

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
А.В. Коржавин
В.Н. Николкин

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ТОМ I

ЕКАТЕРИНБУРГ
Издательство «АкадемНаука»
2014

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08

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

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

**А.В.Трапезников, В.Н.Трапезникова,
А.В. Коржавин, В.Н. Николкин**

Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем, Том I – Ека-
теринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2014. – 496 с.

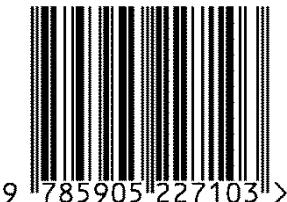
ISBN 978-5-905227-10-3

Обобщен 40-летний опыт проведения радиоэкологического мониторинга
крупных пресноводных экосистем Урала и Западной Сибири, подверженных воз-
действию предприятий ядерного топливного цикла. Изучены закономерности ми-
грации, накопления и распределения ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ по основным компо-
нентам пресноводных биогеоценозов. В I томе монографии рассмотрен радиоэколо-
гический мониторинг речных экосистем и, прежде всего, рек Теча, Исеть, Тура, Ир-
тыш и Обь, относящихся к Обь-Иртышской системе, загрязненной радиоактивны-
ми веществами различного генезиса, в основном, в результате деятельности Произ-
водственного объединения «Маяк» на Южном Урале. В приведенных исследовани-
ях широко использован метод математического моделирования.

Таблиц – 81, рисунков – 110, библиография – 250 литературных источников.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных
исследований президиума РАН «Комплексная программа УрО РАН»,
проект № 15-2-4-12

ISBN 978-5-905227-10-3



9 785905 227103 >

**УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08**

© А.В.Трапезников, В.Н.Трапезникова,
А.В. Коржавин, В.Н. Николкин, 2014
© ФГБУН Институт экологии растений
и животных УрО РАН, 2014
© ФГБУН Уральский научно-исследова-
тельный ветеринарный институт, 2014

ПРЕДИСЛОВИЕ

Авторы глубоко 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.

На различных этапах сбора и обработки материалов в экспедиционных и аналитических работах авторам помогали многие специалисты: д.т.н. М.Я.Чеботина, к.б.н. В.И.Мигунов, к.б.н. О.А.Николин, А.В.Молодиков, М.Д.Рыбин, Г.И.Рябухина, А.П.Платаев, Р.В.Кузьмина, Т.М.Васина, Е.И.Гугучкина, О.А.Пуртова, О.Ю.Кравцова.

Всем им авторы выражают искреннюю благодарность.

ВВЕДЕНИЕ

Радиоэкология – одна из самых молодых и стремительно развивающихся дисциплин. (Кузин, Передельский, 1956; «О поведении...», 1956; Передельский, 1957; Тимофеев-Ресовский, 1957; Одум, 1958; Поликарпов, 1964; Верховская, 1971; Куликов, Молчанова, 1975; 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, 2012; Стукалов, 2007; Трапезников и др., 2007 в, г; 2008; Левина, Аклеев, 2010).

Но к настоящему времени мало крупных обобщений, посвященных радиоэкологическому мониторингу пресноводных биогеоценозов. Особенno актуальна такая проблема 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 Кү), 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.Кү) 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. Особенno 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.

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.

Большую роль в радиоэкологических исследованиях играет изучение распределения радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем. Сначала подобные работы проводили в лабораторных условиях (Ага-

фонов, 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).

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 1949-1951 гг. порядка 100 ПБк (2,75 млн Ки) 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; 2000а, 2007; Трапезников и др., 2007 а,б. в; Trapeznikov e.a., 1993а, б; 1994 а, б; 1995 а, б; 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 а,б; 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, 1996а,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 1949-1956гг. 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 инте-

гральная 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 1951г. 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 (9кКи) по ^{137}Cs , 220 ТБк (6кКи) по ^{90}Sr и 0,4 ТБк (11 Ки) по ΣRu . 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 помо-

щью 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., 1993a) были рассчитаны интегральные запасы ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде, а также ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ – в донных отложениях реки Течи. В этих же работах показано, что концентрации ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$ 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 , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ 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.

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 ΣPu (Мартюшов и др., 1997) в результате сбросов с ПО «Маяк» в 1949-1951гг.

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, Mattheewes, 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).

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 $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$, $^{239,240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$, $^{239,240}\text{Pu} / ^{90}\text{Sr}$, $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ 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., 1997a,b; 2000; 2003; «Sources...», 1997; Ааркрог и др., 1998; Трапезников и др., 1999, 2000; Трапезников, 2001).

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 ($55^{\circ}44' \text{ с.ш.}$, $60^{\circ}54' \text{ в.д.}$) 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 Кү) радиоактивных веществ, из которых 74 ПБк (2 млн Кү) 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 Кү (3,7ГБк) стронция-90 на квадратный километр) имела площадь около 20 тыс.км², а в границах плотности загрязнения 2 Кү (74 ГБк) стронция-90 на квадратный километр, принятой за допустимый уровень безопасного проживания населения,- 1000 км². 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 Карабай. 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 (600Кү) радиоактивных веществ. Загрязненная территория в границах плотности 0,1 Кү (3,7 ГБк) стронция-90 на квадратный километр составила 1800 км². Это загрязнение территории,

при существенно меньших уровнях по сравнению с аварийным выбросом 1957г., 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 Кү), что во много раз превышает выбросы радиоактивных материалов в результате Чернобыльской аварии.

Огромную потенциальную опасность представляет со- средоточение средне – и низкоактивных жидких отходов в открытых водоемах. В озере Карабай, являющимся приемником среднеактивных отходов, находится около 4,4 ЭБк (120 млн.Кү) 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.м³ загрязненной воды, являющейся по сути низкоактивными отходами с суммарной активностью около 7,4 ПБк (0,2млн.Кү).

Наличие поверхностных водоемов-хранилищ жидких отходов приводит к проникновению радиоактивных веществ в грунтовые и подземные воды. Под озером Карабай сформировалась линза загрязненных подземных вод

объемом около 4 млн. м³ и площадью до 10 км². 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. м³ в год («Генезис и концепция...», 1993).

Данные проблемы усугубляются острым дефицитом водных ресурсов, что можно проиллюстрировать на примере Челябинской области. Так, на 1 жителя этой области приходится 2,8 тыс. м³ 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 – ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Ru 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, посто-

янно возрастает. В связи с этим проблема миграции и распределения данных радионуклидов в пресноводных экосистемах приобретает все большую актуальность.

В настоящей монографии рассмотрены три основных аспекта радиоэкологического мониторинга пресноводных экосистем: миграция, накопление и распределение техногенных радионуклидов в речных (включая пойму) и озерных экосистемах, а также в слабопроточных искусственных водохранилищах.

Особое внимание уделено радиоэкологическому мониторингу рек на примере крупнейшей в мире Обь-Иртышской системы. Так, систематические радиоэкологические исследования рек Обь и Иртыш в границах Ханты-Мансийского автономного округа проводились ежегодно с 2004г по 2013г. Еще более длительные наблюдения велись на Белоярском водохранилище – водоеме-охладителе одной из двух первых промышленных АЭС в СССР. В общей сложности радиоэкологические исследования продолжались 37 лет.

ГЛАВА I. МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

1.1. Материал исследования пресноводных экосистем

Материалом для настоящего исследования служили вода, представители макрофитов и ихтиофауны, а также донные отложения рек Течи, Исети, Турры, 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.

Ихиологическим материалом для настоящей работы служили восемь видов пресноводных рыб: плотва, лещ, линь, карась золотистый, карп, щука, окунь, пелянь.

Таблица 1
**Некоторые показатели изучавшихся видов
 пресноводных растений**

Вид растения	$\frac{\text{сухое вещество}}{\text{сырая масса}}, \%$	$\frac{\text{масса золы}}{\text{сухое вещество}}, \%$	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 пронзен-нолистный	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 жестко-листный	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

В таблице 2 даны некоторые характеристики изучавшихся видов рыб: возраст, вес, содержание золы в % от сырой массы, время отлова.

Данные отложения представлены в исследовании четырьмя типами: песчаный грунт, затопленная почва, пес-

чано-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	Масса особи, г	масса золы сыр. 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, %				«Физической» глины I и «Физического» песка 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	Ил <0,01	I	II >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		
Заголененная почва							0,60	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 входит

Таблица 4

Химический состав сапропеля озер Тыгши и Червяное

Компоненты	Тыгши			Червяное		
	Оливковый сапропель	Зеленовато-оливковый сапропель Глубина: 1,70 - 4,00м	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:						
нерасторимый 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
Fe ₂ O ₃	0,1277	0,3194	0,2874	0,5979	0,9967	1,1615
P ₂ O ₅	0,0958	0,1085	0,1558	0,0378	0,00363	0,0452

Таблица 4 (Окончание)

Компоненты	Тыгиш			Червяное	
Al_2O_3	0,1465	0,0621	0,8268	2,3636	2,9567
Состав кальциево-магниевого скелета (к.м.с.)					
CaSO_4	0,1627	0,1679	0,1739	1,0056	0,3478
$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	0,2084	0,2363	0,3392	0,0825	0,0791
CaCO_3	2,3054	2,8757	3,0728	4,9295	1,4960
MgCO_3	1,0962	0,3373	0,7589	-	0,3474
к.м.с.	3,7727	3,6172	4,3448	6,0176	2,2703
Состав коллоидного комплекса (к.к.)					
неорганические коллоиды	0,2784	0,3809	0,1170	3,2432	4,5199
органическое вещество	2,1700	2,9500	4,0400	5,2962	3,9165
к.к.	2,4484	3,3309	5,1570	8,5394	8,4364
% на твердую фазу					
глинистый остов	19,00	26,69	26,24	22,21	47,39
к.м.с.	49,10	38,19	33,70	32,19	10,65
к.к.	31,90	35,12	40,06	45,69	39,57
органическое вещество	28,26	31,12	31,37	28,33	18,37
Зольность	52,59	51,73	53,75	60,20	77,18
					78,31

1.2. Методика исследований

1.2.1. 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 соответствии с ГОСТ 51592-2000. Из каждой точки пробы отбирали в трех повторностях (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°C в муфельной печи.

Образцы донных отложений отбирали в соответствии с ГОСТ 17.1.5.01-80. 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 действием 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 по слойно 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 450⁰С.

Работу по количественному учету водной растительности проводили по методике, предложенной в работах (Катанская. 1956, 1979). Деревянную раму квадратной формы площадью 1 м² 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 м².

Рыбу отлавливали сетями с размером ячеи 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 ка-

расей, 20 окуней, 5 карпов, 4 леща и 3 щуки. Тушки рыб (без внутренних органов) высушивали при 105⁰ С и озоляли при 450⁰ С в муфельной печи.

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

1.3.1. Методика гамма-спектрометрического анализа

Пробы воды, грунтов, водных растений и рыбы предварительно готовили к гамма-спектрометрии по методике, описанной в предыдущем разделе. ⁶⁰Со и ¹³⁷Cs 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 x 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 обнаруживаемой величины полезного сигнала значение, равное трем стандартным отклонениям фона – критерий $3\sqrt{N}$ фона (Гринзайд и др., 1977). Предел обнаружения ^{60}Co составляет $7,4\text{-}9,2 \cdot 10^{-1}$ Бк при времени измерения, равном 60 минутам; предел обнаружения ^{137}Cs составляет $7,0\text{-}9,0 \cdot 10^{-1}$ Бк при том же времени измерения.

В 90-е годы анализ проб внешней среды на содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{60}Co проводили гаммаспектрометрическим 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 ($T=12,7\text{г}$) 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 $^{60}\text{Со}$ выполнялся автоматически по специальной программе по гамма-линиям 661 и 1333 кэВ соответственно. Предел обнаружения для ^{137}Cs составляет 1 Бк/кг.

После 2009 г. к имеющимся гамма-спектрометрическим установкам добавился низкофоновый полупроводниковый гамма-спектрометр фирмы «Ortec» (США) с коаксиальной детекторной системой на базе высокоочищенного германия (HPGe). Рабочий диапазон энергий гамма-излучения 5-3000 КэВ, энергетическое разрешение по линии 1332 КэВ (Со-60) – 1,9 КэВ, погрешность построения кривых эффективности регистрации не более 10%.

Полупроводниковый гамма-спектрометр фирмы «Ortec» включает в себя:

- блок детектирования GMX 40 P4-70 CFG-PV4 DWR-30;
- Цифровой многоканальный анализатор DSPTC-jr;
- ПЭВМ;

- Программное обеспечение «Gamma Vision-32»

1.3.2. Радиохимические методы

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

Методика определения содержания ^{90}Sr

Для определения ^{90}Sr использовали модификацию оксалатного метода (Методические рекомендации..., 1980), утвержденную Главным государственным санитарным врачом СССР П.Н. Бургасовым 03.12.79. Методика основана на выщелачивании из исследуемых образцов ^{90}Sr бн 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 $t = 400-500^\circ\text{C}$ и двукратно обрабатывают б 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 $t = 750-800^\circ\text{C}$. Прокаленный осадок растворяют при нагревании в бн 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 (фосфороганическое 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:

$$\frac{A \cdot K_{\phi} \cdot K_p \cdot K_c \cdot K_{\pi}}{P}$$

где А – радиоактивность препарата, имп/сек; K_{ϕ} – поправка на эффективность счета; K_p – поправка на радиоактивный распад ^{90}Y за время, прошедшее с момента его выделения до просчета пробы; K_c – поправка на самопоглощение излучения в препарате; K_{π} – 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 $t = 400\text{--}500^\circ\text{C}$ и обрабатывают 50 мл 6н HCl и 5 мл концентрированной HNO₃. Раствор нагревают до $t = 90^\circ\text{C}$ и выдерживают 3-4 часа при периодическом перемешивании, добавляя 6н HCl по мере ее выпаривания. Раствор упаривают до влажных солей и помещают на 1 час при $t = 120^\circ\text{C}$ 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 $t = 70^\circ\text{C}$, в нём осаждают оксалаты тория. Образовавшийся осадок отфильтровывают и прокаливают при $t = 600^\circ\text{C}$. Прокаленный осадок растворяют в минималь-

ном 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 $t = 500^\circ\text{C}$. 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

6M NaOH при pH 10. Вместе с гидроксидами железа в осадок переходят гидроксиды плутония – $\text{Pu}(\text{OH})_n$. Образовавшийся коллоидный осадок фильтруют, используя фильтр марки GF/A. Осадок на фильтре промывают 50 мл 0,1 M раствора NaOH, фильтрат отбрасывают. Осадок растворяют, добавляя сначала 15 мл концентрированной соляной кислоты, затем – 50 мл 0,5 M 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 $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_5$ плутоний восстанавливается до 3-х валентного состояния. Для сохранения валентности плутония в раствор вносят 1 мл гидроксиамина ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ – 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 $t = 450^\circ \text{ С}$. Прокаленный остаток растворяют в смеси концентрированной соляной и азотной кислоты и высушивают до влажных солей. Влажные соли растворяют в 20 мл смеси 0,5 M HNO_3 + 0,04 M NaNO_3 , добавляют Na_2SO_3 , и NaNO_2 , для сохранения плутония в четырехвалентном состоянии. Полученный раствор пропускают через ионообменные колонки (13x1,5см), заполненные смолой AG1-X4 в Cl⁻ форме. Плутоний элюируют, пропуская через колонку последовательно 15 мл дистиллированной воды, 15мл 0,4M NaOH, 25 мл 2 M HNO_3 и 80 мл 0,5M HNO_3 +0,04 M NaNO_3 . Элюат выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 20 мл 0,5 M HNO_3 +0,04 M 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 M 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 $t = 80^\circ\text{C}$. 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 м³), с образованием сухого остатка («Методологическое...», 1986). Все эти методы имеют свои преимущества и недостатки.

Ранее для образцов воды р.Енисей в районе сброса Горо-химического комбината (ГХК) Росатома были получены данные по содержанию радионуклидов ^{239,240}Ru 0.015 мБк/л (Кузнецов и др, 1994) и ²⁴¹Am 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.

Цель работы – использование новой методики для концентрирования трансурановых элементов в образцах воды р.Енисей.

В качестве объекта нами 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 определение содержания изотопов Ru (присутствующих ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и внесенного ^{242}Pu). Анализ проводился сотрудниками отдела радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург. Из полученного концентрата образцов воды радиохимическими методами были выделены изотопы Ru, содержание которых измерялось методом а-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.

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 Ru). Вторая группа – радиоизотопы с постоянной степенью окисления.

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

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 окисле-

ния с переходом в менее растворимые физико-химические формы (например, восстановление Pu(V) на поверхности MnO₂ 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 оксигидроксида 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 ²³⁹Np была обнаружена линейная зависимость содержания радионуклида от объема пробы воды. Так, при измерении пробы воды объемом 1 л содержание ²³⁹Np было 0.31 ± 0.04 Бк/л, а при концентрировании 20 л содержание ²³⁹Np – 5.4 ± 0.4 Бк, что соответствует 0.27 ± 0.03 Бк/л. При концентрировании 30 л воды содержание ²³⁹Np – 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 ²³⁹Np) 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 ²³⁹Np и изотопов Ru для образцов воды р.Енисей. Как видно из представленных результатов, используя предлагаемый метод концентрирования ТУЭ возможно достоверное определение ²³⁹Np и изотопов Ru 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 $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,015 мБк/л и 0,012 мБк/л (Кузнецов и др., 1994). Полученные значения содержания $^{239,240}\text{Pu}$ для этих пунктов отбора несколько выше – 2,34 и 0,26 мБк/л, соответственно. С другой стороны, 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	$^{239,240}\text{Pu}$, мБк/л
Сентябрь 2006 - <u>0.3 км</u> 5 км	<u>–</u> 0.27 ± 0.04	<u>0.173</u> 0.127	<u>2.34</u> 0.26
Октябрь 2006 - <u>0.3 км</u> 5 км	<u>–</u> 0.28 ± 0.08	<u>–</u> $-$	<u>–</u> $-$
Март 2007 - <u>0.3 км</u> 5 км	<u>3.25 ± 0.07</u> $-$	<u>–</u> $-$	<u>–</u> $-$
Июль 2007 - <u>0.3 км</u> 5 км	<u>12.4 ± 0.6</u> 0.29 ± 0.09	<u>–</u> $-$	<u>–</u> $-$
Сентябрь 2007 - <u>0.3 км</u> 5 км	<u>3.3 ± 0.1</u> 0.28 ± 0.08	<u>–</u> $-$	<u>–</u> $-$

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 ме-

ста 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 , $^{239,240}\text{Pu}$), присутствующих в растворенной форме в следовых количествах.

1.4. 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./см²с в течение 50 часов. По окончании облучения контейнер перегружали в «сухую» сборку на 2-3 месяца для снижения мешающей активности от короткоживущих 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 см³ (разрешение 5 кэВ по гамма-линии 1333 кэВ нуклида ⁶⁰Со) 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 цифровую печать 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	$5 \cdot 10^{-10}$

1. 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:

$$S_x = a \cdot I, \text{ где}$$

S_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:

$$L = a \cdot R, \text{ где}$$

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 анализ. 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 II. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ, ВКЛЮЧАЯ ИХ ПОЙМУ (на примере рек Обь-Иртышской речной системы)

2.1.Общая характеристика рек Течи и Исети, подверженных воздействию ядерного предприятия «Маяк»

Исследования по накоплению, распределению и миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $76 \cdot 10^6 \text{ м}^3$ 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 Иртыш (Каслинский район Челябинской области) и впадает в реку Исеть с правого берега на 353 км от устья (рис.1.). 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 8. В таблице 9 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 км². В маловодном году сток с площади около 4600 км² не дrenируется рекой. Поэтому, к действующей площади водосбора относят только 54300 км². 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 10.

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. 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.

