владимир. 1993. 7с.

354. Уткин В.И., Чеботина М.Я, Евстигнеев А.В., Екидин А.А., Рыбаков Е.Н., Трапезников А.В., Щапов В.А., Юрков А.К. Радиоактивные беды Урала. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2000. 94 с.
355. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию: Пер. с нем. М.: Мир, 1997. 232с.
356. Ферронский В.П., Брезгунов В.С., Онуфриев В.Т. и др. Природные изотопы как индикаторы глобальных и региональных процессов движения воды на Земле. // Водные ресурсы, 1975. № 6. с.1.
357. Филатов А.Ю., Князев Н.С. К вопросу о степени чувствительности к антропогенной нагрузке экосистем разнотипных водоемов из районов интенсивной нефтедобычи // Тез. докл. VIII съезда Гидробиол. об-ва РАН. Калининград, 2001. Т.2, С. 186-188.
358. Фирсова В.П., Молчанова И.В., Тощев В.В., Мамаева Л.К., Милицина О.В., Павлова Т.С., Мещеряков П.В., Караваева Е.Н. Комплексная характеристика радиологического и химического загрязнения почвы, сельскохозяйственной продукции и водных источников на территории пострадавших районов Свердловской области // Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. / Часть 1. Изучение эколого-радиационной обстановки региона. Екатеринбург, 1994. С.153-159.
359. Флейшман Д.Г. Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами // Современные проблемы радиобиологии. М., 1971 а. Т.2.: Радиоэкология. С. 395-421.

360. Флейшман Д.Г. О путях поступления радиоизотопов в организм рыб //Проблемы радиоэкологии водных организмов. Свердловск, 1971 б. С.123-127. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, Вып.78).
361. Флейшман Д.Г. Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах.- Л., «Наука».- 1982.- 160с.
362. Фостер Р.Ф. Дэвис Д.Д. Накопление радиоактивных веществ водными организмами /Материалы международной конференции по мирному использованию атомной энергии.- Женева, 8-20 августа 1955г. М.Изд-во иностр.лит,1958. Т.13. С.339-443.
363. Фролова Л.К. Некоторые вопросы поведения радиоактивного кобальта в организме рыб // Журн. общ. биологии. 1960. Т.21, №4. С. 301-305.
364. Фулкье Л., Гроби А. Исследование особенностей загрязнения угрей (Anguilla anguilla L.) цинком-65 //Экология. 1976. №6. С. 12-26.
365. Фурника Г., Булан Ш., Добреску В. и др. Свойство водных растительных и животных организмов Chlorella vulgaris, Anodonta piscinalis, Unio pinctorum, являющихся составными частями водных экологических систем, накапливать находящиеся в воде изотопы ^{137}Cs, ^{85}Sr и ^{60}Co //Первая радиобиологическая конференция социалистических стран: Сб.материалов. Шпиндлерув; Млын-Бенржихов, 1974. С.361.
366. Хансон В., Корнберг Х. Радиоактивность в организме животных, обитающих вблизи атомной энергетической установки / Материалы международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Женева, 1955, т.13. М., Изд-во иностр.лит., 1958. С.464-468.

367. Хасанова А.Б., Щербина Н.С., Калмыков С.Н. и др. Радиохимия, 2007. Т.49, №4. С.367-372.
368. Цветаева Н.Е., Филин В.М., Иванова Л.А. Использование моноизооктилметилфосфорной кислоты и миомфата железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах //Атомная энергия. 1984. Т.57, вып.2. С.114-117.
369. Чеботина М.Я. Особенности накопления ^{55}Fe, ^{60}Co, ^{137}Cs, ^{144}Ce харовой водорослью //Вторая радиобиологическая конф.социалистических стран: Сб. материалов, Варна, Золотые пески, 9-14 окт.1978 г. София, 1978. С. 367.
370. Чеботина М.Я., Быструшкина В.Ю., Боченин В.Ф. Накопление и выделение радионуклидов водорослью Chara tomentosaG.L.//Экология. 1979. № 4. С. 53-58.
371. Чеботина М.Я., Любимова С.А. Зависимость сорбции радионуклидов пресноводными растениями от pH среды //Гидробиол.журн. 1981. Т.17, вып.5. С. 101-105.
372. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние подогрева воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища // Экология. 1986а. №2. С. 75-77.
373. Чеботина М.Я. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Гусева В.П. Накопление радиоактивных и стабильных нуклидов элодеей в зависимости от сезона года // Экология. 1986 б. №6. С. 72-74.
374. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Гусева В.П., Куликов Н.В. ^{60}Co,^{90}Sr, ^{137}Cs в грунтах водоема-охладителя АЭС // Экология. 1988. № 2. С.70-73.

375. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова Н.В., Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища.- Свердловск, 1992. 80с.
376. Чеботина М.Я., Гусева В.П., Трапезников А.В. Планктон и его роль в миграции радионуклидов в водоеме-охладителе АЭС. Екатеринбург. Изд-во УрО РАН. 2002. 173с.
377. Черняева А.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. Гидрохимия озер. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 335с.
378. Чибирайте Н.А., Мачюленене Д.П., Поликарпов Г.Г. Поглощение радионуклидов клетками харовых водорослей //Харовые водоросли и их использование в исследовании биологических процессов клетки. Вильнюс, 1973. С.179-186.
379. Шаларь В.И., Шебанова Г.А. Изменение растительности Курганского лимана под влиянием антропогенных факторов //Первая Всесоюз.конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: сб.материалов. Борок, 1977. С.109-110.
380. Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей. М.: Атомиздат, 1968. 212с.
381. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб.- М.: Легкая и пищ.пром-сть, 1983. 208с.
382. Щепаньски А. О макрофитах озер и их роли в круговороте веществ // Гидробиол. журн.1977. №6. С.101-114.
383. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды /Пер. С англ. Р.М.Алексахина; Под ред. и с предисл. П.П.Лярского- М.: Атомиздат, 1967. 332с.
384. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. В.Е. Соколова, Д.А. Криволуцкого. М.: Наука, 1993. 336 с.