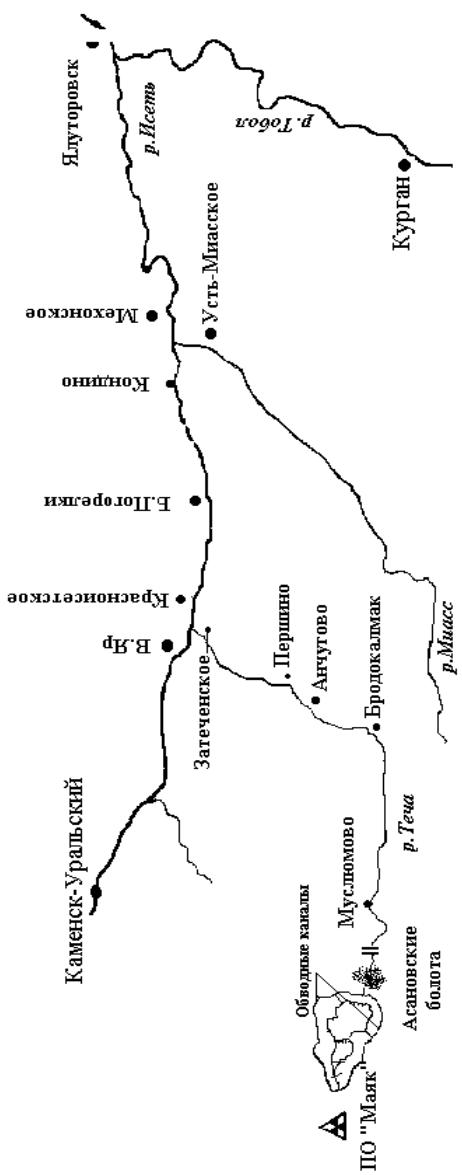


Рис. 1. Схема района исследования рек Течи и Исети

Таблица 8.
Основные гидрологические характеристики рек Течи и Исети
на участках исследования

Участок исследо-вания	Длина реки на верхней границе участка исследо-вания, км	Площадь водосбора на верхней границе участка исследо-вания, км ²	Морфометрические характеристики участков исследований различной длины			Гидравлические характеристики				
			Длина участка, км	Средняя ширина, м	Средняя глубина, м	Коэф. извилис-тости	Уклон	Коэф. широко-ватости	Средняя скорость, м/с	Коэф. турбу-лентной диффу-зии
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
р.Теча. Граница Челябин-ской и Курган-ской областей	144	4800	1 2 3 5 10 15	20 20 20 20 20 20	0,30 0,30 0,31 0,31 0,31 0,31	1,18 1,13 1,18 1,33 1,28 -	0,0006 0,0006 0,0006 0,0006 0,0006 0,0006	0,035 0,035 0,035 0,035 0,035 0,035	0,18 0,18 0,18 0,18 0,18 0,18	0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003 0,0003
р.Теча. Устье	234	7600	1 2 3 5 10 15	20 20 20 20 20 20	0,53 0,52 0,53 0,52 0,50 0,55	1,18 1,19 1,23 1,28 1,28 -	0,0004 0,0004 0,0004 0,0004 0,0004 0,0004	0,035 0,035 0,035 0,035 0,035 0,035	0,20 0,20 0,20 0,20 0,20 0,20	0,0005 0,0005 0,0005 0,0005 0,0005 0,0005

Таблица 8. (Продолжение)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
р.Исеть Граница Свердлов- ской и Курган- ской 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 Шадрин- ска	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 8. (Окончание)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
р.Исеть ниже впа- дения р.Миасс	398	45800	1 2 3 5 10 15	95 95 95 95 95 95	0,80 0,80 0,80 0,80 0,80 0,80	1,31 1,52 1,37 1,38 1,66 -	0,0006 0,0006 0,0006 0,0006 0,0006 0,0006	0,035 0,035 0,035 0,035 0,035 0,035	0,18 0,18 0,18 0,18 0,18 0,18	0,0007 0,0007 0,0007 0,0007 0,0007 0,0007
р.Исеть, граница с Помен- ской областью	506	55000	1 2 3 5 10 15	95 95 95 95 96 96	0,60 0,60 0,70 0,70 0,70 0,70	1,34 2,01 2,57 1,93 1,95 -	0,0006 0,0006 0,0006 0,0006 0,0006 0,0006	0,035 0,035 0,035 0,035 0,035 0,035	0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12	0,0004 0,0004 0,0004 0,0004 0,0004 0,0004

Таблица 9.

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 Течь (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 10.
Частота затопления поймы р.Исети

Река-населенный пункт	Частота затопления 1 раз в «п» 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

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 не-значительно. 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. Лугасьевым 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 фитопланктона, 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.Тече отмечено 11 видов: карась золотистый (*Carassius carassius*), карась серебряный (*Carassius gibelio*), елец (*Leuciscus leuciscus*),

плотва (*Rutilus rutilus*), пескарь (*Gobio gobio*), уклейка (*Alburnus alburnus*), верховка (*Leucaspis 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.Тече 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.Тече встречаются два очень интересных в радиоэкологическом отношении вида водных растений – элодия (*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 – кла-дофора (*Cladophora fracta Kutz*); высшие растения – рого-листник 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.

2.2. Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в воде рек Теча и Исеть

2.2.1. Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $11,6 \times 10^{15}$ Бк ^{90}Sr и $12,2 \times 10^{15}$ Бк ^{137}Cs .

Как видно из таблицы 11., 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 залповы 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 вымыва-

ется 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.

В 1990-1995 гг. содержание ^{90}Sr в воде, отобранный в разных точках реки Течи, в целом, колебалось не очень значительно. Как видно из таблицы 12., 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 11.
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

Таблица 12.**Концентрация ^{90}Sr в воде реки Течи в разные годы, Бк/л**

Местоположение, расстояние от истока, км	Время отбора проб				1995	
	1990	1992				
		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, отобранный 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 этом 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 сбросаadioактивных отходов. Как видно из рис. 2., в 1990 г. концентрация ^{90}Sr в воде реки уменьшалась с удалением от места сброса радионуклида.

Зависимость концентрации « K » от расстояния « x » наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$K = e^{(a+bx)},$$

где коэффициенты **a** и **b**, полученные эмпирическим путем, составляют:

$$a=8,62 \pm 0,05 \quad b= -(0,0029 \pm 0,0003)$$

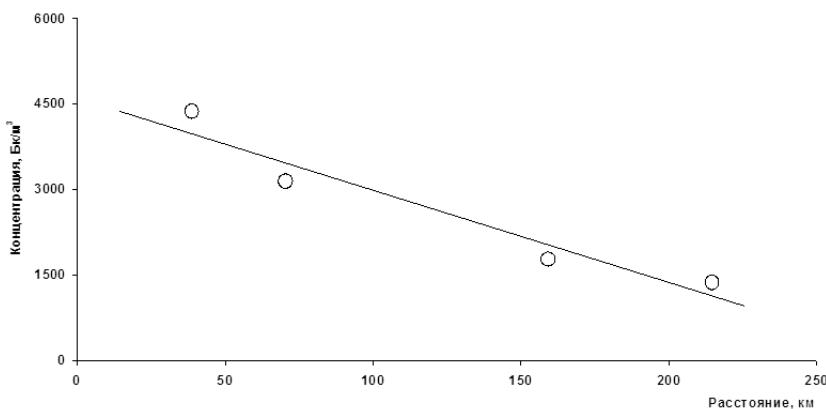


Рис.2. Концентрация Sr-90 в воде реки Течи (июль 1990 г.)

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 $1,9 \pm 0,9$ (Trapeznikov et.al., 1993).

Годовой сток воды в районе Надырова моста оценивается в $(2\text{-}3) \cdot 10^7 \text{ м}^3$, а в Затеченском вблизи устья он возрастает до $(3\text{-}4) \cdot 10^8 \text{ м}^3$ в год («Ресурсы...», 1973). Таким образом, суммарное количество ^{90}Sr , переносимого Течей увеличивается на ее протяжении от $0,12 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$ до $1 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$ 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 вторично-го 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 низовые реки Колумбия в 1984г концентрация радионуклида в воде составляла $1 \text{ Бк}/\text{м}^3$ (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, отобранный в разных точках реки Течи колебалось более значительно, чем концентрация ^{90}Sr . Как видно из таблицы 13. в 1990 г. содержание радионуклида варьировало от 68 Бк/м³ до 620 Бк/ м³, изменяясь в 9,1 раза. В июне 1992 г. концентрация ^{137}Cs колебалась от 12 Бк/ м³ до 51 Бк/ м³, отличаясь в 4,2 раза. В декабре 1992 г. содержание нуклида варьировало от 80 Бк/ м³ до 290 Бк/ м³, 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, отобранный в точке, расположенной в 157 км от истока реки, варьировало от 38 Бк/м³ до 290 Бк/м³, 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/ м³ до 68 Бк/ м³, 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. Как видно из рис. 3 в 1990 г. концентрация радионуклида в воде уменьшалась с удалением от места сброса.

Зависимость концентрации «К» от расстояния «x» наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$K = e^{(a+bx)},$$

где коэффициенты **a** и **b**, полученные эмпирическим путем, составляют:

$$\mathbf{a} = 7,03 \pm 0,13 \quad \mathbf{b} = - (0,0120 \pm 0,0008)$$

Таблица 13.
Концентрация ^{137}Cs в воде реки Течи в разные годы, Бк/ м³

Местоположение, расстояние от истока, км	Время отбора проб		
	1990	1992	
		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

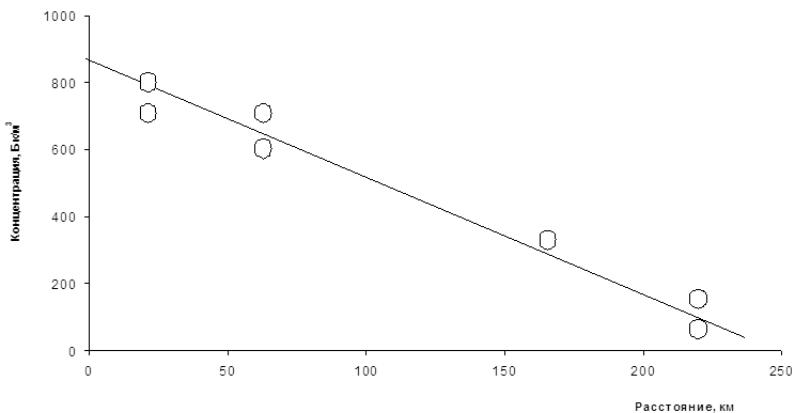


Рис. 3. Концентрация ^{137}Cs в воде реки Течи (июль 1990 г.)

В 1990 г. были оценены уровни содержания $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в воде, отобранной в разных точках реки Течи. Как видно из таблицы 14., концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ колебалась от 0,123 $\text{Бк}/\text{м}^3$ до 0,520 $\text{Бк}/\text{м}^3$, изменяясь в 4,2 раза; содержание ^{241}Am варьировало от 0,005 $\text{Бк}/\text{м}^3$ до 0,020 $\text{Бк}/\text{м}^3$, уменьшаясь вниз по течению реки в 4,0 раза.

Таблица 14.
Концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в воде реки Течи (1990 г.), $\text{Бк}/\text{м}^3$

Местоположение, расстояние от истока, км	$^{239,240}\text{Pu}$	^{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

Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в верховье реки равно 8,1, а в низовье оно увеличивается до 41,2, что свидетельствует о большей миграционной способности ^{90}Sr относительно ^{137}Cs .

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 $0,2\text{Бк}/\text{м}^3$ (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. 4 в 1990г. концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в воде уменьшалась с удалением от места сброса радионуклидов. Зависимость концентрации «**K**» от расстояния «**x**» наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$K = e^{(a + bx)}$$

где коэффициенты **a** и **b**, полученные эмпирическим путем, составляют:

$$a = -(0,38 \pm 0,11) \quad b = -(0,0074 \pm 0,0001)$$

Исходя из приведенных выше данных по годовому стоку воды в Тече рассчитано, что перенос $^{239,240}\text{Pu}$ 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.

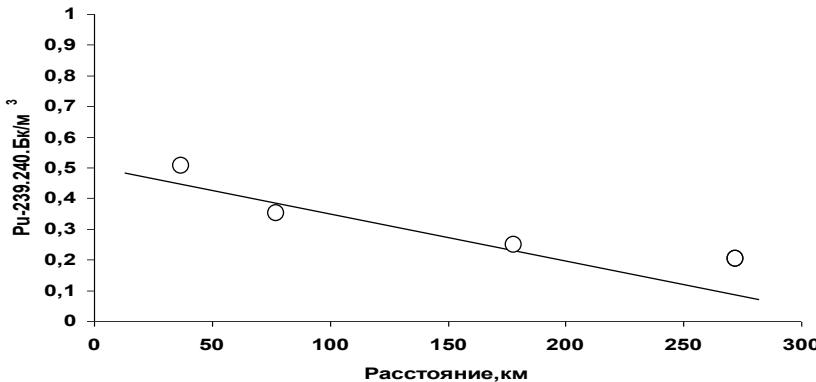


Рис. 4. Концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в воде р.Течи (июль 1990г.)

Как уже отмечалось выше, сток воды от 49 км от истока реки до ее устья возрастает почти в 10 раз, а концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$ 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. 15, отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 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 $^{90}\text{Sr}/^{239,240}\text{Pu}$ возрастает от 9615 в районе Нады-

рова моста до 23333 вблизи устья Течи, что также свидетельствует о большей миграционной подвижности ^{90}Sr по сравнению с $^{239,240}\text{Pu}$. Но если мы сравним отношение $^{137}\text{Cs}/^{239,240}\text{Pu}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$. Таким образом, по степени миграционной подвижности в воде Течи исследуемые радионуклиды могут быть выстроены в следующий ряд: $^{90}\text{Sr} > ^{239,240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$.

Таблица 15.
Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде реки Течи (1990г.)
и отношения концентраций этих радионуклидов

Место- положение расстояние от истока, км	^{90}Sr Бк/л	^{137}Cs Бк/л	$^{239,240}\text{Pu}$ в 10^{-3} Бк/л	$\frac{^{90}\text{Sr}}{^{137}\text{Cs}}$	$\frac{^{90}\text{Sr}}{^{239,240}\text{Pu}}$	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{239,240}\text{Pu}}$
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.Затеченско е, 237 км	2.8	0.07	0.12	40.0	23333	583

В заключение отметим, что для всех исследованных радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am) отмечается тенденция к снижению уровней их содержания в воде реки по мере удаления от истока.

2.2.2. 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 16. 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/м³ до 905 Бк/м³, 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/ м³, 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 стронцием-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/м³ до 1120 Бк/м³, 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/м³, 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/м³) со значением концентрации ^{90}Sr в Тоболе в районе г.Ялуторовска (41 Бк/ м³) 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

Таблица 16.

**Концентрация ^{90}Sr в воде рек Исеть, Миасс и Тобол
в разные годы, Бк/ м^3**

Местоположение, расстояние от истока р.Течи, 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.Течи в р.Исеть, 244 км)	905	1120 ± 195
р.Исеть. с.Соровское		1110 ± 18
р.Исеть. с.Кондинское (выше впа- дения р.Миасс в р.Исеть), 386 км	620	1040 ± 106
р.Исеть. с.Мехонское (ниже впа- дения 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

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.

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 17. 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/ m^3 до 14,8 Бк/ m^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/ m^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 13, содержание радионуклида в Тече варьировало от 12 Бк/ m^3 до 290 Бк/ m^3 , составляя в среднем 69,6 Бк/ m^3 . Как было отмечено выше, концентрация ^{137}Cs в Исети колебалась от 2,6 Бк/ m^3 до 14,8 Бк/ m^3 , составляя в среднем 8,7 Бк/ m^3 .

Таблица 17.

**Концентрация ^{137}Cs в воде рек Исеть, Миасс и Тобол
в разные годы, Бк/ м^3**

Местоположение, расстояние от истока р.Течи, 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.Течи в р.Исеть, 244 км)	13,3	$8,0 \pm 1,6$
р.Исеть. с.Соровское		$11,0 \pm 1,9$
р.Исеть. с.Кондинское (выше впа- дения р.Миасс в р.Исеть), 386 км	2,6	$6,0 \pm 1,2$
р.Исеть. с.Мехонское (ниже впа- дения 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)		$3,0 \pm 0,5$
р.Тобол. В районе г.Ялуторовска (выше впадения р.Исеть в р.Тобол)		$9,0 \pm 1,8$

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 $557,5 \text{ Бк}/\text{м}^3$, а $^{137}\text{Cs} - 8,7 \text{ Бк}/\text{м}^3$.

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 $5780 \text{ Бк}/\text{м}^3$, а $^{137}\text{Cs} - 69,6 \text{ Бк}/\text{м}^3$. Следовательно, содержание ^{137}Cs в воде Течи в 83 раза ниже, чем концентрация ^{90}Sr .

2.3. Накопление и распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях рек Теча, Исеть и в их пойме

2.3.1. Содержание и распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{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-санитметровый слой донных отложений. В таблице 18 приведены значения содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ 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-санитметровом слое от расстояния « x » в км от места сброса радиоактивных отходов: $K = e^a x^b$

Коэффициенты **a** и **b** для оценки распределения радионуклида в песчаных и илистых грунтах составляют:

для песка: $a = 23 \pm 2$ $b = -(3,7 \pm 0,5)$

для ила: $a = 12 \pm 3$ $b = -(1,2 \pm 0,6)$

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.

Таблица 18.
Содержание радионуклидов в грунтах реки Течи (1990г.)
Бк/кг сухой массы

Расстояние от источника загрязнения, км	Тип грунта	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$	^{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

Сравнение реальных данных с оценками, предсказанными с помощью модели показало, что отношение наблюдаемых и прогнозируемых величин было для ^{90}Sr в песчаных грунтах равно $2,3 \pm 1,4$, а в илистых – $0,8 \pm 0,5$. Таким образом, в большинстве случаев прогнозируемые моделью оценки совпадают с измеренными величинами (доверительная вероятность составляет 95%) (Trapeznikov et al., 1993в). Рассмотрим содержание ^{90}Sr в донных отложениях

Течи, отобранных из разных точек по ширине реки в 1992 г. Как видно из таблицы 19, 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.

Таблица 19.
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
		15-30 см	700	670
	Правый берег	15-30 см	1000	785
		30-40 см	750	570
		0-15 см	300	285
	Левый берег	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

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 5, в распределении радионуклида по глубине профиля в образцах, отобранных на урезе воды, не просматривается какой-либо закономерности. Видимо, это связано с постоянным смыслом 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 20, максимальные значения содержания радионуклида в исследуемых точках убывают от 530 Бк/кг (Лобаново) до 141 Бк/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 18. даны значения содержания ^{137}Cs в верхнем 10-сантиметровом слое донных отложений Течи, отобранных на разных расстояниях от источника радиоактивного загрязнения.

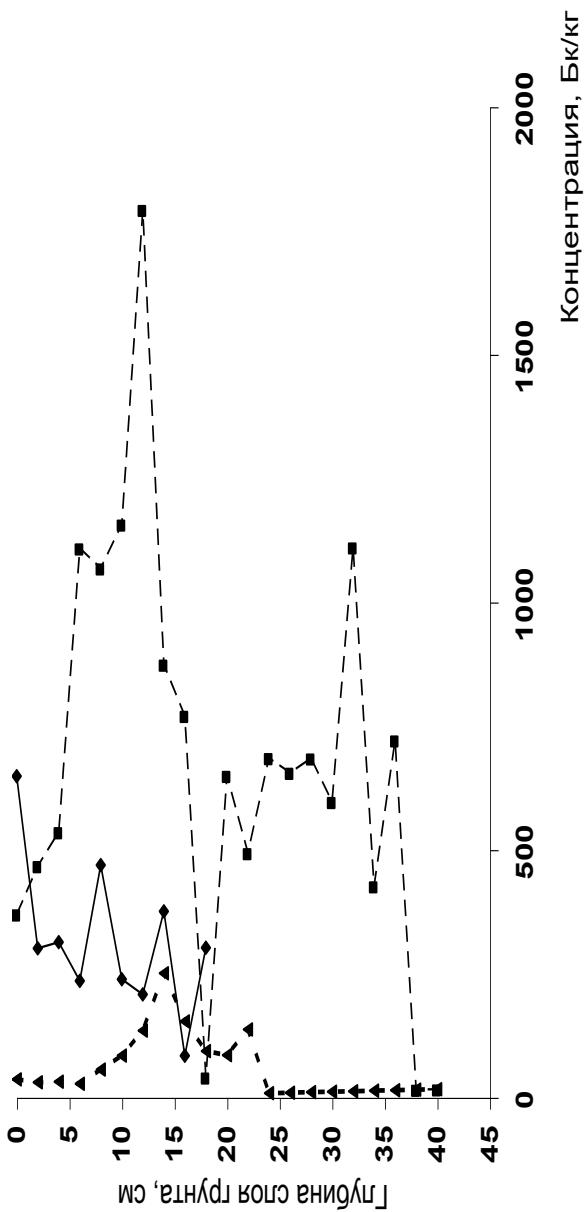


Рис. 5. Вертикальное распределение ^{90}Sr в пойменных грунтах р. Течи, отобранных на разном расстоянии от берега реки (Заточенское, август, 1992г), $\text{Бк}/\text{кг}$

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:

$$K = e^a x^b$$

Коэффициенты a и b для оценки распределения радионуклида в песчаных и илистых грунтах составляют:

для песка: $a = 28 \pm 2$ $b = -(4,5 \pm 0,4)$

для ила: $a = 33 \pm 1$ $b = -(5,1 \pm 0,2)$

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 $2,0 \pm 1,8$, а в илистых – $1,1 \pm 0,7$.

Таблица 20.

**Вертикальное распределение ^{90}Sr в илестом грунте,
отобранным 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			

Таким образом, в большинстве случаев прогнозируемые моделью оценки совпадают с измеренными величинами (доверительная вероятность составляет 95%) (Trapeznikov et al., 1993в).

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 6, 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 расстоянии от берега реки в районе с. Затеченского. Как видно из рис. 7, 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 смытом 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 21, 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).

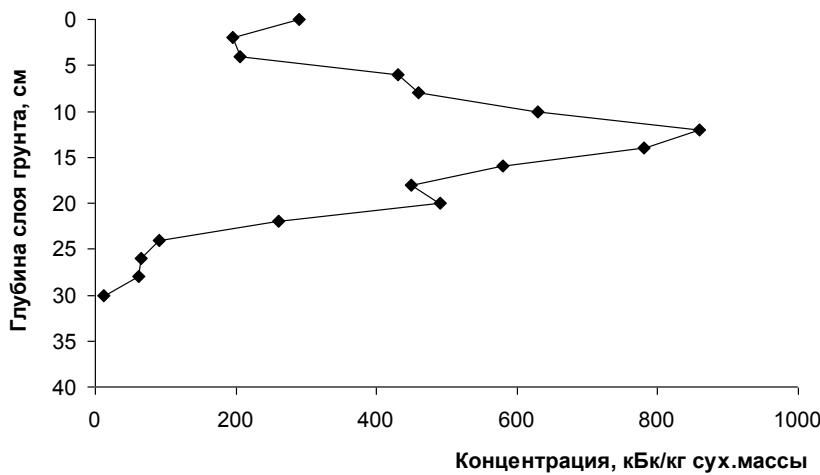


Рис. 6. Вертикальное распределение ^{137}Cs в илистом грунте реки Течи (Надыров мост, 49 км; 1992г.)

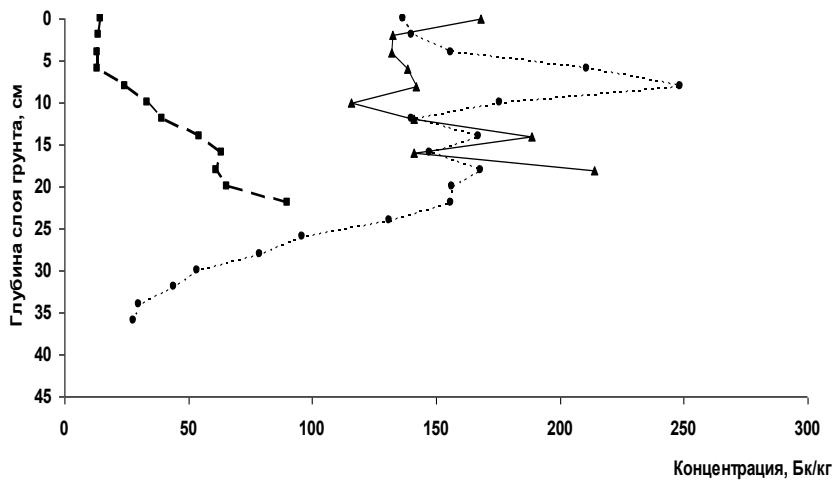


Рис. 7. Вертикальное распределение ^{137}Cs в пойменных грунтах р. Течи, отобранных на разном расстоянии от берега реки (Затеченское, август 1992г), Бк/кг сухой массы

Таблица 21.

**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 18 даны значения содержания $^{239,240}\text{Ru}$ 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 $^{239,240}\text{Ru}$ в верхнем 10-сантиметровом слое от расстояния « x » в км от места сброса радиоактивных отходов:

$$K = e^a x^b$$

Коэффициенты **a** и **b** для оценки распределения радионуклида в песчаных и илистых грунтах составляют:

для песка: **a** = $14,4 \pm 0,3$ **b** = - ($3,0 \pm 0,1$)

для ила: **a** = 22 ± 2 **b** = - ($4,2 \pm 0,3$)

Подчеркнем, что приведенные уравнения действительны только на участке реки в пределах 49 – 237 км.

Следует отметить, что концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$ в илистом грунте, отобранном в Тече в районе Надырова моста (49 км от истока реки). Как видно из рис.8, распределение плутония соответствует распределению ^{137}Cs . Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ 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.

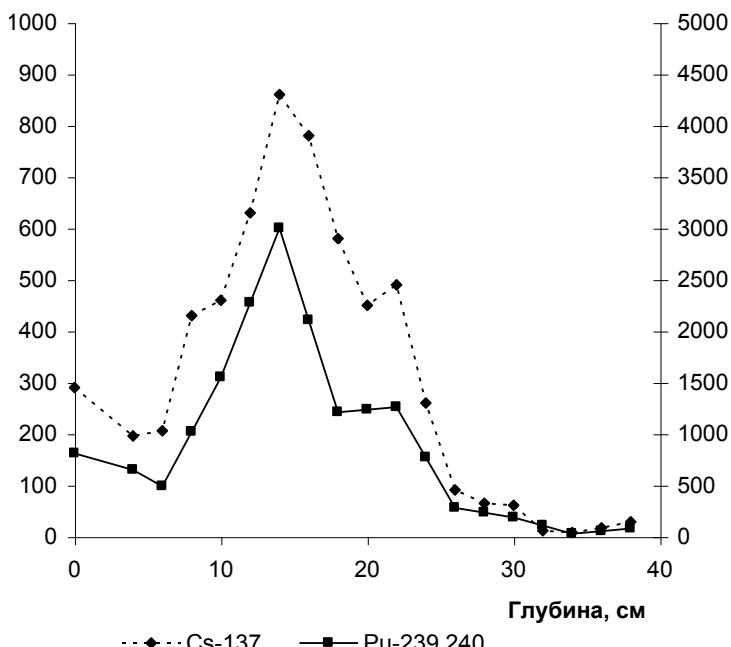


Рис. 8. Вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях (Надыров мост)

В 1996г. было детально исследовано вертикальное распределение $^{239,240}\text{Pu}$ в илистых донных отложениях из затопленных пойменных участков Течи в 5 точках (Лобаново, Анчугово, Бугаево, Ключевское и Затеченское). Как видно из таблицы 22 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 $^{239,240}\text{Pu}$ (от 5-10 см в районе Анчугово до 20-25 см в районе Бугаево).

К сожалению, информация о содержании ^{241}Am в донных отложениях Течи и в грунтах ее затопленной поймы невелика. Как видно из таблицы 23 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 23 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 сбросаadioактивных 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., 1997в).

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).

Таблица 22.

**Вертикальное распределение $^{239,240}\text{Pu}$ 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.Ключевс- кое, 219 км	с.Затеченс- кое, 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 23.

**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				

^{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 $\text{pH}=7$). Никакой адсорбции в грунте за 60 часов не произошло. В окисленной форме радионуклид не сорбировался ни в кислой ($\text{pH} \leq 6$), ни в щелочной среде ($\text{pH} \geq 8$).

Во втором варианте ^{99}Tc и 1г FeS добавляли к такому же количеству воды ($\text{pH} = 7$) и грунта. За 30 минут весь нуклид былдержан грунтом.

В третьем эксперименте вместо FeS использовали $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}_2$. 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 ($\text{pH} \geq 8$) 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 рН 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, отобранном в Тече в районе Надырова моста (49 км от истока реки). Как видно из табл. 24, 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.

На рис. 9 показано, что распределение ^{99}Tc в грунте соответствует распределению ^{137}Cs . Среднее отношение $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ 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).

Таблица 24.

Вертикальное распределение ^{99}Tc (Бк/кг сухой массы) и ^{137}Cs (кБк/кг сухой массы) в илистом грунте

реки Течи (1992 г.).

**Отношение $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$ в илистом грунте р. Течи
(р-н Надырова моста, 1992 г.)**

Слой грунта, см	^{99}Tc Бк/кг	^{137}Cs кБк/кг	$^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$
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	$15 \pm 0,1$	$12 \pm 0,1$	1,25
34-36		8	$1,09 \pm 0,28$
36-38		17	
38-40		29	

Известно, что в жидкых 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.

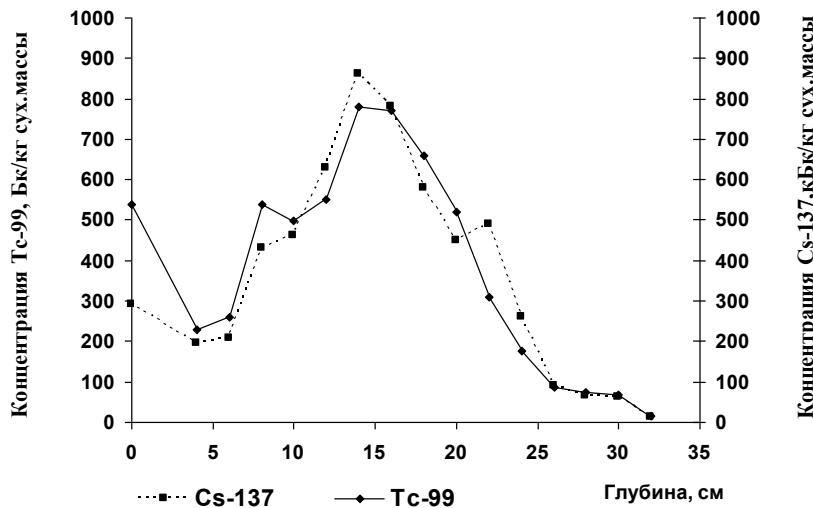


Рис. 9. Вертикальное распределение Tc-99 и Cs-137 в донных отложениях (Надыров Мост)

2.3.2. Содержание и распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ 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 25, 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 26 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 25.

**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-санитметровом 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 себе ^{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 10 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 11 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 26.

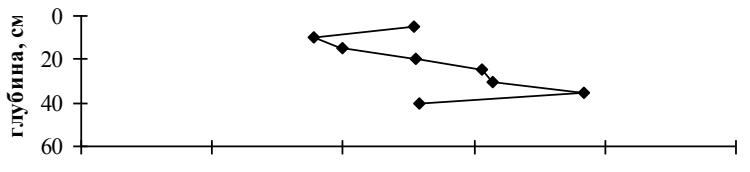
Вертикальное распределение ^{90}Sr в иллистом грунте рек Исети, Миасса и Тобола (1995г.), $\text{Бк}/\text{кг сухой массы}$

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, 244 км	р.Исеть, с.Кондинское, 386 км	р.Миасс, с.Усть-Мехонское, 417 км	р.Исеть, г.Ялуторовск	р. Тобол, г.Ялуторовск (до слияния с р.Исетью) 596 км
1	2	3	4	5	6	7	8
0-2	14,3	93,7	164,6	117,0	76,6	12,2	50,2
2-4	6,7	129,7	100,8	67,0	27,7	15,5	40,9
4-6	1,1	113,2	129,1	75,0	33,0	11,1	34,4
6-8	7,4	100,2	132,2	113,0	26,9	11,1	34,4
8-10	22,6	195,2	114,2	129,0	43,6	10,3	55,0
10-12	3,6	106,0	139,9	122,0	32,3	15,5	35,6
12-14	2,3	133,0	55,5	87,0	36,3	10,1	37,4
14-16	27,4	114,0	81,4	92,0	27,2	11,1	52,0
16-18	32,1	122,0	77,7	99,0	22,4	43,0	34,7
18-20	8,8	30,0	59,6	103,0	19,0	29,8	32,9

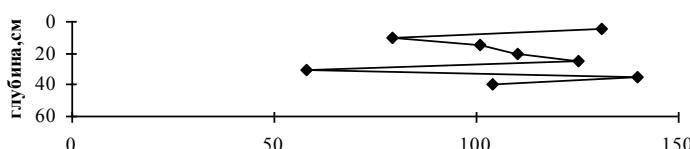
Таблица 26 (Окончание)

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

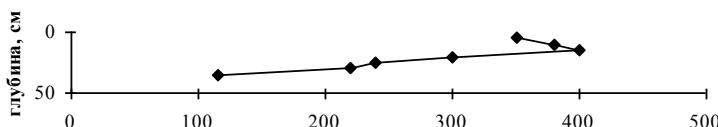
Нижний Яр (250 км от истока р. Течи)



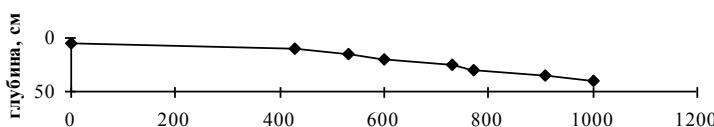
Крутых (257 км от истока р. Течи)



Мыльниково (290 км от истока р. Течи)



Верхнеполевая (297 км от истока р. Течи)



Большие Погорелки (310 км от истока р. Течи)

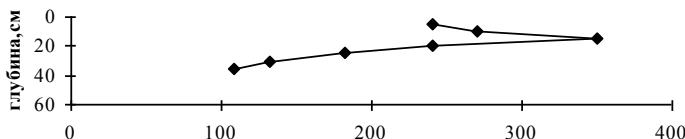


Рис. 10. Вертикальное распределение ^{90}Sr в илстом грунте, отобранном в затопленной пойме р.Исети (1996г.)
Бк/кг сух. массы

Степенная функция хорошо описывает это снижение:

$$y = e^a \cdot x^b,$$

где y – плотность загрязнения в кБк/м², а x – расстояние от места сброса радионуклидов. Коэффициенты «**a**» и «**b**» для ⁹⁰Sr, 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 ⁹⁰Sr выражена слабо, (рис. 11). 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 ⁹⁰Sr выражена настолько слабо, что в расчетах для данного отрезка миграционного пути можно допустить плотность загрязнения, равную средней геометрической содержания ⁹⁰Sr в 100-сантиметровом слое субстрата, то есть 179 кБк.

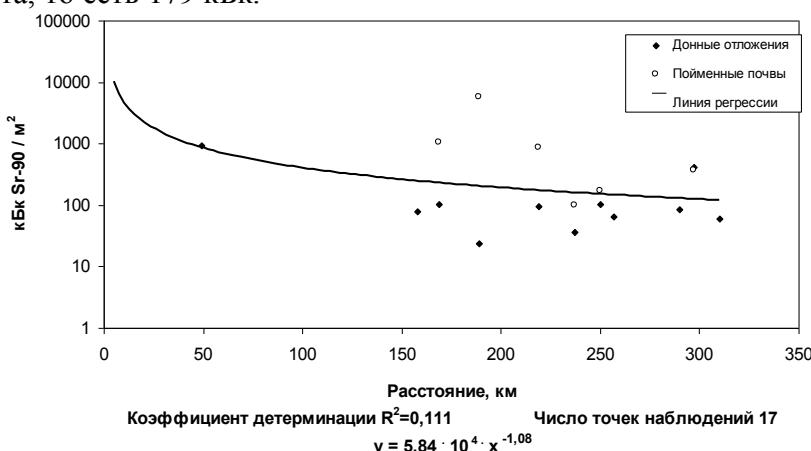


Рис. 11. Интегральное содержание ⁹⁰Sr в слое 0-100 см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.

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 $55 \text{ m} \pm 10 \text{ m}$ (расчет проведен на основании анализа данных по пяти трансектам, заложенным в пойме). Кроме того экспертной группой установлено, что отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ изменяется с увеличением расстояния от русла реки согласно степенной функции:

$$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} = 660,7 R^{-1,18},$$

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:

$$\text{для } ^{137}\text{Cs} (\text{в Бк/м}^2): A = K_1 e^{-0,0125 R}$$

$$\text{для } ^{239,240}\text{Pu} (\text{в Бк/м}^2): A = K_2 e^{-0,0125 R}$$

$$\text{для } ^{90}\text{Sr} (\text{в Бк/м}^2): A = K_3 \cdot K_1 e^{-0,0125 R} / 660,7 R^{-1,18}$$

Коэффициенты K_1 , K_2 и K_3 варьируют с расстоянием вдоль рек. Можно принять для ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$, 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 $^{239,240}\text{Pu}$, однако, ошибка в оценке суммарного содержания ^{90}Sr может быть большей.

В 1992 г. было исследовано содержание ^{137}Cs в донных отложениях Исети, отобранных из разных точек по ширине реки. Как видно из ранее приведенной таблицы 25, 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 1995 г. 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 27 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, депонированными в реке выше ее слияния с Течей. Сравнение усредненных величин содержания ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое водных грунтов показывает, что кон-

центрация 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 12 показано вертикальное (вглубь профилей) 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 13 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 $\text{kБк}/\text{м}^2$, а x – расстояние от места сброса радионуклидов

Коэффициенты « a » и « b » для ^{137}Cs , полученные эмпирическим путем, приведены ниже:

$$a = 30,0 \pm 3,9 \quad b = -(4,9 \pm 0,72)$$

На рисунке 14 показано вертикальное (вглубь профилей) и пространственное (вдоль реки Исети) распределение $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях пойменных водоемов.

Таблица 27.

Вертикальное распределение ^{137}Cs в иллюстом грунте рек Исеть, Миасс и Тобол (1995г.), $\text{Бк}/\text{кг сухой массы}$

		Местоположение, расстояние от истока р. Течи, км										
		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 27. (Окончание)

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	

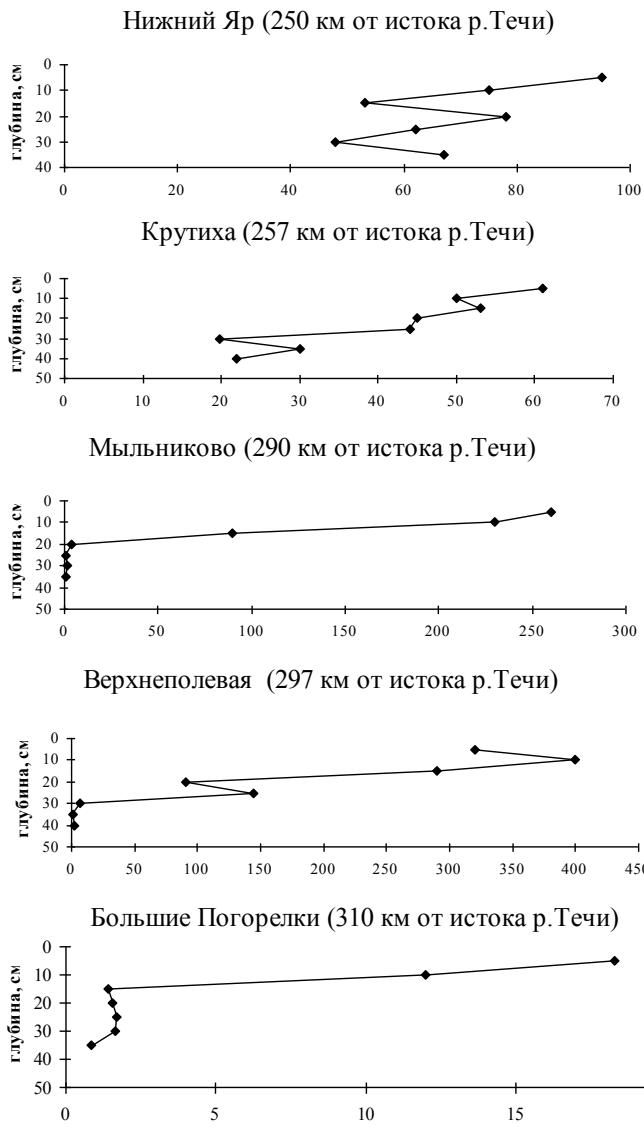


Рис. 12. Вертикальное распределение ^{137}Cs в иллюстрированном грунте, отобранным в затопленной пойме р.Исети (1996г.) (Бк/кг сух.массы)

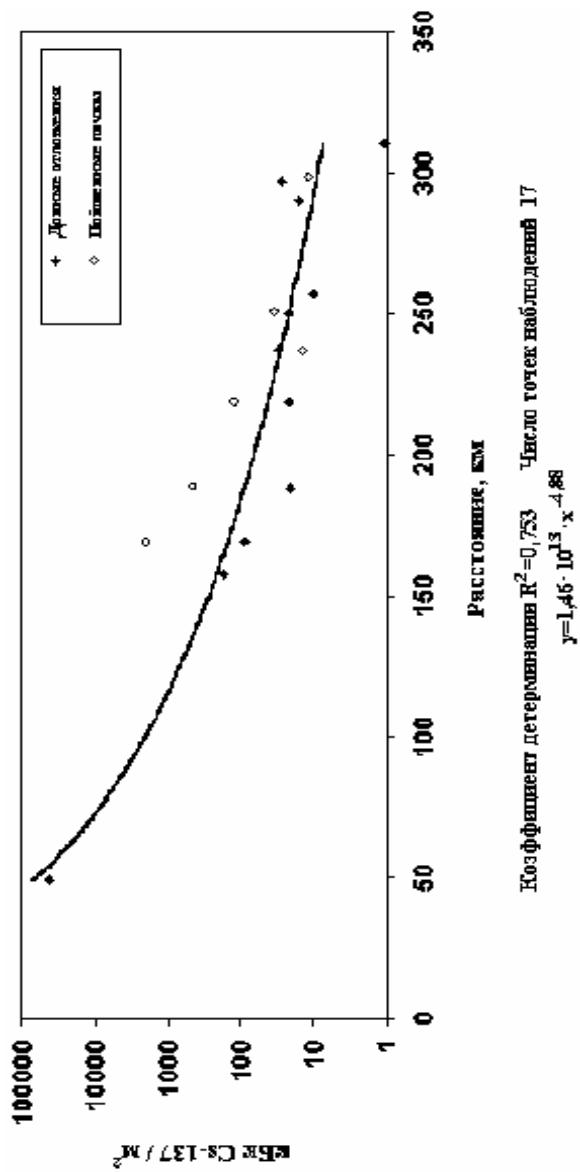


Рис. 13. Интегральное содержание ^{137}Cs в слое 0-100 см в данных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Истеми

Как и для ^{90}Sr и ^{137}Cs , можно отметить, что в большинстве случаев содержание $^{239,240}\text{Pu}$ 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.