385. Экология Ханты-Мансийского автономного округа / Под ред. В.В.Плотникова. – Тюмень: СофтДизайн, 1997. С. 81-89.
386. Яблоков А.В., Карасев В.К., Румянцев В.М., Кокеев М.Е., Петров О.И., Лысцов В.Н., Емельяненков А.Ф., Рубцов П.М. Факты и проблемы, связанные с захоронением радиоактивных отходов в морях, омывающих территорию Российской Федерации // Материалы доклада Правительственной комиссии по вопросам, связанным с захоронением в море радиоактивных отходов. М.: Администрация Президента РФ., 1993. 108с.
387. Aarkrog A., Boelskifte S., Dahlgaard H., Duniec S., Hallstadius L., Holm E., Smith J.N. Technetium - 99 and caesium-134 as long distance tracers in Arctic waters // Estuarine Coastal Shelf Science.1987. Vol.24. P.637-647.
388. Aarkrog A., Botter-Jensen L., Chen Qing Jiang et al. Environmental Radioactivity in Denmark in 1988 and 1989.// RISO.- R-570. RISO National Laboratory.- Roskilde. Denmark.1991. 212 p.
389. Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M., Foulqueie L., Kulikov N.V., Molchanova I.V., Myttenare C., Nielsen S.P., Polikarpov G.G. Sources of antropogenic radionuclides in the southern Urals.- // J.Environ. Radioactivity. 1992. V.15. P.69-80.
390. Aarkrog A., Tsaturov Y., Polikarpov G.G. Sources to environmental radioactive contamination in the former USSR //Radiation protection, vol.71.- European Comission. Directorate – General Environment, Civil Protection and Nuclear Safety. 1994. 62p.

391. Aarkrog A. Up-to-date studies of radionuclides transfer in the river system Techa-Iset-Tobol- Irtish –Ob to Kara sea by joint international group /Radioecology and the Restoration of Radioactive – Contaminated Sites.- Dordrecht ; Boston ;London : Kluwer Academic Publishers, 1996. P.187-201.
392. Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P. et al. Radioactivity inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) // The Sci. of the Total Environment. 1997a. Vol. 201. P. 137-154.
393. Aarkrog A., Chen Q., Dahlgaard H., Nielsen S.P., Trapeznikov A., Pozolotina V. Evidence of ^{99}Tc in Ural River Sediments //J. of Environmental Radioactivity.- 1997 b. Vol.37, N2. P.201-213.
394. Aarkrog A., Chen Q., Clausen I., Christensen G.C.,Dahlgaard H., Ellis K., Hansen H., Holm E., Ioensen H.P., Strandberg M. Environmental Radioactivity in the North Atlantic Region Including the Faroe Islands and Greenland 1992 and 1993. Roskilde, Denmark.- 1997c. 132 p.
395. Aarkrog A., Trapeznikov A., Molchanova I., Yushkov P., Pozolotina V., Polikarpov G., Dahlgaard H., Nielsen S. Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // J. of Environmental Radioativity, 2000. Vol.49. P.243-257.

396. Aarkrog A., Trapeznikov A., Molchanova I., Yushkov P., Karavaeva E.N., Trapeznikova V.N., Pozolotina V., Polikarpov G., Dahlgaard H., Nielsen S. Environmental radioactivity in the South Urals 1990-1997. An international study supported by INTAS,EC and national funding. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2003. Т.43, №4. С.424-427.
397. Abdelmalik W.E.Y., El-Shinawy R.M.K., Ishak M.M., Mahmond K.A. Uptake of radionuclides by some aquatic macrophytes of Ismailia Canal, Egypt //Hydrobiologia. 1973. Vol.42, N 1. P. 3-12.
398. Akleyev A.V., Lyubchansky E.R. Environmental and medical effects of nuclear weapon production in the Southern Urals //The Science of the Total Environment. 1994. № 142. P.1-8.
399. Amiard-Triguet C. Influence du mode de contamination sur le limination du cobalt-60 par une phanerogame, us mollusque un crustace et un teleosteen dulcaquicole //Environ. Pollut.1979. Vol.20, N 1. P.65-78.
400. Annual Report on Radioactive Discharges and Monitoring of the Environment //British Nuclear Fuels Ltd (1978-1994). Risley.UK. 1994. P.12-78.
401. Aoyama I., Inomo K., Inone Y. Uptake and release of some radionuclides by freshwater phytoplancton in batch culture //J.Radiat. Res.1976. Vol.17, N 2. P.60-81.
402. Bartoli G., Parrella A. Influenza di sostanze chelanti sulla concentrazione di cobalto radioattivo da parte di alghe microscopiche. Nota II //Nuovi ann. igiene e microbiol.1975. Vol.26, N 6. P.424-432.
403. Bayer A. The Radioecological Exposure of the Population in the Rhine- Meuse Region. Part II.- Commission of the European Communities. Luxembourg, 1982. p.57.