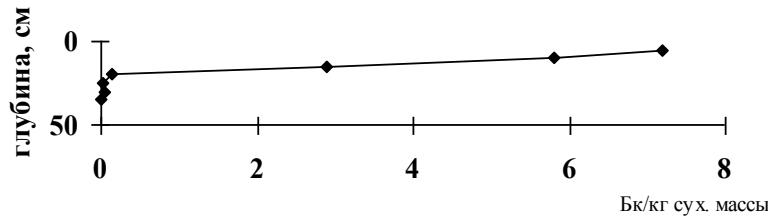
На рисунке 15 показано пространственное распределение интегрального содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в 100-сантиметровом слое донных отложений пойменных водоемов и пойменных почв, которое снижается с увеличением расстояния от источника сбросов. Степенная функция хорошо описывает это снижение:

$$y = e^{a \cdot x^b},$$

где y – плотность загрязнения в $\text{kБк}/\text{м}^2$, а x – расстояние от места сброса радионуклидов. Коэффициенты « a » и « b » для $^{239,240}\text{Pu}$, полученные эмпирическим путем, приведены ниже:

$$a = 18,9 \pm 3,7 \quad b = -(3,60 \pm 0,70)$$

Мыльниково (290 км от истока)



Верхнеполевая (297 км от истока р.Течи)

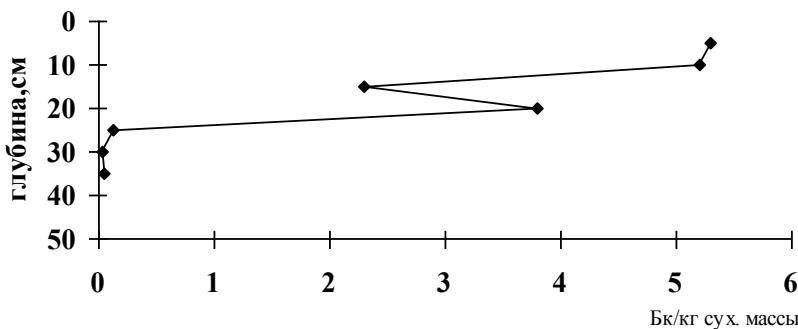


Рис. 14. Вертикальное распределение Ru-239,240 в ил-стом грунте, отобранном в затопленной пойме р. Исеть (1996г.) Бк/кг сух.массы

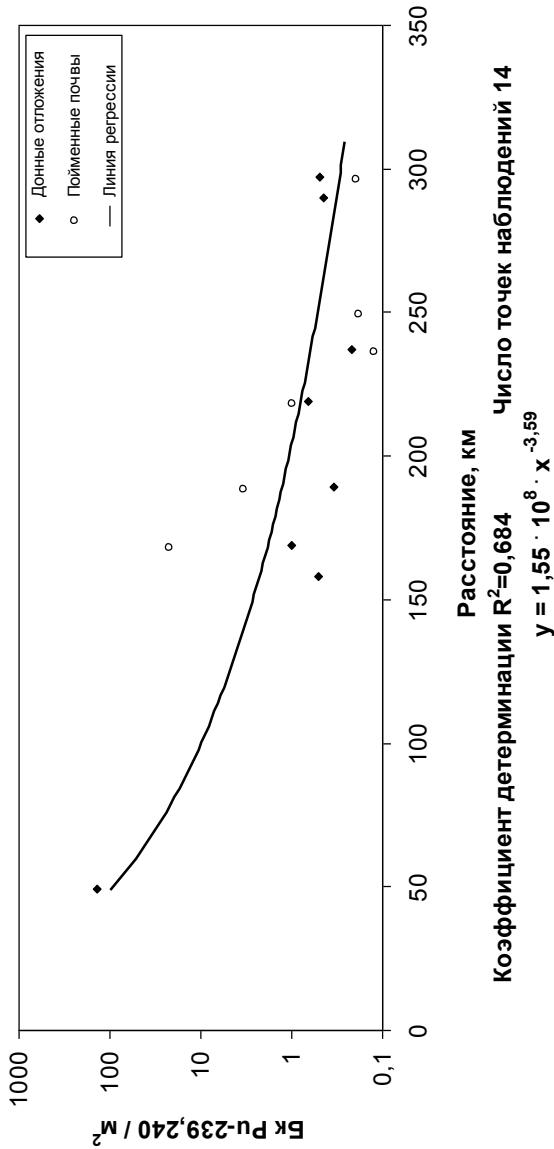


Рис. 15. Интегральное содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в слое 0-100 см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети

2.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в гидробионтах рек Течи и Исети

2.4.1.Уровни содержания и накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в гидробионтах реки Течи

В работах (Трапезников и др., 1993б; Trapeznikov et al., 1993в) приведены данные об уровнях содержания и накопления ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в высших водных растениях (роголистник темнозеленый и элодея) и рыбе (карась золотистый). Как видно из таблицы 28, 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. 16), которая может быть выражена уравнением:

$$K = e^{(a + bx)}$$

где K – концентрация ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом, $\text{Бк}/\text{кг}$ 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.

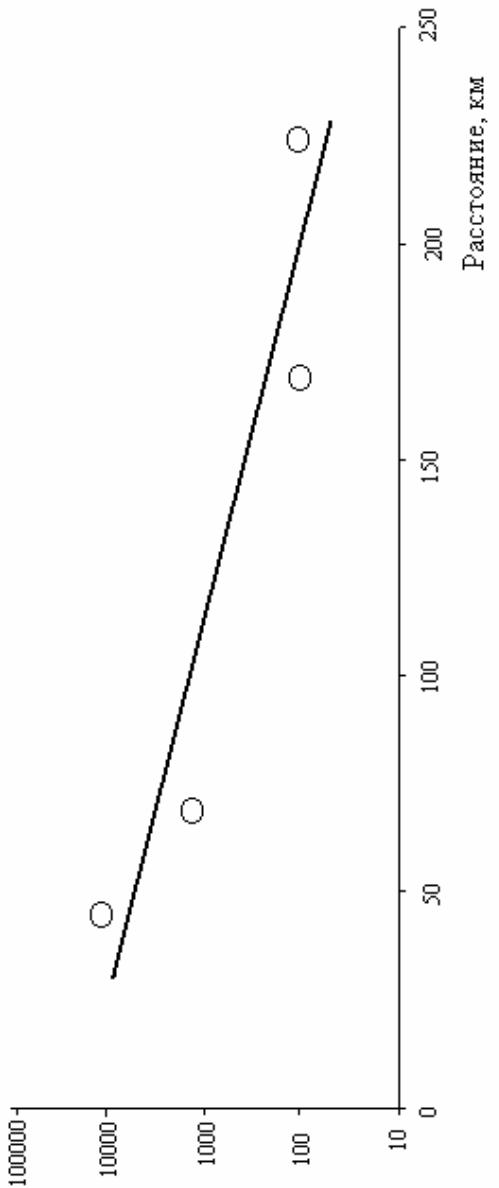
На основании приведенных выше данных о концентрации радионуклидов в гидробионтах реки Течи (табл. 28) и воде (табл. 11, 12 и 13) рассчитаны средние значения коэффициентов накопления (КН).

Таблица 28.

Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,249}\text{Pu}$ в гидробионтах, отобранных в р.Тече,
Бк/кг сухой массы растений, Бк/кг сырой массы рыбы

Местоположение, расстояние от истока р.Течи, км	Биологический вид	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,249}\text{Pu}$
Надыров мост, 49км	Роголистник темнозеленый	1200 ± 1100	9200 ± 2500	14,6 (9)*
с.Мюсломово, 78км	Роголистник темнозеленый Элодия	420 ± 20 9100 ± 3900	1640 ± 330 3500 ± 40	3,8 (6) не опр.
с.Бродоколмак, 110км	Карась золотистый	340 ± 50	576 ± 12	0,026 (12)
с.Верхняя Теча, 177км	Роголистник темнозеленый Элодия Осока Сусак	2900 ± 420 1840 ± 190 1022 ± 196 1819 ± 154	200 ± 15 190 ± 10 194 ± 5 350 ± 11	0,34 (9) не опр. не опр. не опр.
Затеченское, 237км	Роголистник темнозеленый	1650 ± 630	62 ± 38	0,36 (11)

* - в скобках указана относительная ошибка измерения



Коэффициент детерминации $R^2=0,962$
 $K=1,93 \cdot 10^4 e^{-0,025x}$

Рис. 16. Концентрация ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом (река Течь, июль 1990 г.)

Таблица 29.

Накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,249}\text{Pu}$ в гидробионтах, отобранных в р.Тече

Местоположение, Рас- стояние от истока р.Течи,км	Биологический вид	Коэффициент накопления		
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,249}\text{Pu}$
Надыров мост, 49км с.Мюслюмово, 78км	Роголистник темнозеленый	240 ± 220	14838±4032	28077
	Элодея	100 ± 5	2981 ± 600	10857
с.Бродоколмак, 110км с.Верхняя Теча, 177км	Карась золотистый	2167± 929	5645± 65	не опр.
	Роголистник темнозеленый	68± 12	600± 19	50
Затеченское, 237км	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.
	Роголистник темнозеленый	589 ± 225	912 ± 559	2927

Как видно из таблицы 29, 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 $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$ – 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 $^{239,240}\text{Pu}$ – 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. 28) в карасе золотистом, отловленном в р.Тече, следует отме-

тить, 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.

2.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях рек Исети, Миасса и Тобола

В работах (Трапезников и др., 1997а, 1999б) приведены данные об уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях (кладофора и роголистник темнозеленый). Как видно из таблицы 30, 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 растениях 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, расположенному 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. 30) и воде (табл. 16, 17) рассчитаны средние значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 31, коэффициенты накопления ^{90}Sr для рого-

листника 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 30.
**Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях, отобранных в реках Исеги, 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
район г.Ялуторовска (р.Исеть), 596 км	Кладофора	15,0 ± 5,2	7,1 ± 0,2
район г.Ялуторовска (р.Тобол выше впадения в нее р.Исети)	Кладофора	372,2 ± 82,3	0,4 ± 0,1
район г.Ялуторовска (р.Тобол ниже впадения в нее р.Исети)	Кладофора	12,0 ± 3,8	4,0 ± 1,1
		243,4 ± 24,9	2,3 ± 0,9

Таблица 31.

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

2.5. Расчет запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в реках Тече и Исети и их пойме

2.5.1. Расчет запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в реке Тече и ее пойме

В работе (Трапезников и др., 1993б) приведены расчеты запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде р.Течи. Используя установленные ранее зависимости концентрации радионуклидов от расстояния, а также данные о содержании нуклидов в воде (табл. 11, 12, 13) и основные гидрологические характеристики Течи (табл. 8), можно рассчитать общий запас радионуклидов «М» в воде реки как функцию расстояния «Х» в метрах от места сброса:

$$\text{для } ^{90}\text{Sr}: M = \int_{49000}^{237000} 5 \cdot 10^{10} x^{-1,1} dx = 2 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{137}\text{Cs}: M = \int_{49000}^{237000} 4 \cdot 10^{14} x^{-2,1} dx = 1 \cdot 10^9 \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{239,240}\text{Pu}: M = \int_{49000}^{237000} 2 \cdot 10^9 x^{-1,7} dx = 1 \cdot 10^6 \text{ Бк}$$

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 $^{239,240}\text{Pu}$.

На основании данных таблиц 15 и 16 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/м².

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 ${}^{90}\text{Sr}$, $6 \cdot 10^{12}$ Бк ${}^{137}\text{Cs}$ и $8 \cdot 10^9$ Бк ${}^{239,240}\text{Pu}$.

Согласно официальным данным, суммарное количество ${}^{90}\text{Sr}$ и ${}^{137}\text{Cs}$, сброшенное в 50-е годы в открытую речную экосистему, в настоящее время с учетом радиоактивного распада составляет $8,9 \cdot 10^{15}$ Бк. Большая часть радио-

нуклидов 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.

2.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ 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 32). 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:

$$(245-237) \cdot 10^3 \text{ м} \cdot [(0,14 + 0,11) : 2 \cdot 10^6 \text{ Бк/м}] = 1 \cdot 10^9 \text{ Бк} = 1 \text{ ГБк}$$

Интерполяционная оценка показывает, что общий запас ^{90}Sr в воде р.Исети равен $69 \cdot 10^9$ Бк, а $^{137}\text{Cs} - 0,35 \cdot 10^9$ Бк, то есть в воде Исети содержится ^{90}Sr в 3,5 раза больше, чем в воде Течи, а $^{137}\text{Cs} -$ 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. 33). 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 $^{137}\text{Cs} -$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$.

Таблица 32.

Оценка интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р.Исеги

Расстояние от истока р.Гечи, 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:				69×10^9 Бк	Итого: $0,35 \times 10^9$ Бк		

Таблица 33.

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: $0,6 \times 10^{12}$ Бк				Итого: $0,12 \times 10^{12}$ Бк			

Эти данные хорошо совпадают с нашими результатами для 49 км, соответственно: 920 кБк/м² ⁹⁰Sr, 43000 кБк/м² ¹³⁷Cs и 137 кБк/м² ^{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 34 приведены результаты расчета интегрального количества ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu, поступившего от ПО «Маяк» в пойменные ландшафты речной системы Теча-Исеть (ширина поймы принимается равной 50 м).

Таблица 34.

**Запасы ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 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 ⁹⁰Sr):

$$(920 + 1200) : 2 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2 \cdot 18 \cdot 10^3 \text{ м} \cdot 50 \text{ м} \cdot 32 = 31 \cdot 10^{12}$$

$$\text{Бк} = 31 \text{ ТБк},$$

где $18 \cdot 10^3 \text{ м} = 18 \text{ км}$ - расстояние от дамбы до Надырова моста;
 50 м - ширина поймы;

32 - величина коэффициента K_3 для ⁹⁰Sr (см. выше раздел «Содержание и распределение ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 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 :

$$179 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2 \cdot (310-49) \cdot 10^3 \text{ м} \cdot 50 \text{ м} \cdot 32 = 75 \cdot 10^{12} \text{ Бк} = 75 \text{ ТБк},$$

где $179 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2 = 179 \text{ кБк/м}^2$ - постоянная плотность загрязнения на участке от 49 км до 310 км, равная средней геометрической содержания ^{90}Sr в 100-см слое субстрата; $(310-49) \cdot 10^3 \text{ м} = 261 \text{ км}$ - 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):

310

$$\left(\int_{49}^{310} 1,46 \cdot 10^{13} x^{-4,88} dx \right) \cdot 50 \cdot 3,8 \cdot 10^{-6} = 198 \text{ ТБк},$$

49

где $50 = 50 \text{ м}$ - ширина поймы

49 и $310 = 49 \text{ км}$ и $310 \text{ км} - \text{расстояние от истока р.Течи до Надырова моста и села Большие Погорелки, соответственно}$
 $3,8 - \text{величина эмпирического коэффициента } K_1 \text{ для } ^{137}\text{Cs}$
 $(\text{см. выше раздел «Содержание и распределение } ^{90}\text{Sr}, ^{137}\text{Cs}$
 $\text{и } ^{239,240}\text{Pu в донных отложениях реки Исети и в ее затопленной пойме»}).$

Запасы радионуклидов для участка «дамба-село Муслюмово» (31 км-78 км) по оценке Совместной норвежско-российской экспертной группы составляют, соответственно, 36-44 ТБк для ^{90}Sr и 190-230 ТБк для ^{137}Cs . Наши результаты сопоставимы 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 Красноиссетское (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. 35). 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 $^{239,240}\text{Ru}$, поскольку его распределение близко к таковому для ^{137}Cs .

Таблица 35

**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

2.6. 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 8 показано вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ 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.1997a). Для того, чтобы датировать слои донных отложений в этом профиле, в них был измерен ^{210}Po (табл. 36), 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 $\text{кг}/\text{м}^2$,

« a » и « b » – эмпирически установленные коэффициенты:

$$a = 4,3 \pm 0,14; b = 0,0254 \pm 0,0067.$$

Таблица 36.

**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 \pm 11	52 \pm 8	106 \pm 9
4-6	108 \pm 16	52 \pm 8	56 \pm 13
6-8	80 \pm 11	52 \pm 8	28 \pm 10
8-10	79 \pm 1	52 \pm 8	27 \pm 6
10-12	84 \pm 1	52 \pm 8	32 \pm 6
12-14	66 \pm 8	52 \pm 8	14 \pm 8
14-16	78 \pm 6	52 \pm 8	26 \pm 7
16-18	76 \pm 3	52 \pm 8	24 \pm 6
18-20	65 \pm 1	52 \pm 8	13 \pm 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:

$$\ln^2/0,0254 \times 22,3 = 1,22 \text{ кг}/\text{м}^2 \text{ в год}$$

(амплитуда изменчивости равна } 0,97 - 1,66)

Умножив среднюю годовую скорость седиментации на прошедшие с момента сбросов годы, получим величину 51,2 $\text{кг}/\text{м}^2$, которая соответствует массе осадка, образовавшегося 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 $^{239, 240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ в грунте Течи в районе Надырова моста равно:

$$(4,1 \pm 1,0) \cdot 10^{-3}, ^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu} = (6,3 \pm 3,8) \cdot 10^{-3} \text{ и}$$
$$^{241}\text{Am} / ^{239, 240}\text{Pu} = (2,9 \pm 0,4) \cdot 10^{-2}$$

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/м², что составляет 2,5 % от запаса ^{137}Cs .

2.7. 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 $^{239,240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$, $^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$, $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ можно идентифицировать основные источники радиоактивного загрязнения Течи и Исети.

Как было показано выше, скорость седиментации грунта составляет $1,22 \text{ кг}/\text{м}^2$ в год или $0,33 \text{ см}$ 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 17. 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 $0,3 \text{ см}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs приурочены именно к этому слою. Анализ изотопных отношений $^{239,240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$ (0,0103) и $^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$ (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 $^{239,240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$, 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 $^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$ в исследуемых грунтах (0,038) гораздо ближе к величине аналогичного отношения, име-

ющего 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 plutonия друг к другу. Ранее было показано, что в донных отложениях Течи на 49 км от ее истока изотопное отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ равно $0,0168 \pm 0,0005$, 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, 5-10 см и 10-15 см изотопные отношения $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ равны 0,02 – это означает, что наличие 98-99% plutonия в верхнем слое грунта обусловлено сбросами ПО «Маяк». В слое 15-20 см отношение $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu} = 0,03$, отсюда следует, что 90-92% plutonия 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 $^{239,240}\text{Pu}$ 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.

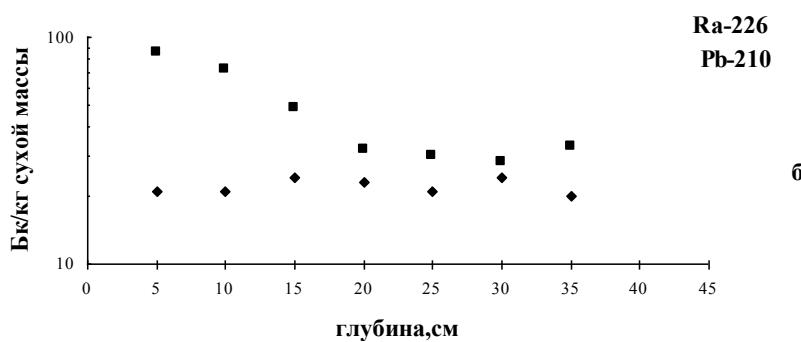
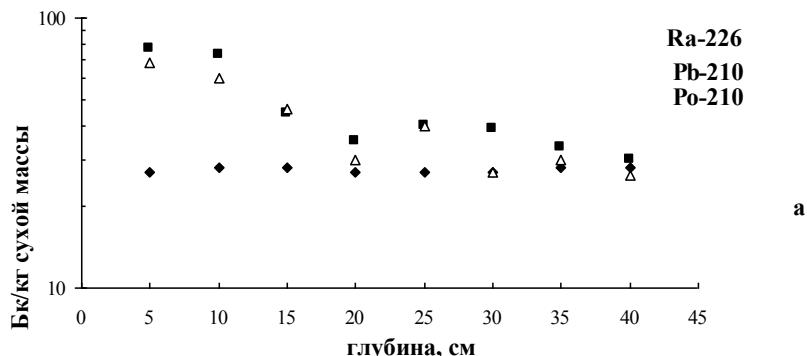


Рис. 17. Концентрация ^{226}Ra , ^{210}Pb и ^{210}Po в донных отложениях пойменных водоемов (1996г.):
а) Анчугово, р.Теча б) Мыльниково, р.Исеть

Фактически же пик концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ 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 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ равно 0,025, что близко к таковому в глобальных выпадениях, однако, отношение $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ равно 0,108, то есть в 3 раза ниже, чем в последних.

Учитывая, что общее содержание $^{239,240}\text{Pu}$ 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 18 показаны величины изотопных отношений $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 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 49 км 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 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 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».