404. Bernatowicz S., Wolny P. Botanika rybacka.- Warszawa: PWRiL, 1969. 183p.
405. Blaylock B.G. Radionuclide data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota //Nuclear Safety. 1982. Vol.23, N 4. P.427-438.
406. Bolsunovsky, A. & L. Bondareva, 2007. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // J. Alloy. Compd. 444-445: 495-499.
407. Bolsunovsky, A., Ermakov, A. & A. Sobolev, 2007. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei river floodplain // Radiochim. Acta 95 (9): 547-552.
408. Bradley D.I., Jenquin U.P. Radioactive Inventories and Sources for Contamination of the Kara Sea by River Transport. //Pacific Northwest Laboratory Richland. Washington 99352. 1995. 150p.
409. Bristow I., Whitcombe M. The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants //Amer.J.Bot. 1971. Vol.58, N1. P. 8-13.
410. Brown L.R., Tischer R.G. Decomposition of petroleum products in our natural waters. Avail CFSTI. Trom U.S. Golt Develop. Rep., 1970, vol. 70, №6, P.118.
411. Chen Qingjiang, Aarkrog A., Nielsen S.P., Dahlgaard H., Nies H., Yu. Yixuan, Mandrup K. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. Articles. 1993. Vol. 172, №2. P. 281-288.
412. Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B. Cs-137 contamination of Techa flood plain near village Muslumovo //Proc.of Symposium on Radiation Measurements and Applications. 12-14 May 1998. Michigan. USA. 1998. P.72-75.

413. Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B. ^{137}Cs contamination of the Techa river flood plain near village village of Muslumovo //J.Environ. Radioactivity. 2000. Vol.50, №3. P 336-344.
414. Christensen G.C., Malyshev S., Strand P., Salbu B., Romanov G., Selnes T., Oughton D., Glagolenko Y., Amundsen I., Rudjord A.L., Bergan T.D., Bjerk T., Lind B. Radioactive contamination in the environment of the nuclear enterprise « Mayak » PA. Results from the joint Russian-Norwegian field work in 1994 //Proceedings of the Second International conference on Environmental Radioactivity in the Arctic. Oslo, Norway. 1995. P. 29-35.
415. Christensen G.C., Romanov G.N., Strand P., Salbu B., Malyshev S.V., Bergan T.D., Oughton D., Drozhko E. G., Glagolenko Y.V., Amundsen I., Rudjord A.L., Bjerk T.O., Lind B. Radioactive contamination in the environment of the nuclear enterprise «Mayak » PA. Results from the joint Russian- Norwegian field work in 1994.//The Science of the Total Environment. 1997. № 202. P.237-248.
416. Crespo, M.T., Gascon, J.L. and Acena, M.L., Sci.Total environ., 1993. 131/132. P. 383-391
417. Dean I.M. The accumulation of Zn-65 and other radionuclides by tubificid worms //Hydrobiologia. 1974. Vol.45, N 1. P.33-38.
418. Degteva M.O., Kozheurov V.P., Vorobiova M.I. General approach to dose reconstruction in the population exposed as a result of the release of radioactive wastes into the Techa river // The Sci. of Total Environment. 1994. № 142. P. 49-61.
419. Denny P. States of nutriet absorption in aquatic macrophytes //J.Ecol.1972. Vol.60, N3. P.819-829.

420. Desmet G. Radioecology: trends and future in the light of societal changes // Modern problems of Radioecology, Radiobiology and Evolution. Dubna: JINR, 2001. P.241-251.
421. Effects of Joniring Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. // Technical Reports series N 172, International Atomic Energy Agency. Vienna. 1976. 131p.
422. Eikenberg J., Bajo S., Beer H. et al. Applied Radiation and Isotopes, 2004. V. 61. P.101-106.
423. Eisenbud M. Environmental Radioactivity // New York: Acad.Press. 1987.-475p.
424. El-Shinawy R.M.K., Abdelmalik W.E.Y. Retention of radionuclides by some aguatic freshwater plants //Hydrobiologia.1980. Vol.69, N 1-2. P.125-129.
425. Fetisov V.I., Romanov G.N., Drozhko E.G. Practice and problems of environment restoration at the lokation of the industrial association « Mayak » // Remediation and Restoration of Radioactive – contaminated Sites in Europe : Proc. Intern. Sympos. Mol., Belgium, 1994. Vol.2. P.507-521.
426. Foster R.F., Soldat I.K. Evalution of the exposure resulting from the disposal radioactive wastes into Columbia River //Disposal of radioactive wasters into seas, oceans and surface waters: Proc.Symp., Vienna, 16-20 May 1966. Vienna, 1966. P.683-696.
427. Foulquier L., Baudin-Jaulent Y. Impact Radioecologigue de'l Accident de Tchernobyl sur les Ecosystemes Aquatiques. Ser. "Radiation protection, Vol.58. Cadarache. 1992.- 392p.

428. Foyn L., Semenov A. Survey of artificial radionuclides in the Kara Sea. Final results from the Norwegian – Russian 1992 expedition to the Barents and Kara Seas: Draft version. 1993.- 68p.
429. Furnicà G., Boldor O., E. Dobrescu, et.al. Studii privind determinarea factorului de concentrate a isotopilor ^{57}Co si ^{85}Sr din apà, de catre unele plante acvatice superioare submerse //J.Hyigiene.-1975. Vol.24, N 1. P.11-14.
430. Gerlach S. Marine pollution. Diagnostics and the Therapy. New York. 1981. 380p.
431. Harrison F.U., Quinn D.I. Tissue distribution of the radionuclides in freshwater clams // Health Phys. 1972. Vol.23, N 4. P.509-517.
432. Harrison F.U., Wong K.M., Heft R.E. Role of solubles and particulates in radionuclide accumulation in the oyster Crassostrea gigas in the discharge canal of a nuclear power plant //Radioecol., and Energy Resour.: Proc. 4th Nat.Symp. Radioecol., Corvallis, OR, 12-14 May 1975. Stroudsburg, PA, 1976. P. 9-20.
433. Harvey, B.R., Ibbett, R.D., Lovett, M.B., and Williams, K.J., "Analytical procedures for the determination of strontium radionuclides in environmental materials." Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Derectorate of Fisheries Research, Aquatitic Environment Protection.: Lowestoft. 1989. 33 p.
434. Harvey R.S. Temperature effects on the sorption of radionuclides by freshwater algae //Health Phys. 1970.Vol.19, №2. P.293-297.
435. Harvey R.S. Temperature effects on the sorption of ^{137}Cs, ^{85}Sr and ^{65}Zn by freshwater shrimp // Radionuclides in ecosystems: Proc. 3th Nat. Symp.Radioecol., Oak Ridge, TN, 10-12 May 1971. Springfields, 1971. Vol. 1.P.599-602.

436. Hasanen E., Miettinen I. Gamma-emitting radionuclides in Subarctic vegetation during 1962-64.//Nature.1966. Vol.212, N 5060. P. 379-382.
437. Häushild W.L., Stevens H.H., Nelson J.L. Radionuclides in transport in the Columbia River from Pasco to Vencouver, Washington //Geol. Surv. Profess. Pap. 1973. N4. P.43.
438. Holm-Hansen O., Gerloff G., Skoog F. Cobalt as an essential elements for blue-green algae // Physiol. Plant. 1954. 7, N4. P.665.
439. Hubel K., Herrmann H., Ruf M. Long-term accumulation factors for fish and sediments in the bavarian Danube area //Biol. Implic. Radionucl. Released Nucl. Ind.: Proc. Int.Symp., Vienna, 26-30 March 1979.Vienna, 1979. Vol.2. P.407-420.
440. Johannessen O.M., Pettersson L.N., Bobylev L.P., Kouraev A.V., Neelov I.A., Volkov V.A., Hasselmann K. Observations and modelling of transport and dilution of radioactive waste and dissolved pollutants in the Kara Sea.NERSC Technical Report №109. 1996. 65p.
441. Jourd'Heuil L., Bernard I. Mesure par spectromenrie γ de la radioactivite des sediments preleves dans la river Tetcha et dans deux lacs de l'Oural lors de la mission IPSN en 1992 //Institut de protection et surete nucleaire.-Document SERE 95/20. 1995. P. 1955.
442. Kalnina Z., Policarpov G., Strontium -90 concentration factors of lake plancton, macrophytes and substrates //Science.1969. Vol.164, N 3887. P. 1517-1519.
443. Karavaeva E.N., Kulikov N.V., Molchanova I.V. Pozolotina V.N., Yushkov P.I. Accumulation and Distribution of long-livung radionuclides in the forest

ecosystems of the Kyshtym-accident zone //The Scince of the Total Environment. 1994. V. 157. P. 147-151.
444. Kaye S.V., Nelson D.J. Analysis of specific-activity concept as related to environmental concentration of radionuclides //Nucl. Safety.1968. Vol.9, N1. P.53-58.
445. Kershaw P.I., Woodhead D.S. (Eds.) Radionuclides in the study of marine processes.- London ; New York : Elsevier Applied Science. 1991. 391p.
446. King H.G., Bloomfield C. The effects of drying of tree leaves on the ability of their, aqueous extracts to dissolve ferric oxide // J. Soil Sci. 1968. Vol. 19, № 1. P. 67-76.
447. Kirchmann R., Lambinon J. Bioindicateurs vegetaux de la contamination d un cours d eau par des effluent d une centrale nucleaire a eau pressurisee. Evaluation des rejets de la centrale de la SENA (Chooz, Ardennes francaises) an moyen des vegetaux aquatiques et ripicoles de la Meuse // Bull. Soc. roy. bot. Belg. 1973. Vol. 106, N2. P.187-201.
448. Kirchmann R., Lambinon J., Bonnijnsvan G., Colard J. Utilization de bioindicateurs a des fins de surveillance des sites nucleaires //Environ. Surveillance Around Nucl. Installat.: Proc. Symp., Warsaw, 5-9 Nov. 1973. Vienna, 1974.Vol.2. P.105-118.
449. Klemt E. et al. Deposition of Artificial Radionuclides in Sediments of the River Yenisei / Proceedings from the 5th International Conference "Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic" (June 16-20, 2002). St. Petersburg, Russia. 2002. P.67-70.
450. Kryshev I.I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystem in the Areas of Nuclear Power Plants and Other Nuclear Facilities in Russia //Radiochimica Acta. 1996. Vol.74. P.199-202.

451. Kryshev I.I., Romanov G.N., Isaeva L.N., Kholina Ya.B. Radioecological State of Lakes in the Southern Urals Impacted by Radioactivity Release of the 1957 Radiation Accident // J.Environ. Radioactivity. 1997. Vol.34, №3. P 223-235.
452. Kryshev I.I., Romanov G.N., Chumichev V.B., Sazykina T.G., Isaeva L.N., Ivanitskaya M.V. Radioecological consequences of radioactive discharges into the Techa river on the Southern Urals // J.Environ. Radioactivity. 1998 a. Vol.38, №2. P 195-209.
453. Kryshev I.I., Romanov G.N., Sazykina T.G., Isaeva L.N., Trabalka I.R., Blaylock B.G. Environmental contamination and assessment of doses from radiation releases in the Southern Urals //Health Physics. 1998 b. Vol. 74. №6.P.687-697.
454. Lindberg., Kaminski S., Greiner I., Wunderer M., Behr-schmidt I., Schreder G., Kress S. Interaction of dissolved radionuclides with organic matter in prealpine freshwater lakes //Verh. Internat.Verein. Limnol. 1993. № 25. P. 23-241.
455. Livingston, H.D., Mann, D.R., and Bowen, V.T., "Double-tracer studies to optimize conditions for the radi-ochemical separation of plutonium from large seawater samples." in Reference methods for marine radioactivity studies II, IAEA: Vienna, 1975. P. 69-76.
456. Livingston, H.D. and Cochran, J.K. J. Radioanal. and Nucl. Chem., 1987. 115. P. 299-308.
457. Mahon D.C., Matheewes R.W. Seasonal variation in the accumulation of radionuclides of the uranium series by yelloy pond-lilly (Nuphar lutea) //Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1983. Vol.30, N5. P.575-581.