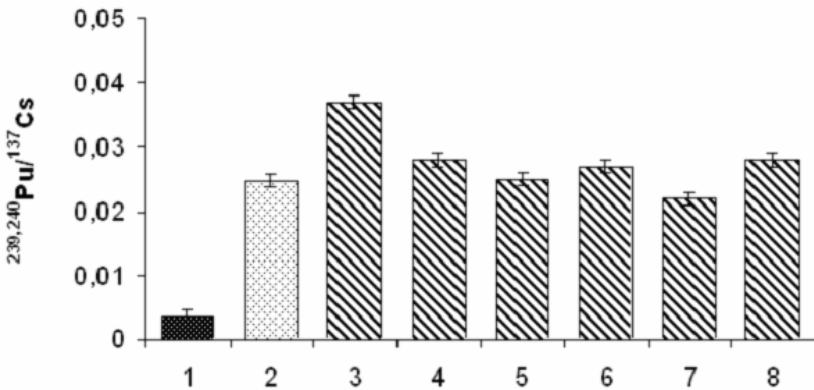


Рис. 18. Значения $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ в донных отложениях реки Течи (наши данные), реки Оби (Panteleyev, 1995) и глобальных выпадениях 1960-х годов

- 1- р.Теча
- 2- Глобальные выпадения 1960-х гг.
- 3-8 – р. Обь в районе Салехарда

2.8. 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 Горнохимического 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. 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. 19 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 ($^{239,240}\text{Pu}$ – 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. 18) были приведены некоторые данные по концентрации радионуклидов в донных отложениях реки Теча. Отсюда следует, что содержание ^{137}Cs в донных грунтах достигает 141000 Бк/кг (Trapeznikov e.a., 1993в; Aarkrog, Trapeznikov e.a., 2000; Трапезников и др., 2007в).

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 .

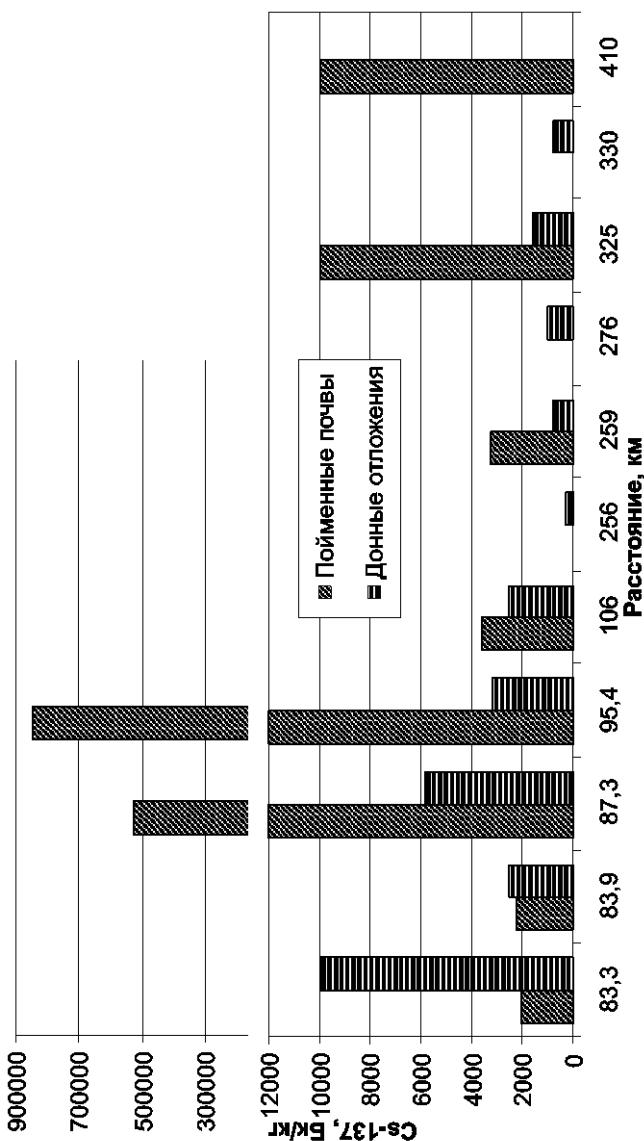


Рис. 19.. Распределение максимального удельного содержания ^{137}Cs в донных отложений и пойменных почвах по течению реки Енисей.

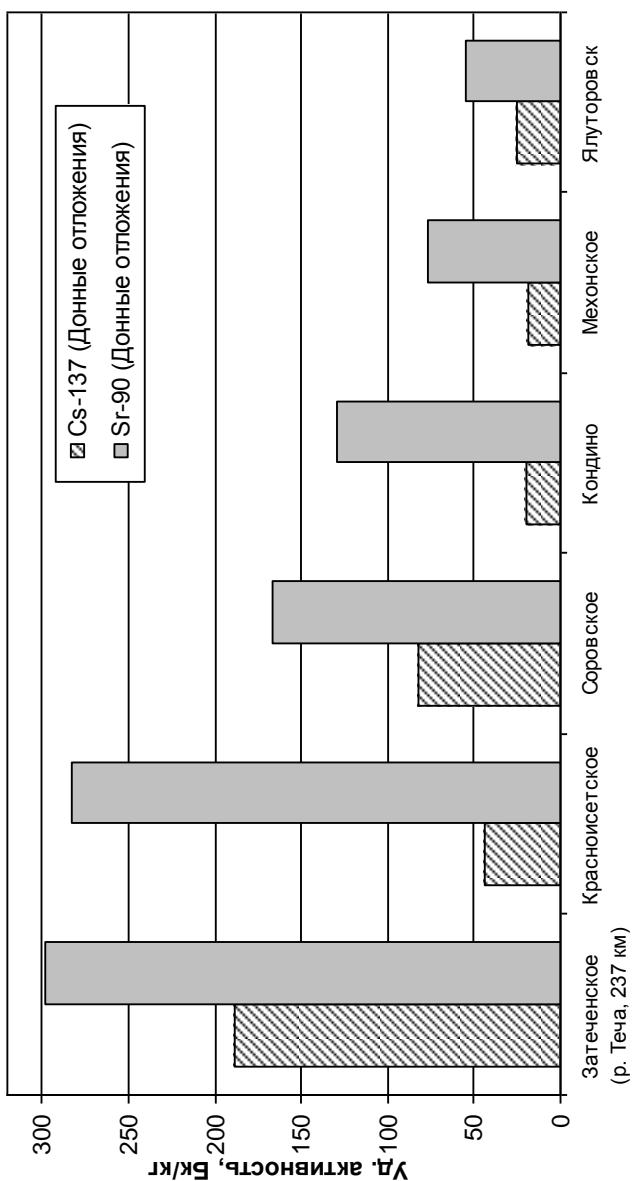


Рис. 20. Распределение максимального удельного содержания техногенных радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в донных отложениях по течению реки Исеть.

Для реки Исеть максимальное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях составляет порядка 280 и 80 Бк/кг, соответственно (рис. 20).

Из данных, приведенных на рис. 19, 20 и в таблице 18 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. 18) 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; Bolsunovsky и др., 2000, 2006; Bolsunovsky A., Bondareva, 2007; Bolsunovsky e.a., 2007; Трапезников и др., 2007в). Это свидетельствует о схожем характере загрязнения близких 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.

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 37, 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. 37). 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. 38), 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) трансуранных 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. 38).

Таблица 37.

**Запасы техногенных радионуклидов
на пойменных участках рек Енисей и Теча**

Река (участок, км)	Запасы, Ки					
	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 38.

Запасы техногенных радионуклидов в донных отложениях р.Енисей, рек Теча и Исеть

Река (участок, км)	Запасы, Ки					
	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 – в 50 раз меньше (табл. 38). Это свидетельствует о том, что прочно фиксируемый ^{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 р. Исеть более чем в 20 раз превышают его запасы в реке Енисей (табл. 38).

С учетом ранее проведенных расчетов ИГМ по запасам изотопов плутония в пойменных почвах (табл. 37), 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.Линником, 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-спектрометрические 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 $^{239,240}\text{Pu}$ 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 трансуранный 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 $^{239,240}\text{Pu}$. В результате были получены последователь-

ности миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек.

Для донных отложений р. Енисей: $^{90}\text{Sr} \approx ^{241}\text{Am} \approx ^{152}\text{Eu}$
 $\geq ^{60}\text{Co} > ^{239,240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$; для донных отложений р. Теча –
 $^{90}\text{Sr} \gg ^{239,240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$.

2.9. Накопление, распределение и миграция ^{137}Cs в реке Туре и в ее пойменных водоемах

2.9.1. Общая характеристика реки Туры

Река Тура протекает по Уралу и Западной Сибири, является левым притоком Тобола. Длина реки составляет 1030 км, площадь бассейна – 80400 км². 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. al 1993a; Trapeznikov et. al 1993b; Trapeznikov et. al 1994b; Chesnokov et.al, 1998; Трапезников и др. 1999б), 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 жидкокометаллическим 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, уровня 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., 1997а).

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. 21). 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.

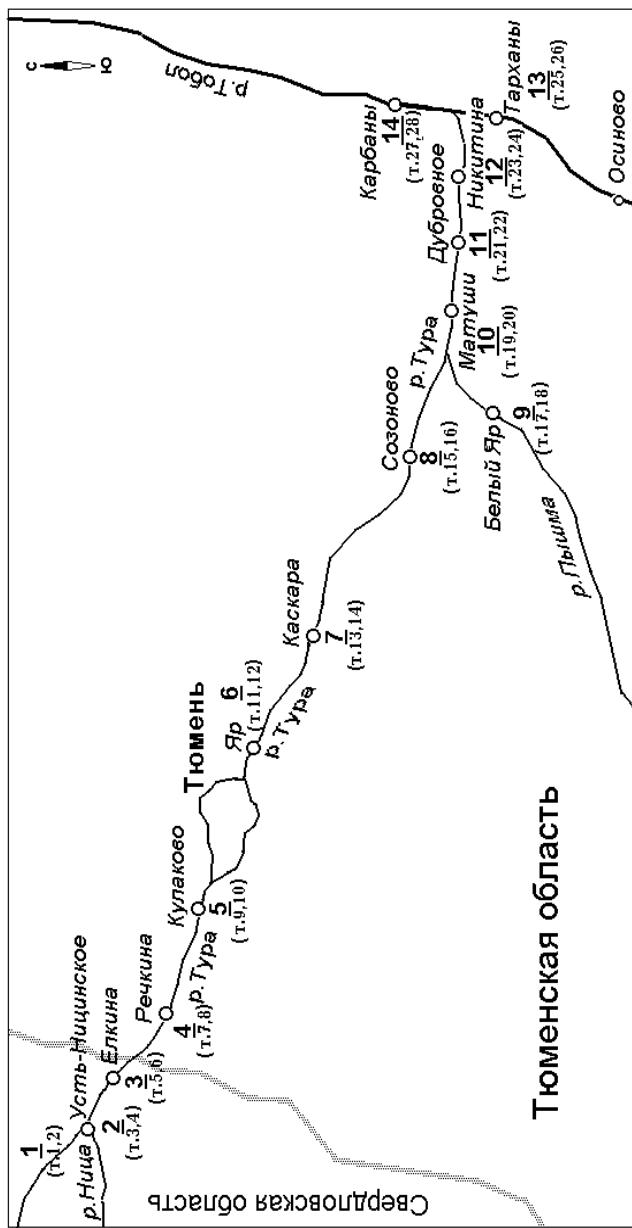


Рис. 21. Схема расположения точек отбора проб донных отложений из пойменных водоемов р.Туры (подчеркнуты номера створов, в скобках указаны номера точек отбора проб)

2.9.2. 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/м³), и далее на основе этих данных были найдены уравнения регрессии в виде экспоненциальных уравнений вида $y(x)=a \cdot e^{-bx}$, где а и b – параметрические константы, x – вертикальная координата, м. В случаях, когда аппроксимация экспоненциальным уравнением оказывалась неудовлетворительной, рассматривалось двухкусочное представление (Трапезников и др., 2000б). 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. 22 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.

В данном случае распределение ^{137}Cs удовлетворительно описывается двухэкспоненциальным представлением для различных пластов донных грунтов:

Усть-Ницинское-1:

$$y(\text{Бк}/\text{м}^3) = 22900,9e^{-1,53x}; \quad R^2=0,54 \quad x=(0-0,3 \text{ м})$$

$$y(\text{Бк}/\text{м}^3) = 5755926,5e^{-19,89x}; \quad R^2=0,91 \quad x=(0,3-0,5 \text{ м})$$

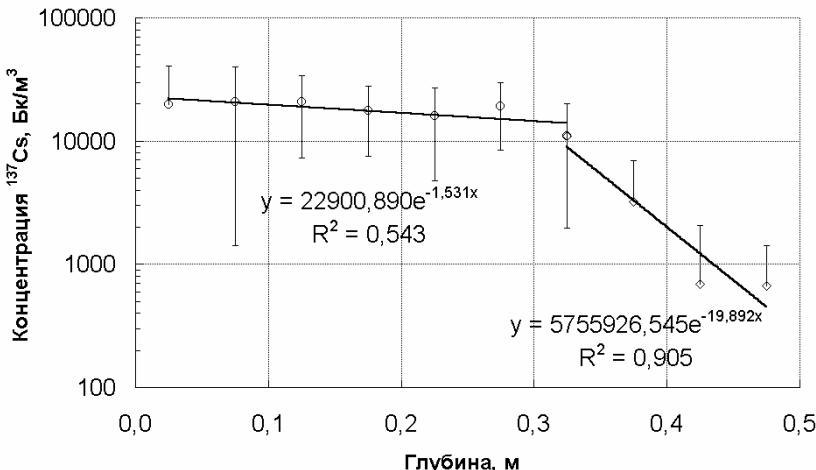


Рис. 22. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов в створе №1
(Усть-Ницинское -1)

2.9.3. 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 коли-

чество 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, действующих на структуру верхних слоев донных отложений. К таким 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. Вертикаль-

ное 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 $h = 0,5 \text{ м}$), т.е. фактически представляет локальную плотность загрязнения, выраженную в $\text{Бк}/\text{м}^2$.

$$q_i (\text{Бк}/\text{м}^2) = a \int_0^h e^{-bx} dx$$

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 0-10 см ($\text{Бк}/\text{м}^2$):

$$\int_0^{0.1} 22900.890 e^{-1.531x} dx = 2.123 \times 10^3$$

В слое 0-50см ($\text{Бк}/\text{м}^2$):

$$\int_0^{0.3} 22900.890 e^{-1.531x} dx + \int_{0.3}^{0.5} 5755926.545 e^{-19.892x} dx = 6.236 \times 10^3$$

Полученные расчетные оценки для плотностей радиоактивного загрязнения пойменных водоемов ^{137}Cs приведены в таблице 39. 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. 23, на котором в виде продольного профиля графически представлены результаты математического моделирования. Видно, что в целом плотность содержания ^{137}Cs , хотя и флюктуирует 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. 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.

Таблица 39.

**Плотность содержания ^{137}Cs в донных грунтах
пойменных водоемов на реке Турс, $\text{Бк}/\text{м}^2$**

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

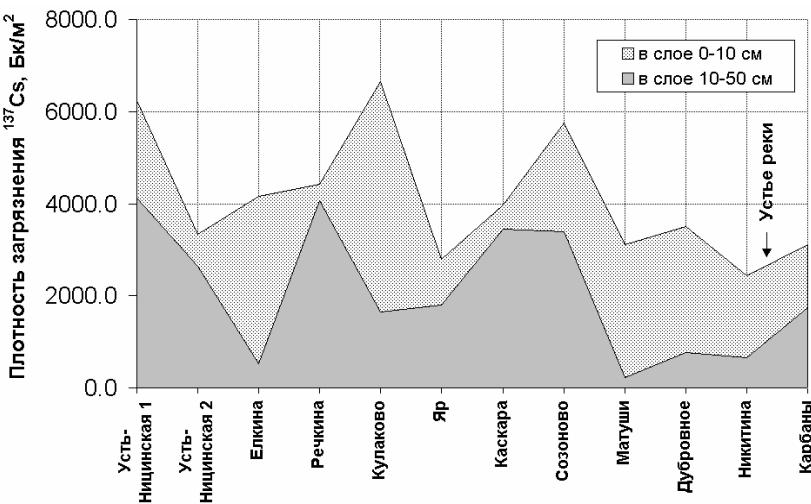


Рис. 23. Профиль изменения плотности загрязнения ^{137}Cs донных отложений пойменных озер вдоль русла р. Туры

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. 24 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 также в слоях (0-10 см) и (10-50 см). Согласно развитой моде-

ли, 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/м². Вариация локальных значений поверхностных уровней загрязнения ¹³⁷Cs достаточно велика, что отражается в низком значении коэффициента достоверности аппроксимации R^2 .

Изменение плотности запасов ¹³⁷Cs с расстоянием для нижнего (10-50 см) – слоя описывается уравнением $y(\text{Бк}/\text{м}^2) = 816,666 \cdot \exp(0,0039x)$, а для всей толщины 0-50 см уравнением $y(\text{Бк}/\text{м}^2) = 2999,6 \cdot \exp(0,00165x)$. Тенденция спада значений общих уровней загрязнения в слое (0-50 см) целиком обусловлена уменьшением с расстоянием содержания ¹³⁷Cs 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.

Это уравнение с некоторыми допущениями, как это ранее было принято в работе по исследованию р. Течи (Trapeznikov A. et.al., 1994в), было использовано для оценки общих запасов радионуклида на протяженном участке

$$\Sigma Q (\text{Бк}) = 2 \cdot w_0 \cdot \int_0^L y(l) \, dl$$

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 $2w_0 \approx 100$ м);

Используя полученные представления для горизонтального распределения ¹³⁷Cs вдоль поймы, ниже сделана оценка его общих запасов (Бк) в 100- метровой пойме р. Туры в пределах Тюменской области:

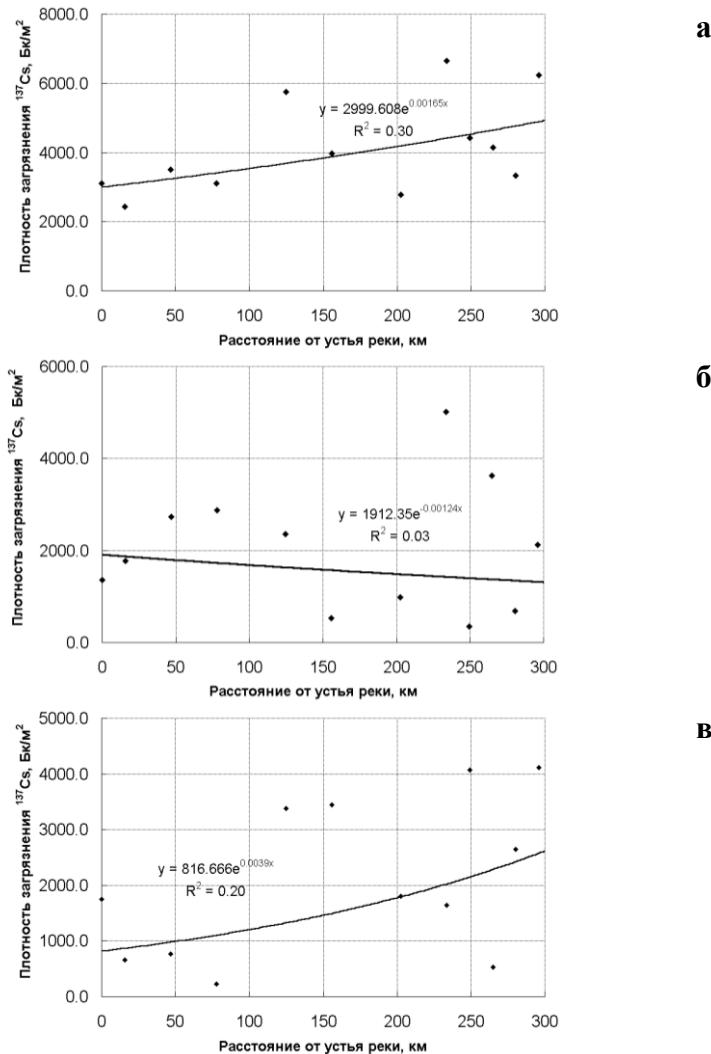


Рис. 24. Математические модели изменения плотности содержания ^{137}Cs в различных слоях донных отложений пойменных водоемов вдоль русла р. Туры: в толще 0-50 см (а), верхнем 0-10 см (б) и нижнем 10-50 см (в) слоях.

В слое 0-10 см:

$$100 \cdot 10^3 \cdot \int_0^{296} \left(1912.347 \cdot e^{-0.00124x} \right) dx = 4.738 \times 10^{10} \text{ Бк}$$

В слое 10-50 см:

$$100 \cdot 10^3 \cdot \int_0^{296} \left(816.666 \cdot e^{0.00388x} \right) dx = 4.532 \times 10^{10} \text{ Бк}$$

В слое 0-50 см:

$$4.738 \times 10^{10} + 4.532 \times 10^{10} = 9.27 \times 10^{10} \text{ Бк}$$

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.

2.9.4. Расчет годового поступления и выноса ^{137}Cs с водой реки Туры в границах Тюменской области

В таблице 40 представлены результаты определения содержания ^{137}Cs в пробах воды р. Туры и Тобола.

Изменение концентрации ^{137}Cs в воде вдоль реки, показано на рис. 25, 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/м³) = $2,96 \cdot \exp(0,00865 \cdot x)$ при коэффициенте достоверности аппроксимации $R^2=0,7$ где продольная координата x выражена в километрах.