458. Methods of seawater analysis, 3rd edition, by Grasshoff, Ehrhadt and Kremling (Eds.), Verlag Chemie, Weinheim, Germany, 1999. Chapter 13. The analysis of natural radionuclides in seawater. 39 p.
459. Nelson D.J. The prediction of ^{90}Sr uptake in fish using data on specific activities and biological half lives // Radioecological concentration processes. N.Y., 1967. P. 843-851.
460. Novitsky M.A., Vakulovsky S.M., Nikitin A.I. and Tereb L.A. Evaluation of the Kara Sea radioactive contamination as a consequence of potential accidents at the Mayak PA // The 4th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic. Edinburgh, Scotland, 1999. P.36-38.
461. Odum E.P. Radiation ecology //Fundamentals of ecology.- Philadelphia, Penna, W.B. Saunders Co, 1957. P.452.
462. Olsen O.R., Larsen L., Custhall N.H. et al. Reactor released radionuclides in Susquehanna river sediments // Nature. 1981. Vol. 294, № 5838. P. 242-245.
463. Ophel I.L., Judd J.M. Strontium-calcium relationships in aquatic food - chains //Proc. 2nd Nat. Symp. on Radioecology, Ann Arbor, Mich, 15-17 May 1967. Springfield, VI, 1969. P.221.
464. Ophel I.L., Fraser C.D. The fate of cobalt-60 in a natural freshwater ecosystem //Radionuclides in ecosystems: Proc. 3thNat. Symp. Radioecol., Oak Ridge, TN, 10-12 May 1971. Springfield, VI, 1971. Vol.I. P.323-327.
465. Panteleyev G. Livingston H.D., Sayles F.L., Medkova O.N. Deposition of Plutonium Isotopes and Cs-137 in Sediments of the Ob Delta from the Beginning of the Nuclear Age //Euvinonmental Radioactivity in the Arctic. Osteras. 1995. P.57-64.

466. Paoletti A., Bartoli G., Parrella A., Sandhelli G. Concentrazione di cobalto radioattivo da parte di alghe microscopiche in relazione alla sua forma chimica //Nuovi ann. igiene e microbiol. 1973. Vol.24, N 4. P.252-273.
467. Patten B.C., Iverson R.L. Photosynthesis and uptake of strontium-85 in freahwater plankton. Nature, 1966. vol.211. №5044. P.96-97.
468. Pickering D.C., Lucas L.M. Uptake of radiostrontium by an algae and the influence of calcium ion in the water //Nature. 1961. Vol.193, N 4820. P.1046-1047.
469. Piskunov L.I., Gushchin V.M., Popova A.V. Migration of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Botton Sediments of Lake Tygish on the Eastern Ural Radioactive Trail //Water Resources, Vol.22, N2. P.180-187.
470. Radioactive contamination at dumping sites for nuclear waste in the Kara Sea //Materials of joint Russian-Norwegian Expert for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas : 1994. 122p.
471. Remediation and restoration of radioactive-contaminated Sites in Europe // Proc. of Inter. Simp. Commission on the European Communities, Doc XI-5027/94. Antwerp, 11-15 Oct. Antwerp, 1993. Vol. 1-2. 1000p.
472. Romanov G.N. Environmental impact of « Mayak » PA activity /Proceedings of the Second International conference on Environmental Radioactivity in the Arctic. Oslo, Norway. 1995. P.36-37.
473. Romanov G.N., Drozhko E.G. Ecological consequences of the activities at the « Mayak » plant //Radioecology and the Restoration of Radioactive – Contaminated Sites.- Dordrecht ; Boston ; London ; Kluwer Academic Publishers, 1996. P. 45-55.

474. Salbu B. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 1987. V.112, No.1. P.169-174.
475. Smedile E., Querizza G. Uptake of ^{60}Co and ^{137}Cs in different components of a river ecosystem connected with discharges of a nuclear power station //Radioecol. And Energy Resour.: Proc. 4th Nat. Symp. Radioecol., Corvallis, OR, 12-14 May 1975. Stroudsburg, PA, 1976. P.1-8.
476. Smedile E., Querizza G., Guzzi L., Bonforte G. Nuclear power station discharge: radioecological methodologies //Health Phys. 1980. Vol.38, N 1. P.105-106.
477. D. Solatie et al. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 2000. 368. P. 88-94.
478. Sources contributing to radioactive contamination of the Techa River and areas surrounding the «Mayak» production association, Urals, Russia //Joint Norwegian -Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. Osteras,1997. 134p.
479. Steger W., Goodnight C. The influence of environmental factors on the accumulation and retention of cesium-137 by the worm Limnodrilus Hoffmeisteri (Oligochaeta) // Radioecol. And Energy Resour.: Proc. 4th Nat. Symp. Radioecol., Corvallis, OR, 12-14 May 1975.- Stroudsburg, PA, 1976. P.242-249.
480. Tarswell C.M. Toxity of oil and jil dispersant mixtures to aquatic life. Transactios of International Seminar on Water Pollution by Oil, Avienmore, Scotland, May 4-8, 1970, p.263-272.
481. Till J.E. Source terms for technetium-99 from nuclear fuel cycle facilities //Technetium in the Environment /ed.G.Desmet and C.Myttengere. Elsevier Applied Science Publishers, London. 1986. P.1-20.