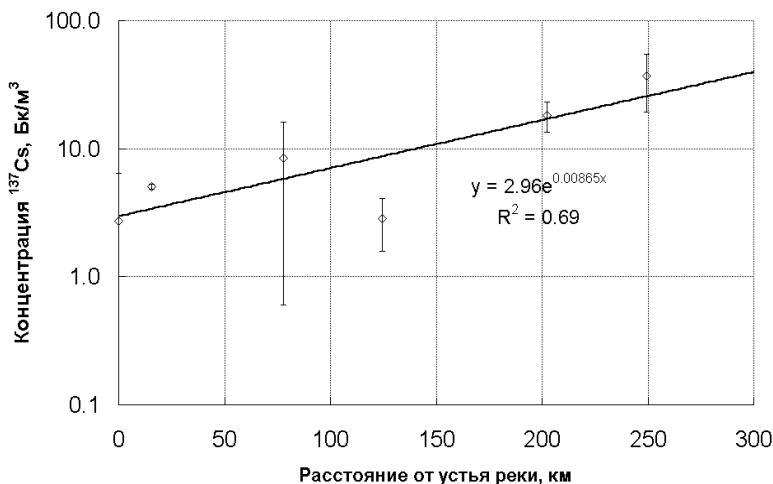


Рис. 25. Изменение концентрации ^{137}Cs в воде р. Туры

Таблица 40.

Содержание ^{137}Cs в пробах воды, Бк/л

№ ство-ра	Место отбора	По-вторн.	Объем пробы V, л	масса золы, г.	Концентрация ^{137}Cs , п. 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

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:

$$f_s = C_{\text{вх}} \cdot J_{\text{вх}} - C_{\text{вых}} \cdot J_{\text{вых}}$$

где f_s представляет скорость накопления радионуклида (в Беккерелях за единицу времени). Если концентрация радионуклида выражена в $\text{Бк}/\text{м}^3$, а расход воды – в $\text{м}^3/\text{с}$, то параметр f_s выражен в $\text{Бк}/\text{с}$.

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. 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 временной 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 – $176 \text{ м}^3/\text{с}$, в устье – $216 \text{ м}^3/\text{с}$;

- 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 $Q_d = 1919,4 \cdot 86400 = 1,7 \cdot 10^8$ 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 Кн/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 пологонном 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 поверх-

ностных вод, 1973), из которых только два расположены на исследуемом нами участке Туры в пределах Тюменской области. Результат математического моделирования расхода воды представлен на рис. 26 и с высоким коэффициентом достоверности аппроксимации $R^2=0,98$ дает следующее уравнение для водного расхода в зависимости от расстояния до устья Туры:

$$J_i(\text{м}^3/\text{с}) = -0.219 \cdot x + 212,73$$

Используя также полученную ранее модель, описывающую изменение концентрации ^{137}Cs в воде реки Туры, получим следующие значения, представленные в табл. 41.

Как следует из таблицы 41, 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.

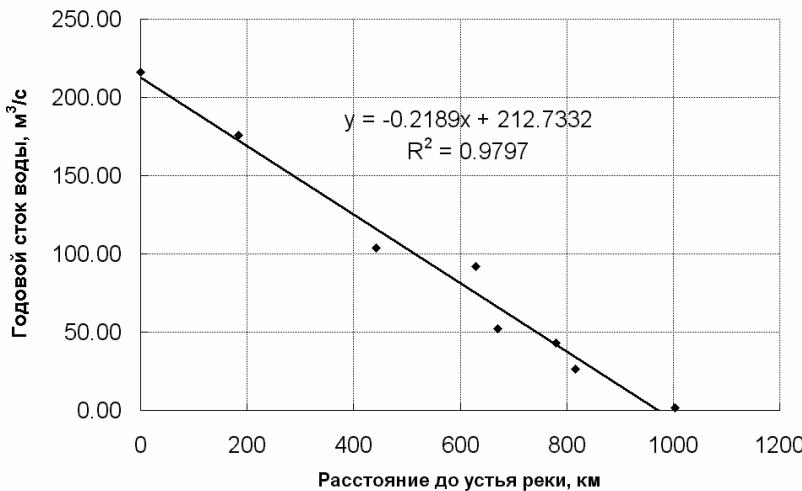


Рис. 26. Изменение среднего годового стока вдоль реки Туры (по результатам многолетних наблюдений режима реки на 8 постах)

Таблица 41.

**Расчет погонной скорости накопления ^{137}Cs
на различных участках поймы р. Туры**

	Расчетный средний го- довой 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.

2.10. Накопление, распределение, миграция ^{90}Sr , ^{137}Cs , тяжелых металлов и других химических поллютантов в реках Иртыш, Обь и их пойме. 2004г.

2.10.1.Общая характеристика рек Иртыш и Обь

Река Иртыш – левый приток р.Оби. Длина реки составляет 4248 км, площадь бассейна – 1643000 км². Большая часть течения – по Западно-Сибирской равнине. Средний расход воды у г.Тобольска составляет 2150 м³/с (в устье – 2830 м³/с).

Река Обь – крупнейшая река Западной Сибири и России в целом. Длина реки составляет 3650 км (от истока Иртыша – 5410 км), площадь бассейна – 2990000 км². В среднем и нижнем течении типично равнинная река. Половодье с апреля до июля в верховьях и до сентября – в низовьях. Средний расход воды – 12700 м³/с, наибольший – 42800 м³/с.

На площади водосбора Обь-Иртышской речной системы проживает 22 миллиона человек.

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, произошедшего 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; Брусынина, 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 13 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 нагула 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, относящуюся к 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 4,3ПБк ^{90}Sr , представляющих потенциальную радиационную опасность для регионов, расположенных ниже по течению рек Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь (Трапезников и др., 1999б).

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 токсианты 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 (Медянки, Сорокино) и Иртыш (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 также 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 объема в округе, Ханты-Мансийском – 20%, в Кондинском – 15%, в Нижневартовском – 7%. Основа уловов – карповые, окуневые рыбы и щука (Петкович, Никонов, 1966; Петкович, 1971).

Данная работа была выполнена на реках Обь и Иртыш во время летних экспедиций 2004-2013 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 27, а их краткое описание – в таблице 42.

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.



Рисунок 27 – Карта-схема расположения исследованных участков на реках Обь и Иртыш (1- 6 – створы)

Таблица 42

**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

2.10.2. Оценка уровней содержания и расчет годовых стоков ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты определения ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде рек Обь и Иртыш приведены в таблице 43.

Графики изменения концентрации радионуклидов в руслах рек и соответствующие аппроксимирующие экспоненциальные уравнения приведены на рисунке 28. Можно отметить, что концентрации обоих радионуклидов уменьшаются по течению рек: ^{137}Cs – с 1,32 до 0,27 Бк/м³ в Оби и с 1,23 до 0,62 Бк/м³ в Иртыше, ^{90}Sr – с 10 до 5 Бк/м³ в Оби и с 20 до 10 Бк/м³ в Иртыше.

Зарегистрированные значения концентрации радионуклидов на два-три порядка величин ниже санитарно-гигиенических норм для населения. Например, уровень вмешательства по ^{90}Sr для воды составляет 5000 Бк/м³ (НРБ-1999, 1999).

В таблице 44 приведены результаты расчета годовых стоков и баланса годовых стоков радионуклидов на исследованных участках рек. Баланс, как и в расчетах по тяжелым металлам, определялся по разнице входного и выходного годовых стоков, равный нулю в случае их равенства.

Из представленных результатов следует, что годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет $2,27 \cdot 10^{11}$ Бк, что в 4 раза превышает таковое со стороны Иртыша, равное $5,66 \cdot 10^{10}$ Бк. Для ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно $1,73 \cdot 10^{12}$ Бк и $9,2 \cdot 10^{11}$ Бк с почти двукратным соотношением. Отметим, что отношения годовых стоков этих радионуклидов фактически равны концентрационным изотопным отношениям $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$. Для Обского рукава отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 7,6 на входе (Нижневартовск) и 18,9 на выходе (Ханты-Мансийск), для Иртышского

рукава – 16,3 (Демьянский) и 16,1 (Ханты-Мансийск). В первом случае (Обь) отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ имеет «классический» возрастающий ход, отражающий более высокую миграционную способность ^{90}Sr ; для второго случая (Иртыш) необычным является постоянство этого отношения.

Таблица 43
Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде рек Обь и Иртыш (2004г.)

Створ	Точка	По-втор-ность	Объем пробы, л	Концентрация, $\text{Бк}/\text{м}^3$		
				^{137}Cs	^{90}Sr	
Створ 1: р.Обь ниже слияния с Иртышом	T.1 левый берег	1 2	113 113	0,38 0,1	10 10	
	среднее в точке			0,24	10,0	
	T.3 правый берег	1 2	113 113	0,1 0,1	10 20	
		среднее в точке			0,1	
	среднее в створе			0,17	12,5	
	Пойменный левый берег	1 2	111 111	0,43 0,1	5 5	
		среднее в створе			0,27	
		среднее в створе			5,0	
Створ 3: р.Иртыш до слияния с р.Обью	T1	1 2	114 114	0,6 0,64	10 10	
		среднее в створе			0,62	
	T1	1 2	113 113	1,09 1,54	10	
		среднее в створе				
		среднее в створе				
Створ 5: с.Демьянское, р.Иртыш ниже впадения р.Демьянки	T1	1 2	113 113	0,88 0,95	20	
		среднее в точке				
	T2	1 2	115 115	1,27 1,82		
		среднее в точке				
		среднее в створе				
	среднее в створе			1,55	20	
	среднее в створе			1,23		
Створ 6: р.Иртыш до впадения р.Демьянки	среднее в створе			0,43	20,0	

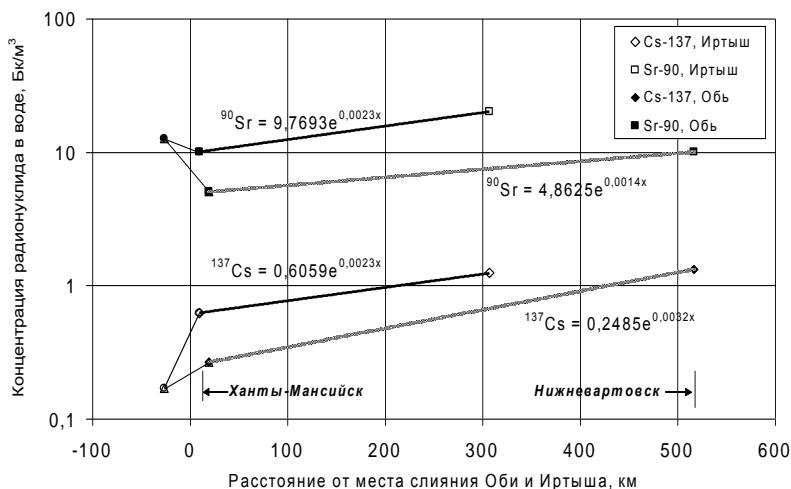


Рисунок 28 – Изменение концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде вдоль русла исследуемых участков рек Обь и Иртыш

Проведенный расчет баланса стоков радионуклидов и соответствующих модулей накопления, определяемых как разности между входными и выходными стоками, показал, что и в Обском, и в Иртышском бассейнах модули накопления обоих радионуклидов имеют положительные значения, свидетельствуя о превышении входных стоков. Это означает, что указанные количества ^{90}Sr и ^{137}Cs будут депонированы в течение года на соответствующих участках пойм рек, в частности, $1.57 \cdot 10^{11}$ Бк ^{137}Cs и $4.12 \cdot 10^{11}$ Бк ^{90}Sr в пойме Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском, и $2.11 \cdot 10^{11}$ Бк ^{137}Cs и $3.47 \cdot 10^{11}$ Бк ^{90}Sr в пойме Иртыша между п.Демьянским и Ханты-Мансийском. Можно констатировать, что процесс загрязнения поймы обеих рек продолжается.

Таблица 44

Расчет годовых стоков ^{137}Cs и ^{90}Sr и баланса годовых стоков на участках рек Обь и Иртыши

№	Створ реки	Концентрация,		Годовой сток радио- нуклида в створе, Бк	Баланс годового стока, Бк
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
1	р.Обь до слияния с Иртышом	0,27	5,0	263,1	$6,97\text{E+}10$
	р.Обь выше Нижневартовска	1,32	10,0	172,7	$2,27\text{E+}11$
2	р.Иртыш до слияния с Обью	0,62	10,0	57,3	$3,55\text{E+}10$
	р.Иртыш вблизи н.п. Демьянский	1,23	20,0	46	$5,66\text{E+}10$
3	р.Обь после слияния с Иртышом	0,17	12,5	320,4	$4,01\text{E+}12$
					$5,12\text{E+}10$
					$-2,12\text{E+}12$

2.10.3 Оценка уровней содержания и расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты исследований вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойменных почвах в исследованных створах Оби и Иртыша приведены в таблице 45 и на рисунках 29-33.

Таблица 45
Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr
в донных отложениях

№ створа	Точка, по- вторность	Слой, см	Концентрация, Бк/кг	
			^{137}Cs	^{90}Sr
1	2	3	4	5
р.Обь ниже слияния с Иртышом в 10 км (отбор с помощью рамки 30x30)	T.1 1 повт.	0-5	4,87	0,4
		5-10	2,70	0,44
		10-15	4,55	0,39
		15-20	3,40	0,34
		20-25	3,34	0
		25-30	5,06	0,35
		30-35	7,38	0,41
		35-40	2,35	0,4
	T1 2 повт	0-5	4,35	
		5-10	3,44	
		10-15	3,75	
		15-20	1,68	
		20-25	4,63	
		25-30	5,82	
		30-35	4,22	
		35-40	4,35	

Таблица 45. (Продолжение)

1	2	3	4	5
р.Обь ниже слияния с Иртышом, рамка 30x30	T2 1повт.	0-5	H.o.	1,16
		5-10	H.o.	1,1
		10-15	H.o.	0,28
		15-20	H.o.	0,22
			H.o.	0,28
			H.o.	0,31
			H.o.	0,4
	T.2 2 повт	35-40	H.o.	0,48
		0-5	H.o.	
		5-10	1,03	
		10-15	H.o.	
		15-20	H.o.	
		20-25	H.o.	
		25-30	H.o.	
		30-35	H.o.	
Обь до слияния с Иртышом (выше 4 км от слияния) пой- ма левый берег	T.3 1 повт.	35-40	H.o.	
		0-5	8,92	0,32
		5-10	H.o.	1,28
		10-15	H.o.	1,2
		15-20	H.o.	0,21
		20-25	H.o.	
		25-30	H.o.	
		30-35	H.o.	
	2 повт.	35-40	H.o.	
		0-5	4,69	
		5-10	0,76	
		10-15	H.o.	
		15-20	H.o.	
		20-25	H.o.	
		25-30	H.o.	
		30-35	H.o.	
		35-40	H.o.	
		35-40		

Таблица 45. (Продолжение)

1	2	3	4	5
р.Обь до слияния с Иртышом (пойма) левый берег	T.4 1 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40 40-45	8,65 H.o. H.o. H.o. H.o. H.o. H.o. H.o. H.o.	0,22 1,12 1,19 1,06
	2 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40 40-45	6,53 H.o. H.o. H.o. 0,64 H.o. H.o. H.o. H.o.	0,27 0,19
	3 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40 40-45	4,9 H.o. H.o. H.o. H.o. H.o. H.o. H.o. H.o.	

Таблица 45. (Продолжение)

1	2	3	4	5
Иртыш перед впадением в р.Обь, рамка 30x30	T.5 1 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40	0,83 0,28 1,18 1,10 0,51 H.o. 0,22 H.o.	0,88 0,97 0,23 0,26
	T.5 2 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40	H.o. H.o. 0,57 0,54 0,63 H.o. 0,41 H.o.	
	T.5 3 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40	H.o. H.o. 0,813 H.o. H.o. 0,25 H.o. H.o.	
пойма р.Обь, выше Нижневартовска, рамка 30x30	T.1 1повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30 30-35 35-40 40-45 45-50	1,27 0,89 3,39 5,94 5,81 5,13 2,63 2,78 5,90 6,06	0,36 0,29 0,42 0,7 0,56 0,66 0,41 0,29 0,65 0,38

Таблица 45. (Продолжение)

1	2	3	4	5
пойма р.Обь, выше Нижневартовска, рамка 30x30	2повт.	0-5	1,48	
		5-10	1,57	
		10-15	1,80	
		15-20	4,28	
		20-25	4,76	
		25-30	4,23	
		30-35	4,52	
		35-40	1,09	
		40-45	4,94	
		45-50	4,74	
пойма Иртыша, С.Демьянское, рамка 30x30	3повт.	0-5	1,19	
		5-10	0,66	
		10-15	2,96	
		15-20	6,77	
		20-25	4,04	
		25-30	4,59	
		30-35	2,61	
		35-40	0,73	
		40-45	4,54	
		45-50	5,28	
Т.1, 1 повт.		0-5	2,80	0,22
		5-10	12,08	0,22
		10-15	3,85	0,36
		15-20	1,64	0,26
		20-25	0,33	0,24
		25-30	1,07	0,22
Т.1 2 повт.		0-5	2,58	0,28
		5-10	9,48	0,21
		10-15	3,62	0,23
		15-20	2,51	0,23
		20-25	H.o.	0,22
		25-30	H.o.	0,23

Таблица 45. (Продолжение)

1	2	3	4	5
пойма Иртыша, с.Демьянское, рамка 30x30	T.1 3 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	1,74 9,34 4,08 2,04 0,53 0,66	0,28 0,21 0,2 0,21 0,21 0,2
пойма Иртыша, с.Демьянское, рамка 30x30	T.2 1 повт.	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	H.o. 0,40 0,74 3,05 H.o. H.o.	1,08 1,14 0,26 1,18 0,28 1,2
		0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	H.o. 0,44 H.o. H.o. H.o. H.o.	1,07 1,22 1,15 1,12 0,22 0,21
		0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	H.o. 0,257 H.o. 0,39 H.o. H.o.	1,1 0 1,26 1,15 0,21 0,2
		0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	H.o. 0,257 H.o. 0,39 H.o. H.o.	1,1 0 1,26 1,15 0,21 0,2
		0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	H.o. 0,257 H.o. 0,39 H.o. H.o.	1,1 0 1,26 1,15 0,21 0,2
		0-5 5-10 10-15 15-20 20-25 25-30	H.o. 0,257 H.o. 0,39 H.o. H.o.	1,1 0 1,26 1,15 0,21 0,2

Таблица 45. (Окончание)

1	2	3	4	5
Контрольная точка	1повт.	0-5	H.o.	0,91
		5-10	H.o.	0,95
		10-15	H.o.	0,96
		15-20	H.o.	1,06
		20-25	H.o.	1,0
		25-30	H.o.	0,95
	2повт.	0-5	H.o.	0,99
		5-10	H.o.	1,02
		10-15	H.o.	
		15-20	H.o.	
		20-25	H.o.	
		25-30	H.o.	
		30-35	H.o.	
		35-40	H.o.	

H.o. – значение ниже предела обнаружения < 0,35 Бк/кг

Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойменных почвах в исследованных створах Оби и Иртыша, как это следует из графиков на рисунках 29-33, неравномерно по высоте, что отражает протекание интенсивных аллювиальных процессов в поймах этих рек. Подобное вертикальное распределение характерно для речных систем с многократным сносом по течению верхних слоев пойменных и донных грунтов, их перемешиванием, взмучиванием, сортировкой, оседанием и рядом других сопутствующих динамических явлений, вносящих гетерогенность в распределение радионуклидов. В результате описанного процесса горизонтальная миграция радионуклидов вместе со взвешенными частицами в русловых потоках в значительной мере искажает картину вертикального распределения, обусловленную физическими процессами миграции радионуклидов вглубь донных отложений при первичном загрязнении.

В ряде случаев отмечена тенденция возрастания концентрации радионуклидов на глубинах более 0,4-0,5 м, например, в створе Оби после слияния с Иртышом (рисунок 29). Это свидетельствует о том, что верхние, более чистые, слои поймы имеют явно наносное происхождение, экранируя загрязненные глубинные слои почвы. Для контрольной точки (рисунок 34), находящейся далеко за пределами поймы Оби, вертикальное распределение обоих исследованных радионуклидов более равномерное, а концентрация их не превышает значений 800 Бк/м³ по ⁹⁰Sr и 55 Бк/м³ по ¹³⁷Cs. Мы можем рассматривать эти величины как фоновые.

Моделирование приведенного немонотонного распределения радионуклидов проведено аппроксимацией полиномами третьей степени, что в большинстве случаев обеспечивало $R^2 > 0,5$. Полиномиальные зависимости также представлены на соответствующих графиках. Плотность запасов радионуклидов определялась интегрированием по вертикальной координате полученных аппроксимирующих полиномов.

Результаты расчетов плотности запасов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в донных отложениях в поймах представлены в таблице 46. Интегрирование для всех случаев проводилось в пределах от нуля до 0,4 м, что, возможно, сопряжено с занижением полученных расчетных значений.

Графики изменения плотности запасов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в поймах Оби и Иртыша вдоль русла рек и аппроксимирующие их уравнения приведены на рисунке 35. Отмечено, что плотность запасов цезия-137 в поймах обеих рек понижается по течению, в то время, как плотность запасов стронция-90 практически не изменяется, либо изменяется очень слабо.

Для оценки запасов радионуклидов в пойме принят ряд допущений, прежде всего связанных с отсутствием данных по ширине зоны миграции радионуклидов от русла реки.