482. Trapeznikov A., Aarkrog A., Kulikov N., Nielsen S.P., Pozolotina V., Polikarpov G., Trapeznikova V., Chebotina M., Chukanov V.,Yushkov P. Radioactive contamination of the Ob river system from the nuclear enterprise «Mayak» in the Urals //Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. Osteras, 1993a. P.135-150.
483. Trapeznikov A., Pozolotina V., Chebotina M., Chukanov V., Trapeznikova V., Kulikov N. Nielsen S.P., Aarkrog A. Radioactive contamination of the Techa river, The Urals //Health Physics. V.65, N 5.1993 b. P.481-488.
484. Trapeznikov A.V., Yushkov P.I., Volobuev P.V., Kulikov N.V., Lisovskikh V.G., Trapeznikova V.N., Chebotina M.Ya., Chukanov V.N. Radioecological research of lakes on the territory of the radioactive trace in the Middle Urals //International Symposium on Remediation and Restoration of Radioactive – contaminated Sites in Europe. Book of Abstracts. Antwerp., Belgium. 1993c. P.71.
485. Trapeznikov A., Aarkrog A., Iekidin A. Karavaeva E., Kulikov N., Lisovskikh V., Mikhailovskaya L., Molchanova I., Chebotina M., Chukanov V.,Yushkov P. Radioecological investigation of the Techa river (the Urals) and of the soil and vegetation cover in its flood plain //Remediation and Restoration of Radioactive contaminated sites in Europe: Proc.Intern. Sympos. Mol., Belgium, 1994a. Vol.1. P.485-503.
486. Trapeznikov A., Aarkrog A., Pozolotina V., Nielsen S.P., Polikarpov G., Molchanova I., Karavaeva E., Yushkov P., Trapeznikova V., Radioactive pollution of the Ob river system from Urals nuclear enterprise « Mayak » // J.Environ. Radioactivity.-1994 b. № 25.-P.85-98.

487. Trapeznikov A., PozolotinaV., Aarkrog A.,Nielsen S.P.,Trapeznikova V.,Yushkov P., Polikarpov G. Radionuclides in the pollution of the Arctic // Proceedings of the Second International conference on Environmental Radioactivity in the Arctic. Oslo, Norway, 1995a. P.68-71.
488. Trapeznikov A. Metod for evaluating radionuclide inventories in water reservoirs applied to the Beloyarskoe artificial lake /Radioecology and the Restoration of Radioactive – Contaminated Sites. Dordrecht – Boston – London – Kluwer Academic Publishers. 1996a. P. 179-186.
489. Trapeznikov A. Radioecological study of fresh water ecosystems influenced by the operation of nuclear cycle facilities in the Urals // Proceedings of Intern. Congress on Radiation Protection.. Vienna, Austria 1996 b. Vol.3. P.197-199.
490. Trapeznikov A., Aarkrog A., Molchanova I., Nielsen S.P., Pozolotina V., Yushkov P., Chebotina M., Karavaeva E. Radioecological charakteristics of the Techa – Iset –Tobol River : Including Floodplain Ecosystems (The Urals) // Radiation Exposures by Nuclear Facilities. Evidence of the Impact on Health.- Bremen, 1998. P. 387-391.
491. Wilhm J.L. Transfer of radioisotopes between detrit and benthic macroinvertebrates in laboratory microecosystems //Health Physics. 1970. Vol. 18, N3. P.277-284.
492. Williams L.G. Uptake of cesium-137 by cells and detritus of Euglena and Chlorella //Limnology and Oceanography. 1960. Vol.5, № 3. P.301.
493. Williams L.G., Swanson H.D. Concentration of cesium-137 by algae. //Science, 1958. Vol.127. №3291. P.187-188.

494. UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. New York: United Nations, 1988. 428 p.

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ..... 3

ВВЕДЕНИЕ..... 4

ГЛАВА I. РАДИОЭКОЛОГИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КАК НАУЧНАЯ ДИСЦИПЛИНА..... 8

1.1. Теоретический фундамент радиоэкологии 8

1.2. Место радиоэкологии пресноводных экосистем в ряду других научных дисциплин 9

1.3. Барьерная роль пресноводных экосистем по отношению к миграции радиоактивных веществ 11

1.3.1. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем 12

1.3.2. Радиационная емкость пресноводных экосистем 12

1.4. Превращение пресноводной экосистемы в источник радиоактивного загрязнения окружающей среды 14

1.4.1. Транспортная функция водных экосистем - вынос радионуклидов из проточных водохранилищ и перенос их речными экосистемами .. 14

1.4.2. Вторичное загрязнение речных систем радионуклидами через пойменные участки в период паводков 18

1.4.3. Поступление радионуклидов из пресноводной экосистемы в пищевые цепочки представителей других экосистем 18

1.5. Экологические факторы, влияющие на аккумулирование радионуклидов компонентами пресноводных экосистем 20

1.5.1. Макро- и микроконцентрации химических элементов в водной среде..... 20

1.5.2. Концентрация в водной среде изотопных и неизотопных носителей..... 21

1.5.3. Физико-химическое состояние радионуклидов в воде и pH водной среды..... 21

1.5.4. Температура водной среды..... 24

1.5.5. Световой фактор..... 26

1.5.6. Сезонная динамика накопления радионуклидов гидробионтами..... 28

1.5.7. Трофность водоема как экологический фактор..... 29

1.5.8. Накопление радионуклидов макрофитами в зависимости от экологической группы растений..... 29

1.6. Биоиндикация радиоактивного загрязнения 30

1.7. Исследование изотопных отношений радионуклидов как метод идентификации источников радиоактивного загрязнения водных экосистем 31