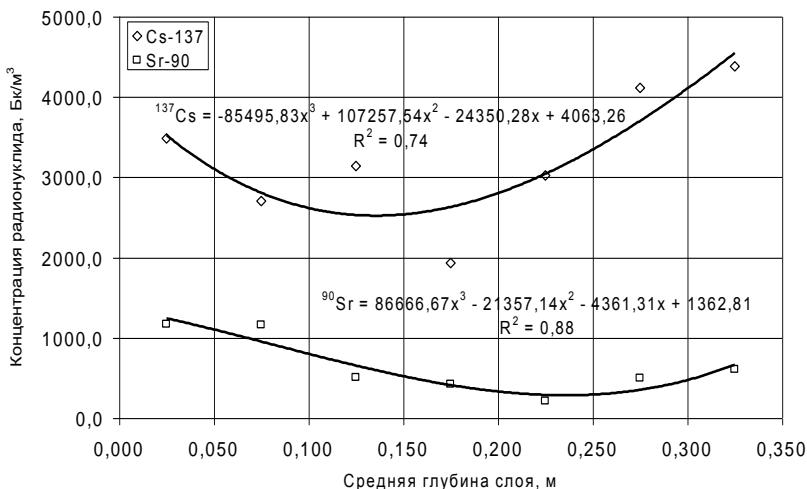


Рисунок 29 – Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме Оби ниже слияния с Иртышом

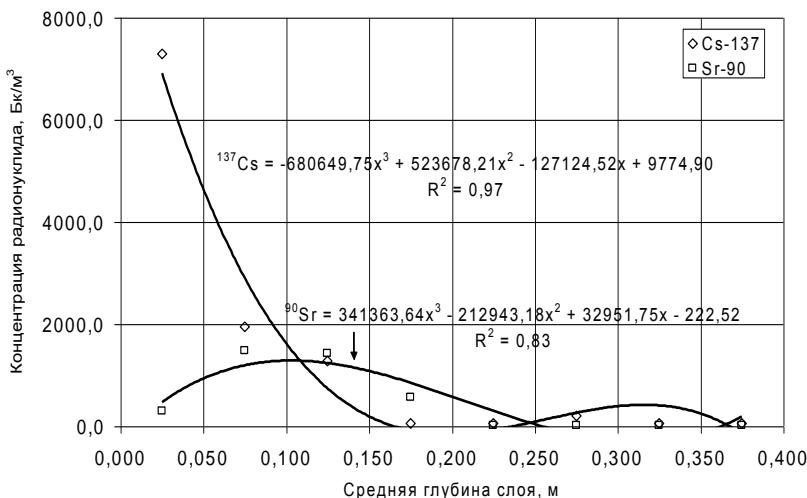


Рисунок 30 – Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме Оби выше слияния с Иртышом

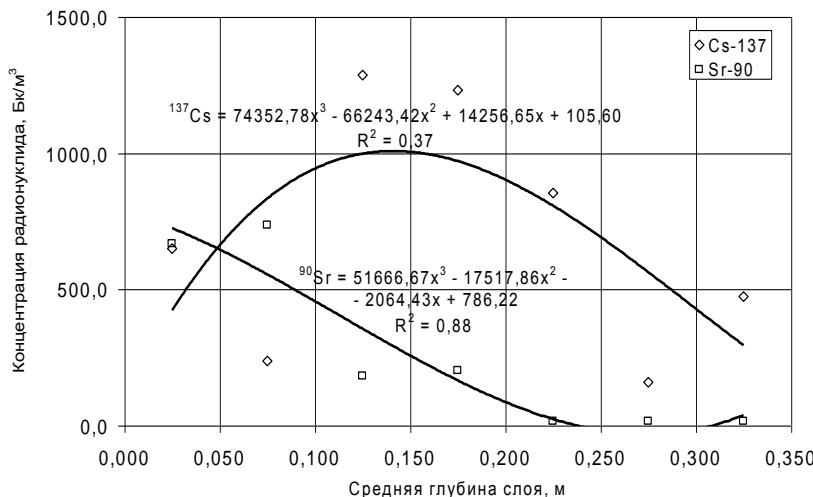


Рисунок 31 – Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме Иртыша перед впадением в р.Обь

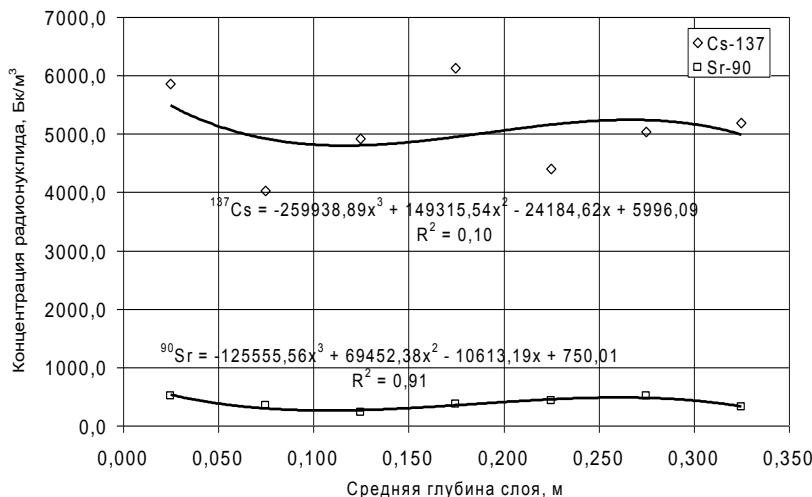


Рисунок 32 – Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме р.Оби выше Нижневартовска

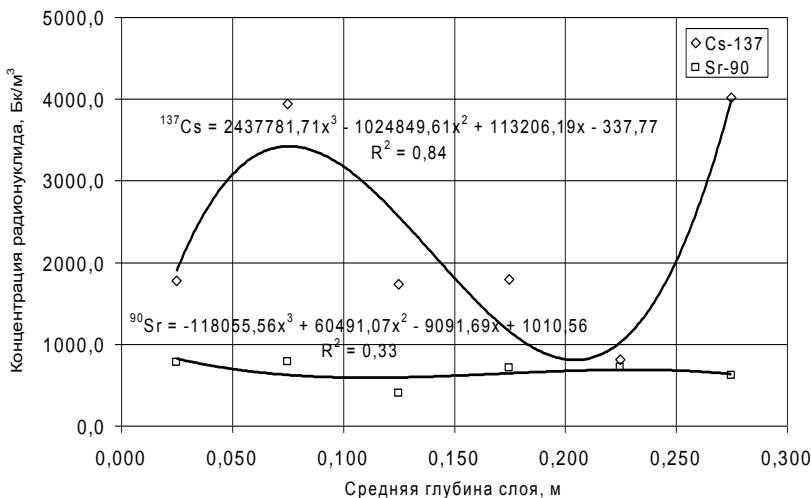


Рисунок 33 – Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме Иртыша вблизи с.Демьянское

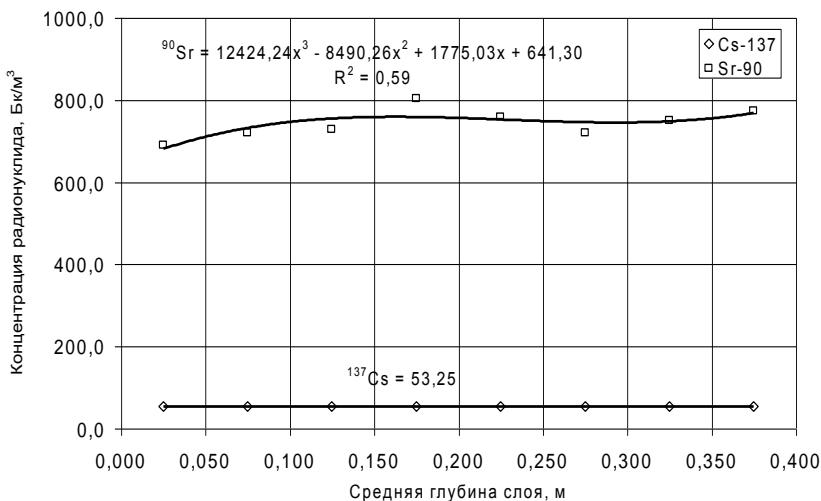


Рисунок 34 – Вертикальное распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в контрольной точке

Был применен подход, развитый в работе (Трапезников и др., 1999) по исследованию зоны загрязнения поймы Течи, в котором использованы результаты измерения гаммафона, согласно которым концентрация ^{137}Cs уменьшалась экспоненциально с удалением от русла с полурасстоянием 55 ± 10 м, а концентрация ^{90}Sr подчинялась отношению $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} = 660,7 \cdot R^{-1,18}$ (где R – расстояние от русла, м).

Концентрации радионуклидов, таким образом, определялись следующими выражениями:

$$^{137}\text{Cs} = ^{137}\text{Cs}(0) \cdot e^{-0,0125 \cdot R}$$

$$^{90}\text{Sr} = ^{90}\text{Sr}(0) \cdot e^{-0,0125 \cdot R} / 660,7 \cdot R^{-1,18}$$

где $^{137}\text{Cs}(0)$ и $^{90}\text{Sr}(0)$ – концентрации радионуклидов в пойме непосредственно у береговой линии ($R=0$).

Безусловно, использование характеристик миграции радионуклидов в пойме Течи для описания ситуации в Обь-Иртышской системе не является строго обоснованным, но у нас нет других данных, позволяющих более или менее корректно оценить распространение указанных радионуклидов в исследуемой зоне затопления. По крайней мере, мы можем лишь предполагать, что тенденция экспоненциального спада концентрации цезия-137 и стронция-90 при удалении от русла реки является общей закономерностью, а крутизна этого спада, вообще говоря, индивидуальная для каждой водной системы, не очень сильно отличается для рассматриваемых рек.

Двойным интегрированием функций плотности запасов с верхними пределами интегрирования, равными длине исследуемого участка поймы реки и ширине поймы, были определены запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме шириной 60 км для Оби и 15 км для Иртыша. Использование экспоненциального уменьшения содержания радионуклидов при удалении от русла приводит к тому, что основная их масса сосредоточена на территории поймы, примыкающей к берегу реки.

Таблица 46
Плотность запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr ($\text{Бк}/\text{м}^2$) на различных участках пойм Оби и Иртыша

р.Обь ниже слияния с Иртышом	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-85495.83 \cdot \underline{x}^3 + 107257.54 \cdot \underline{x}^2 - 24350.28 \cdot \underline{x} + 4063.26 \right) d\underline{x} = 1.418 \times 10^3$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(86666.67 \cdot \underline{x}^3 - 21357.14 \cdot \underline{x}^2 + 4361.31 \cdot \underline{x} + 1362.81 \right) d\underline{x} = 993.077$	
Обь до слияния с Иртышом (выше 4 км от слияния) пойма левый берег	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-680649.75 \cdot \underline{x}^3 + 523678.21 \cdot \underline{x}^2 - 127124.52 \cdot \underline{x} + 9774.90 \right) d\underline{x} = 555.642$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(341363.64 \cdot \underline{x}^3 - 212943.18 \cdot \underline{x}^2 + 32951.75 \cdot \underline{x} - 222.52 \right) d\underline{x} = 189.071$	

Таблица 46. (Продолжение)

	Иртыш перед впадением в р.Обь
$^{137}\text{Cs} =$	$\int_0^{0.4} \left(74352.78 \cdot \underline{x}^3 - 66243.42 \cdot \underline{x}^2 + 14256.65 \cdot \underline{x} + 105.60 \right) d\underline{x} = 245.437$
$^{90}\text{Sr} =$	$\int_0^{0.4} \left(51666.67 \cdot \underline{x}^3 - 17517.86 \cdot \underline{x}^2 - 2064.43 \cdot \underline{x} + 786.22 \right) d\underline{x} = 106.286$
	р.Обь выше Нижневартовска
$^{137}\text{Cs} =$	$\int_0^{0.4} \left(-259938.89 \cdot \underline{x}^3 + 149315.54 \cdot \underline{x}^2 - 24184.62 \cdot \underline{x} + 5996.09 \right) d\underline{x} = 1.985 \times 10^3$
$^{90}\text{Sr} =$	$\int_0^{0.4} \left(-125555.56 \cdot \underline{x}^3 + 69452.38 \cdot \underline{x}^2 - 10613.19 \cdot \underline{x} + 750.09 \right) d\underline{x} = 129.076$

Таблица 46. (Окончание)

р.Иртыш вблизи с. Демьянское	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(2437781.71 \cdot \underline{x}^3 - 1024849.61 \cdot \underline{x}^2 + 113206.19 \cdot \underline{x} - 337.77 \right) d\underline{x} = 2.66 \times 10^3$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-118055.56 \cdot \underline{x}^3 + 60491.07 \cdot \underline{x}^2 - 9091.69 \cdot \underline{x} + 1010.56 \right) d\underline{x} = 211.809$	
Контрольная точка	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} 53.25 d\underline{x} = 21.3$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(12424.24 \cdot \underline{x}^3 - 8490.26 \cdot \underline{x}^2 + 1775.03 \cdot \underline{x} + 641.30 \right) d\underline{x} = 296.912$	

Это нивелирует некоторую неопределенность в выборе верхнего предела интегрирования ширины поймы. Практически, результаты интегрирования при выборе ширины поймы в диапазоне от 1 до 60 км сравнительно близки.

Результаты расчета запасов радионуклидов представлены в таблице 47.

Следовательно, запасы радионуклидов в пойме составили: для обского участка – $5,2 \cdot 10^{10}$ Бк ^{137}Cs и $6,6 \cdot 10^9$ Бк ^{90}Sr , для иртышского участка – $3,5 \cdot 10^{10}$ Бк по ^{137}Cs и $3,9 \cdot 10^9$ Бк по ^{90}Sr . Суммарные запасы на обоих пойменных участках составили величины $8,7 \cdot 10^{10}$ Бк ^{137}Cs и $1,05 \cdot 10^{10}$ Бк ^{90}Sr .

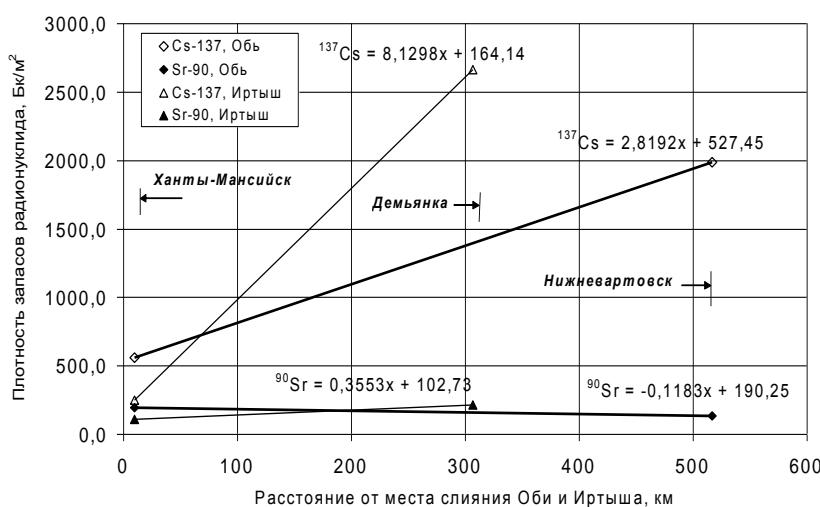


Рисунок 35 – Изменение плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме вдоль русла исследуемых участков рек Обь и Иртыш

Таблица 47

Запасы радионуклидов в пойме рек Обь и Иртыш, Бк

Пойма р.Обь:	
$^{137}\text{Cs} =$	$\int_0^{517000} \left[\int_0^{60000} (0.00282 \cdot \underline{x} + 527.45) \cdot e^{-0.0125\underline{r}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 5.197 \times 10^{10}$
$^{90}\text{Sr} =$	$\int_0^{517000} \left[\int_0^{60000} (-0.0001183 \cdot \underline{x} + 190.25) \cdot e^{-0.0125\underline{r}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 6.604 \times 10^9$
Пойма р.Иртыш:	
$^{137}\text{Cs} =$	$\int_0^{307000} \left[\int_0^{15000} (0.00813 \cdot \underline{x} + 164.14) \cdot e^{-0.0125\underline{r}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 3.468 \times 10^{10}$
$^{90}\text{Sr} =$	$\int_0^{307000} \left[\int_0^{15000} (0.0003553 \cdot \underline{x} + 102.73) \cdot e^{-0.0125\underline{r}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 3.863 \times 10^9$

Таблица 47. (Окончание)

Общие запасы в поймах рек Обь и Иртыш:	
$^{137}\text{Cs} =$	$5.197 \times 10^{10} + 3.468 \times 10^{10} = 8.665 \times 10^{10}$
$^{90}\text{Sr} =$	$6.604 \times 10^9 + 3.863 \times 10^9 = 1.047 \times 10^{10}$

2.10.4 Оценка уровней содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауной рек Иртыш и Обь

Результаты определения ^{137}Cs и ^{90}Sr в золе рыб различных видов из исследованных створов рек Обь и Иртыш приведены в таблице 48.

Таблица 48.

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr и коэффициенты накопления в различных видах рыбы

Место отбора	Вид рыбы	Повторность	Концентрация, Бк/кг сыр. веса		Средняя концентрация, Бк/кг сыр. веса		Коэффициент накопления		$\frac{^{90}\text{Sr}}{^{137}\text{Cs}}$
			^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	
р.Обь	язь	1	0,548	9,49	0,44	9,61	2584	769	22,04
		2	0,304	9,4					
		3	0,456	9,94					
	щука	1	1,115	9,08	0,85	9,07	5047	725	10,65
		2	0,542	9,29					
		3	0,898	8,83					
	окунь	1	0,308	10,3	0,65	10,80	3874	864	16,52
		2	0,981	11					
		3	0,672	11,1					
	лещ	1	0,253	7,37	0,30	7,13	1784	570	23,68
		2	H.o.	6,48					
		3	0,349	7,53					
	налим	1	1,29	9,11	0,98	8,37	5811	670	8,54
		2	1,15	7,94					
		3	0,502	8,06					
	плотва	1	1,2	9,54	0,96	9,69	5709	775	10,06
		2	0,6	9,64					
		3	1,09	9,88					

Таблица 48. (Окончание)

Место отбора	Вид рыбы	Повторность	Концентрация, Бк/кг сыр. веса	Средняя концентрация, Бк/кг сыр.веса		Коэффициент накопления	$\frac{^{90}\text{Sr}}{^{137}\text{Cs}}$		
				^{137}Cs	^{90}Sr				
Створы 5, 6 (Иртыш, Демьянка)	щука	1	2,02	10,4	1,29	9,89	2991	494	7,69
		2	0,86	9,53					
		3	0,978	9,73					
	щука	1	1,32	6,96	1,20	6,99	2782	350	5,85
		2	0,739	6,35					
		3	1,53	7,67					
	язь	1	0,428	8,93	0,58	9,72	1339	486	16,88
		2	0,775	11,2					
		3	0,524	9,02					
	карась	1	H.o.	11,6	-	11,07	-	553	-
		2	H.o.	11,3					
		3	H.o.	10,3					
	лещ	1	0,513	8,67	0,57	8,50	1326	425	14,91
		2	0,461	8,33					
	плотва	1	0,737	-	0,737	-	-	-	-

Как следует из данных таблице 48, концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных видах рыб, в отличие от показателей по тяжелым металлам, варьирует в меньшей степени (от 0,30 до 0,98Бк/кг сырой массы по ^{137}Cs и от 7,13 до 10,8 Бк/кг сырой массы по ^{90}Sr).

Содержание радионуклидов в рыбе не превышает установленных уровней для использования ее в пищу («Методические указания...», 1998), равных 130 Бк/кг по ^{137}Cs и 100 Бк/кг для ^{90}Sr .

Коэффициенты накопления радионуклидов рассчитанные на сырую массу составили от 1784 до 5811 по ^{137}Cs

и от 570 до 864 по ^{90}Sr для обской рыбы и соответственно от 1326 до 2991 и от 350 до 553 для иртышской. В целом коэффициенты накопления выше для рыбы в Обском бассейне. Наиболее высокие значения отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ зафиксированы для язя, леща и окуня, наименьшие – для щуки. Содержание радионуклидов в рыбе не превышает установленных уровней, равных 130 Бк/кг по ^{137}Cs и 100 Бк/кг по ^{90}Sr .

2.10.5 Оценка уровней содержания тяжелых металлов и других химических токсикантов в воде рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты исследования проб воды представлены в таблице 49. Анализ полученных данных показывает, что основными загрязнителями вод Оби, Иртыша и Демьянки являются нефтепродукты и тяжелые металлы, такие как железо, медь, свинец, алюминий, марганец, ртуть. Концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах 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, ртути – до 25 ПДК.

Предельно допустимые концентрации содержания отдельных веществ в воде представлены в таблице 50 («Федеральный перечень...», 1996).

Наиболее неблагополучной по химическому составу является вода реки Демьянки, которая по восьми химическим показателям превышает ПДК. В воде Демьянки отмечено самое высокое содержание железа – до 15,4 ПДК, меди – до 17 ПДК, марганца – до 4,3 ПДК, а также повышение ХПК – до 3,42 ПДК, азота аммония – до 1,6 ПДК, фосфатов – до 2,2 ПДК, содержания общего азота – до 1,6 мг/дм³.