1.8. Специфичность радиоэкологической ситуации в Уральском регионе 32

ГЛАВА II. МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ..... 37

2.1. Материал исследования пресноводных экосистем... 37

2.2. Методика исследований..... 43

2.2.1. Методика отбора природного материала в пресноводных экосистемах и предварительная подготовки его для анализов 43

2.2.2. Методика проведения лабораторных опытов с гидробионтами и донными отложениями..... 45

2.3. Методы определения содержания радионуклидов в компонентах пресноводных и наземных экосистем. 47

2.3.1. Методика гамма-спектрометрического анализа..... 47

2.3.2. Радиохимические методы..... 49

2.4. Методика нейтронно-активационного анализа..... 63

2.5. Статистическая обработка полученных результатов..... 65

ГЛАВА III. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ИСКУССТВЕННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ (на примере Белоярского водохранилища)..... 67

3.1. Общая характеристика Белоярского водохранилища – водоема-охладителя Белоярской атомной станции..... 67

3.2. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища..... 74

3.2.1. Динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в разные годы 75

3.2.2. Динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде по сезонам года 82

3.2.3. Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной фазе по центральной части акватории водохранилища 84

3.2.4. Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища 86

3.2.5. Расчет выноса ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs за пределы водохранилища 89

3.2.6. Распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в экспериментальной системе вода-лед 90

3.3. Накопление и распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища 92

3.3.1. Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС 93

3.3.2. Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах пресноводного водохранилища 98

3.3.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями в природных и экспериментальных условиях 100

3.3.4. Сравнительная характеристика накопления ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co затопленной почвой пресноводного водохранилища ... 104

3.4. Уровни содержания и накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах Белоярского водохранилища 106

3.4.1. Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами пресноводного водохранилища..... 108

3.4.2. Сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями 115

3.4.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями 119

3.4.4. Содержание ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС 126

3.4.5. Исследование путей поступления кобальта в пресноводные растения 130

3.4.6. Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища..... 133

3.4.7. Накопление стабильного изотопа ^{59}Co в рыбе.. 141

3.4.8. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбой 143

3.5. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах Белоярского водохранилища 144

3.5.1. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в воде водохранилища 146

3.5.2. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в донных отложениях водохранилища 149

3.5.3. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в макрофитах водохранилища 156

3.5.4. Соотношение запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах водохранилища 159

3.6. Специфика накопления радионуклидов в водохранилищах..... 164

ГЛАВА IV. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ (на примере озер, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа)..... 166

4.1. Общая характеристика озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа..... 166

4.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 177

4.2.1. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш.. 177

4.2.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль 180

4.2.3. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное 183

4.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье..... 187

4.3.1. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш 187

4.3.2 Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль 197

4.3.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное... 202

4.3.4. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs в донных отложениях озера Щучье 207

4.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 209

4.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 210

4.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль 212

4.5. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 222

4.5.1. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Тыгиш ... 223

4.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Большой Сунгуль 237

4.5.3. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Червяное 241

4.6. Специфика накопления радионуклидов в озерных экосистемах 254

ГЛАВА V. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ВКЛЮЧАЯ ИХ ПОЙМУ (на примере рек Обь-Иртышской речной системы) 256

5.1. Общая характеристика рек Течи и Исети, подверженных воздействию предприятия ядерного топливного цикла «Маяк» 256

5.2. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ в воде рек Теча и Исеть 267

5.2.1. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ в воде реки Течи 267

5.2.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде реки Исеть ... 277

5.3. Накопление и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях рек Теча, Исеть и в их пойме.. 282

5.3.1. Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$, ^{241}Am и ^{99}Te в донных отложениях реки Течи и в ее затопленной пойме 282

5.3.2. Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях реки Исети и в ее затопленной пойме 299

5.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в гидробионтах рек Течи и Исети 316

5.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в гидробионтах реки Течи..... 316

5.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях рек Исети, Миасса и Тобола 321

5.5. Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240} Pu в реках Тече и Исети и их пойме 324

5.5.1. Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реке Тече и ее пойме 324

5.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реке Исети и ее пойме 327

5.6. Определение возраста донных отложений 334

5.7. Идентификация радиоактивного загрязнения рек Течи и Исети с помощью анализа изотопных отношений в донных отложениях пойменных водоемов 337

5.8. Накопление, распределение и миграция ^{137}Cs в реке Туре и в ее пойменных водоемах..... 341

5.8.1. Общая характеристика реки Туры..... 341

5.8.2. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов реки Туры ... 346

5.8.3. Расчет запасов ^{137}Cs в пойме реки Туры в границах Тюменской области 347

5.8.4. Расчет годового поступления и выноса ^{137}Cs с водой реки Туры в границах Тюменской области 356

5.9. Накопление, распределение и миграция ^{90}Sr, ^{137}Cs и тяжелых металлов в реках Иртыш, Обь и в их пойме 362

5.9.1. Общая характеристика рек Иртыш и Обь ... 362

5.9.2. Оценка уровней содержания и запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа 368

5.9.3. Оценка уровней содержания и запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа 378

5.9.4. Оценка уровней содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауной рек Иртыш и Обь 389

5.9.5. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и рек Теча и Исеть, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла 391

5.9.6. Содержание тяжелых металлов и органических токсикантов в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа... 403

5.9.7. Содержание тяжелых металлов и органических токсикантов в донных отложениях рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа... 421

5.10 .Специфика накопления радионуклидов в речных экосистемах..... 423

ГЛАВА VI. ОПЫТ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ, ПОДВЕРЖЕННЫХ МНОГОЛЕТНЕМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ В ГРАНИЦАХ НАБЛЮДАЕМОЙ ЗОНЫ 425

6.1. Общая постановка задачи исследования..... 425

6.2. Содержание радионуклидов в воде поверхностных водоемов 426

6.3. Содержание радионуклидов в донных отложениях поверхностных водоемов 437

6.4. Содержание радионуклидов в донных растениях ... 442

6.5. Содержание радионуклидов в ихтиофауне 447

6.6. Содержание радионуклидов в пойменных почвах рек наблюдаемой зоны 449

ЗАКЛЮЧЕНИЕ 452

ЛИТЕРАТУРА 460

ПРИЛОЖЕНИЯ 540

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО
ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ
И МЕТРОЛОГИИ

**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
ВСЕРОССИЙСКИЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ТЕХНИЧЕСКИХ
И РАДИОТЕХНИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ**

ФГУП ВНИИФТРИ

ВНИИФТРИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

о поверке

№ 42010.2 D118

Действительно до

«11» мая 2013 г.

Средство измерений **спектрометр рентгеновского и гамма-излучения "DSPTC-ip"**
наименование, тип

серия и номер клейма предыдущей поверки (если такие серия и номер имелись)

заводской номер **22402**

принадлежащее **ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург**
наименование юридического (физического) лица, ИНН

ИНН 6664001330

поверено и на основании результатов периодической поверки признано пригодным к применению в качестве рабочего СИ.

Поверительное клеймо

ГМС 061383082

Начальник НИО-4 (ЦМИИ) _____ В.П. Ярына
подпись *инициалы, фамилия*

Нач. лаборатории 420 _____ Э.Р. Саркисов
подпись *инициалы, фамилия*

Поверитель _____ А.Г. Трухачёва
подпись *инициалы, фамилия*

«11» мая 2012 г.

СИ № 0167691

ЗАО фирма "ЭПО". Москва. 2012. "В". з.861

Состав спектрометра:

- **Блок детектирования GMX 40 P4-70 CFG-PV4 DWR-30** **№ 48-TN32383A**
- **Цифровой многоканальный анализатор DSPTC-jr** **№ 08225357**
- **ПЭВМ**
- **Программное обеспечение "Gamma Vision-32"** **№ 200823905**
- **Геометрия измерения:**
- **Маринелли 1 литр, ½ Маринелли, точечная.**

Основные параметры и их значения:

- **рабочий диапазон энергий гамма-излучения** **5-3000 КэВ**
- **энергетическое разрешение по линии 1332 КэВ (Co-60)** **1.9 кэВ**
- **интегральная нелинейность в диапазоне, не более** **0.03 %**
- **долговременная нестабильность, не более** **0.01 %**
- **погрешность построения кривых эффективности регистрации, не более** **10 %**
- **погрешность измерения активности нуклидов в пробах определяется программной обработкой "Gamma Vision-32"**
- **минимально измеряемая активность за 1 час в геометрии Маринелли для:**

^{137}Cs	**2 Бк**
^{40}K	**25 Бк**
^{232}Th	**4 Бк**
^{226}Ra	**4 Бк**

Поверитель **А.Г. Трухачева**

E-mail: tag@vniiftri.ru
г/ф (499) 720-91-02

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО
ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ
И МЕТРОЛОГИИ
**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
ВСЕРОССИЙСКИЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ТЕХНИЧЕСКИХ
И РАДИОТЕХНИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ**
ФГУП «ВНИИФТРИ»

ВНИИФТРИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

о поверке

№ 42010.2Д430

Действительно до

«13» июня 2013 г.

Средство измерений **альфа-спектрометр с поверхностно барьерными детекторами**
наименование, тип

многоканальный – "ORTEC"
серия и номер клейма предыдущей поверки (если таковы серия и номер клейма)

заводской номер **27772**

принадлежащее **ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург**
наименование юридического (физического) лица, ИНН

ИНН 6664001330

поверено и на основании результатов периодической поверки признано пригодным к применению в качестве рабочего СИ.

ГМС 061389768

Поверительное клеймо

Начальник НИО-4 _____ *подпись* О.И. Коваленко *инициалы, фамилия*

Нач. лаборатории 420 _____ *подпись* Э.Г. Саркисов *инициалы, фамилия*

Поверитель _____ *подпись* А.Т. Трухачёва *инициалы, фамилия*

«13» июня 2012 г.

Назначение:

- идентификация альфа-излучающих радионуклидов и измерение их содержания в счётных образцах.

Основные параметры и их значения:

- рабочий диапазон энергий альфа-излучения	**10-9000 КэВ**
- энергетическое разрешение по линии 4687 кэВ, не более	**40 кэВ**
- интегральная нелинейность в диапазоне, не более	**0,1 %**
- долговременная нестабильность, не более	**0,1 %**
- погрешность эффективности регистрации, не более	**10 %**
- погрешность измерения активности нуклидов в пробах определяется программной обработкой " Alpha Vision-32"	
- минимально измеряемая активность за 1 час:	**0,01 Бк**

E-mail: tac@vniiftri.ru
т/ф (495) 660-17-23

Научное издание

Александр Викторович Трапезников
Вера Николаевна Трапезникова

ПРЕСНОВОДНАЯ РАДИОЭКОЛОГИЯ

Ответственный редактор
академик РАСХН,
доктор биологических наук, профессор **И.М.Донник**

Фото на обложке: А.Сунгуров

Подписано в печать 20.10.2012. Формат 60x84/16
Усл. печ. л. 34. Тираж 300. Бумага «ГОЗНАК».

Издательство «АкадемНаука»
624250, Свердловская обл., г.Заречный,
ул. Ленинградская, 24 Б
Тел.: (34377) 7-22-44; 7-11-53

Переплет ГУП СО «Режевская типография»
623750, Свердловская обл., г. Реж,
ул. Красноармейская, 22
Тел.: (34364) 2-25-03; 2-15-32