Таблица 49.
Результаты анализа проб воды р.Обь, Иртыш, Демянка, мг/дм³

Ингредиенты	Место отбора проб						
	створ 1 точка 1	створ 1 точка 3	створ 2 точка 1	створ 3 точка 1	створ 4 точка 1	створ 6 точка 1	створ 7 точка 1
БПК ₅	1,32±0,02	1,47±0,33	1,23±0,09	1,06±0,08	1,47±0,0	1,39±0,08	1,57±0,24
Азот аммония	0,16±0,04	0,19±0,02	0,14±0,03	0,21±0,05	0,21±0,02	0,27±0,02	0,63±0,0*
Азот нитритов	0,0025±0,0005	0,0015±0,0004	0,0025±0,0005	0,003±0,0	0,001±0,0	0,003±0,0	0,0
Азот нитратов	0,0125±0,0035	0,032±0,005	0,034±0,008	0,008±0,003	0,07±0,01	0,014±0,0	0,28±0,01*
Азот общий	0,65±0,05	0,90±0,075	0,47±0,06	0,43±0,015	0,91±0,0	0,76±0,14	1,6±0,1*
Азот органиче- ский	0,49±0,01	0,67±0,1	0,30±0,025	0,21±0,002	0,63±0,01	0,47±0,16	0,69±0,09
Азот минераль- ный	0,16±0,04	0,225±0,025	0,18±0,035	0,22±0,045	0,28±0,01	0,29±0,02	0,9±0,0
Фосфор фосфа- тов	0,054±0,001	0,053±0,004	0,059±0,007	0,065±0,0	0,078±0,004	0,07±0,0	0,245±0,0*
Фосфор общий	0,087±0,01	0,088±0,003	0,088±0,0	0,111±0,007	0,114±0,012	0,097±0,003	0,428±0,014*
Кальций	17,2±0,8	13,6±0,0	14,5±0,9	19,7±0,001	21,2±0,8	24,2±0,2	17,10±0,30
Магний	4,75±0,15	4,55±0,45	4,9±0,001	6,45±0,25	4,8±0,2	8,45±0,65	10,45±1,25
Сульфат ион	39,35±5,75	30,95±2,65	30,25±6,75	27,0±3,4	20,25±2,25	69,85±2,15	56,4±2,2
Хлорид ион	9,2±0,0	5,85±0,55	5,85±0,55	14,35±1,25	7,8±0,0	17,9±1,6	8,15±0,35
Нефтепродукты	0,1±0,01*	0,075±0,025*	0,09±0,035*	0,05±0,0*	0,055±0,015*	0,14±0,0*	0,05±0,01*
Фенолы	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002

Таблица 49. (Окончание)

Ингредиенты	Место отбора проб					
	створ 1 точка 1	створ 1 точка 3	створ 2 точка 1	створ 3 точка 1	створ 4 точка 1	створ 6 точка 1
Железо общее	0,52±0,005*	0,72±0,07*	0,68±0,01*	0,50±0,0*	0,55±0,03*	0,30±0,035*
РН	7,89±0,07	7,59±0,03	7,13±0,06	7,61±0,09	6,69±0,09	7,5±0,06
СПАВ	0,0075±0,0005	0,011±0,0005	0,007±0,001	0,008±0,0	0,008±0,0	0,002±0,0
ХПК	27,9±2,7*	25,65±1,35*	24,3±2,7*	35,6±0,45*	30,15±2,25*	28,35±2,25*
Жёсткость ($\text{МПа}\cdot\text{м}^3$)	1,25±0,05	1,06±0,04	1,13±0,07	1,51	1,46±0,03	1,91±0,045
Гидрокарбонаты	61,15±0,15	55,0±1,7	55,35±0,45	70,7±0,003	81,05±2,55	92,7±1,2
Кремний	3,45±0,05	3,75±0,05	3,55±0,05	3,0±0,0	3,9±0,0	2,75±0,05
Фториды	0,05±0,0	0,05±0,0	0,05±0,0	0,05±0,0	0,05±0,0	0,05±0,0
Калий	2,03±0,015	1,44±0,05	1,28±0,11	0,69±0,005	1,69±0,09	3,05±0,0
Натрий	6,36±0,05	3,34±0,09	3,19±0,09	10,2±0,0	5,40±1,06	14,2±0,0
Медь	0,007±0,0*	0,0085±0,002*	0,0085±0,0005*	0,011±0,0005*	0,012±0,0*	0,014±0,001*
Цинк	0,0075±0,0005	0,0075±0,0005	0,007±0,0	0,0055±0,0005	0,0065±0,0005	0,0075±0,0005
Никель	0,001±0,0	0,001±0,0	0,001±0,0	0,003±0,0	0,0015±0,0005	0,001±0,0
Свинец	0,0075±0,0005*	0,0075±0,0015*	0,0095±0,0005*	0,0055±0,0005*	0,003±0,0*	0,0085±0,0005*
Марганец	0,004±0,0*	0,0045±0,0005*	0,0035±0,0005	0,004±0,0	0,004±0,001	0,037±0,032*
Кадмий	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Алюминий	0,08±0,0*	0,08±0,0*	0,05±0,0*	0,06±0,0*	0,08±0,0*	0,08±0,0*
Хром общий	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Мышьяк	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ртуть	0,0001±0,0*	<0,00005	<0,00005	0,00025±0,00005	<0,00005	<0,00005

* - показатель превышает ПДК

Таблица 50

Предельно допустимая концентрация содержания веществ в воде, мг/л.

Ингредиент	ПДК	ВЗ	ЭВЗ	Класс опасности
1	2	3	4	5
Азот аммонийный	0,40	4,0	20,0	4
Азот нитритный	0,02	0,2	1,0	4
Азот нитратный	9,1	91	455,0	4
БПК 5	2,0	10,0	40,0	усл.4
pH	6,5-8,5	более 9,5 менее 5,0	более 9,7 менее 4,0	усл.4
Железо (III)	0,1			
Железо общее	0,1	3,0	5,0	4
Кальций (ион)	180,0	1800,0	9000	усл.4
Калий	50,0	500,0	2500	усл.4
Растворённый кислород не менее (зимой) (летом)	4,0 6,0	менее 3,0	менее 2,0	усл.4
Магний (ион)	40,0	400,0	2000	усл.4
Медь	0,001	0,03	0,05	3
Минерализация	1000	10000		усл.4
Мышьяк	0,05	0,5	2,5	3
Натрий (ион)	120,0	1200	6000	усл.4
Нефтепродукты	0,05	1,5	2,5	3
Никель	0,01	0,1	0,5	3
СПАВ	0,1	1,0	5,0	4
Сульфаты	100,0	1000,0	5000	усл.4
Сероводород (сульфиды)	0,00001	0,0001	0,0005	3

Таблица 50. (Окончание)

Ингредиент	ПДК	ВЗ	ЭВЗ	Класс опасности
1	2	3	4	5
Фенолы	0,001	0,03	0,05	3
Фосфаты (по фосфору)	0,2	2,0	10,0	усл.4
Фториды	0,75	7,5	37,5	3
Хлориды	300	3000,0	15000	усл.4
Хром(VI)	0,02	0,2	1,0	3
Хром(III)	0,07	0,7	3,5	3
ХПК	15,0	150,0	750	4
Цинк	0,01	0,1	0,50	3
Алюминий	0,04	0,4	2,0	4
Ванадий	0,001	0,01	0,05	3
Свинец	0,006	0,018	0,030	2
Кадмий	0,005	0,015	0,025	2
Ртуть	отсутствие (0,00001)			1
Марганец	0,01	0,3	0,5	4
Взвешенные вещества	0,75	7,5	37,5	4

ВЗ -высокое значение

ЭВЗ- экстремально высокое значение

Чтобы составить характеристику водоема по химическому составу воды, необходимо определить какое значение для качества вод имеют отдельные химические показатели. Поскольку каждая проба воды анализировалась по 35 показателям, в разделе более подробно описаны только те химические ингредиенты, содержание которых в исследуемых пробах превышало ПДК или изменение которых наиболее значительно повлияло на качество воды.

2.10.5.1. Биохимическое потребление кислорода (БПК₅)

Растворённый в воде кислород используется микроорганизмами в процессе своей жизнедеятельности для биохимического окисления органических веществ. Значительным источником нестойкого органического вещества могут быть попадающие в водоёмы сточные хозяйственно – бытовые воды, стоки предприятий пищевой промышленности и т.д.

Количество кислорода, израсходованное в определённый промежуток времени в процессе биохимического окисления органических веществ, содержащихся в анализируемой воде, называется биохимическим потреблением кислорода (БПК). Определение БПК даёт относительное представление о содержании в воде легкоокисляющегося органического вещества. Чем выше его концентрация, тем больше потребление кислорода.

Скорость биодеградации органических загрязняющих веществ зависит от множества факторов. В среднем можно полагать, что при 20°C за пять суток окисляется около 70% органических соединений, а за 10 и 20 суток – соответственно 90 и 99%. Однако для практических целей полное окисление слишком длительно и его как правило не используют. Обычно инкубация проводится в течение 5 суток без доступа света и воздуха, при 20±1°C. Потребление кислорода, определённое при этих условиях, называется биохимическим потреблением кислорода и обозначается как БПК₅. Его находят как разность между содержанием кислорода в анализируемой пробе воды до и после инкубации. Таким образом, определение БПК в поверхностных водах используется с целью оценки содержания биохимически подвижных органических веществ, условий обитания гидробионтов и характеристики качества воды («Руководство...», 1977).

Величина БПК₅ для водных объектов рыбохозяйственного назначения нормируется не более 2 мг/дм³ («Перечень ..., 1999)

Во всех исследованных пробах воды показатель БПК₅ не превышал установленной ПДК. При БПК₅ в интервале 1,1-1,9 мг/дм³ пробы воды по данному показателю считаются чистыми. При этом наиболее высокий показатель БПК₅ отмечен в пробе воды реки Демьянка ($1,57 \pm 0,24$ мг/дм³), а наиболее низкий в пробе воды из Иртыша перед впадением в Обь (створ 3), который составил $1,06 \pm 0,08$ мг/дм³.

2.10.5.2. Химическое потребление кислорода (ХПК)

Химическое потребление кислорода (ХПК) – количество кислорода, расходуемого на окисление содержащихся в воде органических и неорганических веществ в кипящем кислом растворе дихромата калия, содержащем катализатор.

Состав органических веществ в поверхностных водах формируется под влиянием многих факторов. К числу важнейших из них относятся внутриводоёмные биохимические процессы, поступления из других водных объектов, с поверхностным и подземным стоком, с атмосферными осадками, а также с промышленными и хозяйственными бытовыми сточными водами. Образующиеся в водоёме и поступающие в него извне органические вещества, весьма разнообразны по своей химической природе и свойствам. В поверхностных водах органические вещества находятся в растворённом, взвешенном и коллоидном состояниях.

ХПК является общепринятым, важным и достаточно быстро определяемым показателем для характеристики загрязнения природных и сточных вод органическими соединениями. Если устранить влияние неорганических ве-

ществ или внести поправку на их содержание, то величина ХПК характеризует суммарную концентрацию в воде органических веществ, поскольку степень окисления последних в указанных условиях близка к 100%. Количество кислорода в мг/дм³ О₂, эквивалентное расходу дихромата, называют также бихроматной окисляемостью («Руководство..., 1977).

Величины окисляемости поверхностных вод колеблются в пределах: от долей миллиграммов до десятков миллиграммов на литр в зависимости от общей биологической продуктивности водоёмов, степени его загрязнённости органическими и соединениями биогенных элементов.

В водоёмах, подверженных сильному воздействию хозяйственной деятельности человека, на временные изменения окисляемости значительное влияние оказывает режим поступления сточных вод.

Окисляемость незагрязнённых поверхностных вод имеет довольно отчётливую физико-географическую зональность. В работах (Смирнов, 1970, 1971) выделены зоны с очень малой окисляемостью -0-2 мг/л, малой окисляемостью -2-5 мг/л (горные районы), средней окисляемостью -5-10 мг/л (зоны широколиственных лесов и лесостепи, степи, полупустыни, пустыни, а также тундры) и зона повышенной окисляемости – 15-20 мг/л (северная и южная тайга).

Согласно принятым ПДК, показатель ХПК для поверхностных водоемов ХМАО не должен превышать 15мг/дм³. Во всех исследованных образцах воды ХПК превышал допустимую концентрацию в 1,62-3,42 раза. Особенно неблагополучна в этом отношении вода реки Демьянки ($51,3 \pm 0,9$ мг/дм³), а также Иртыша ($35,6 \pm 0,45$ мг/дм³), где превышение ПДК составило в 3,42 раза и 2,4 раза соответственно. В пробах Обской воды показатель ХПК не одинаков. В пробе воды, взятой выше Нижневартовска (створ 4), он более высокий

и составляет $30,15 \pm 2,25$ мг/дм³. Ближе к Ханты-Мансийску перед впадением Иртыша (створ 3) данный показатель снижается до $24,3 \pm 2,7$ мг/дм³, но по-прежнему в 1,62 раза превышает ПДК.

Таким образом, повышенное ХПК в исследуемых образцах воды свидетельствует о повышенном содержании органических веществ в воде рек Обь, Иртыш, Демьянка, что, по-видимому, является следствием загрязнения речной системы хозяйственными и промышленными стоками с одной стороны, а также внутриводоёмными биохимическими процессами с другой. Высокий уровень ХПК в воде рек Демьянки и Иртыша может быть обусловлен водосбором данных рек из заболоченных мест и мест с повышенной увлажнённостью, где процессы накопления и окисления органических веществ протекают наиболее интенсивно.

Таким образом, на основании полученных результатов можно сделать вывод, что воды рек Демьянки, Иртыша и Оби имеют повышенную степень загрязнения органическими соединениями.

2.10.5.3. Величина pH

Произведение концентрации водородных и гидроксильных ионов в химически чистой воде является постоянной величиной равной 10^{-14} при 25°C. Оно остаётся неизменным и в присутствии веществ, диссоциирующих на водородные или гидроксильные ионы.

В чистой воде концентрации этих ионов равны 10^{-7} мг·экв./л, что соответствует нейтральному состоянию раствора. В кислых же растворах $[H^+] > 10^{-7}$ мг·экв./л., а в щелочных $[H^+] < 10^{-7}$ мг·экв./л.

Для удобства выражения содержания водородных ионов была введена величина, представляющая собой логарифм их концентрации, взятый с обратным знаком. Эта величина называется водородным показателем и обозначается pH

$$pH = -\lg[H^+]$$

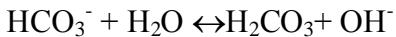
pH воды – один из важнейших показателей качества вод. От величины pH зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов, агрессивное действие воды на металлы и бетон.

На величину pH поверхностных вод влияет состояние карбонатного равновесия, интенсивность процессов фотосинтеза и распада органических веществ, содержание гумусовых веществ.

Содержание водородных ионов в природных водах в основном определяется количественным соотношением концентраций угольной кислоты и её ионов. В воде угольная кислота диссоциирует



поэтому воды, содержащие большое количество растворённой двуокиси углерода, имеют кислую реакцию. При диссоциации гидрокарбонатов $Ca(HCO_3)_2$ и $Mg(HCO_3)_2$ также образуется ион HCO_3^- . Увеличение их концентрации ведёт к увеличению pH вследствие гидролиза



Для поверхностных вод, содержащих небольшое количество двуокиси углерода, характерна щелочная реакция. Изменения величины pH тесно связаны с процессами фотосинтеза из-за потребления CO_2 водной растительностью и распада органических веществ. Источником ионов водорода являются также гумусовые кислоты, присутствующие в кислых почвах, перегное и болотных водах. Силь-

ные кислоты и основания могут содержаться в больших количествах в сточных водах промышленных предприятий («Руководство..., 1977).

В большинстве водных объектов pH воды обычно колеблется в пределах 6,3-8,5. В речных и озёрных водах зимой отмечаются более низкие по сравнению с летом pH.

Величина pH поверхностных вод, подверженных интенсивному загрязнению сточными водами или влиянию подземных вод, может изменяться в более широких пределах из-за наличия в их составе сильных кислот или оснований.

Установлено, что во всех пробах исследованной воды показатель pH находился в пределах допустимых колебаний. Значительных различий по данному показателю между пробами воды из Оби, Иртыша и Демьянки не установлено. Во всех, кроме одной пробы, pH соответствовал щёлочной реакции среды или приближался к нейтральной. Относительно низкий показатель pH был установлен в пробе воды из створа 4 (Обь выше Нижневартовска) и был равен $6,68 \pm 0,09$. Наиболее высокий показатель pH отмечен в пробе воды из створа 1 (Обь, левый берег), который был равен $7,89 \pm 0,07$.

2.10.5.4. Азот общий

Азот – один из основных биогенных элементов, являющихся незаменимыми составными частями тканей любого живого организма.

Азот в поверхностных водах содержится в виде ряда неорганических и разнообразных органических соединений. В воде также имеется растворённый молекулярный азот, но количество его не значительно. Неорганические соединения азота – нитраты, нитриты и ионы аммония – присутствуют в водах главным образом в растворённом

виде. Органические азотсодержащие вещества в значительной степени могут находиться в виде взвешенных и коллоидных форм. Состав органических соединений азота, присутствующих в водоёмах, весьма разнообразен и состоит как из высокомолекулярных соединений (протеинов и протеидов, полипептидов и т.д.), так и более простых, низкомолекулярных, таких как аминокислоты, амины, амиды, мочевина.

Таким образом, в поверхностных водах возможно присутствие самых разнообразных азотсодержащих соединений, продуктов метаболизма гидробионтов и веществ, образующихся в процессе их дальнейшей внеорганизменной химической и биохимической трансформации. Азотсодержащие соединения находятся в поверхностных водах в растворённом коллоидном и взвешенном состояниях и могут под влиянием множества физико-химических и биохимических факторов переходить из одного состояния в другое.

Источниками поступления азота в природные воды являются: разложение клеток отмерших организмов, прижизненные выделения гидробионтов, атмосферные осадки, фиксация из воздуха в результате жизнедеятельности азотфикссирующих бактерий. Значительное количество азота может попадать в водоёмы с бытовыми, сельскохозяйственными и промышленными сточными водами.

Понижение содержания соединений азота в водоёмах связано, в основном, с потреблением их водными растениями. Некоторую роль в этом процессе играет денитрификация, т.е. перевод связанного азота в свободное состояние.

Содержание общего азота в незагрязненных природных водах зависит от степени трофности водоёма. В олиготрофных водоёмах концентрация азота составляет 0,3-0,7 мг/дм³, мезотрофных 0,7-1,3 мг/дм³, эвтрофных

0,8-2,0 мг/дм³. Такая классификация естественных водоёмов основана на двух критериях: содержания в них биогенных элементов и образования органических соединений. Согласно данной классификации олиготрофные водоёмы (малокормовые) с содержанием общего азота 0,3-0,7 мг/дм³ бедны биогенными элементами и в них обитает относительно мало растений и животных. Вода в олиготрофных реках прозрачная и непродуктивная. Эвтрофные реки (содержание общего азота 0,8-2 мг/дм³), напротив, богаты биогенными элементами, а также флорой и фауной. Мезотрофные водоёмы с содержанием 0,7-1,3 мг/дм³ занимают промежуточное положение между последними. В мезотрофных и эвтрофных имеются прекрасные условия для рыбного промысла, так как они высокопродуктивны.

При этом различают природные эвтрофные водные объекты и эвтрофикация водоёмов вследствие их загрязнения. В эвтрофных от природы речных экосистемах большую часть энергии и минеральных веществ поставляет сама система в форме первичной продукции (автохтонные поступления). При эвтрофикации рек, обусловленной деятельностью человека, в продуктивности системы участвуют внешние источники минеральных элементов и органического вещества (аллохтонные поступления). Поскольку системы, эвтрофные от природы, обычно хорошо сбалансированы, искусственное внесение биогенных элементов может нарушить нормальное функционирование сообщества и создать в экосистеме гибельную для неё неустойчивость. Содержание азота в природных водоёмах является одним из показателей санитарного состояния водоёма. Значительное повышение концентрации азота приводит к эвтрофикации водного объекта и ухудшению качества воды. Состав и соотношение минеральных и органических

форм азота указывает на направление и интенсивность биологических и биохимических процессов, протекающих в водоёме, в том числе процессов самоочищения. Эта информация может быть использована не только для оценки качества воды, но и при решении других вопросов, например, в установлении взаимосвязи между процессами жизнедеятельности водных организмов и химическим составом воды (Риклефс, 1979).

В исследованных пробах воды высоких показателей содержания общего азота, превышающих $2,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$, не обнаружено. Относительно высокий уровень содержания общего азота ($1,6 \pm 0,1 \text{ мг}/\text{дм}^3$) установлен в пробе воды из реки Демьянки, что по приведенным выше характеристикам соответствует эвтрофному типу водоёма. Содержание общего азота в пробах воды из Оби и Иртыша несколько ниже и соответствует мезотрофным, а в отдельных пробах - олиготрофным характеристикам водоёмов.

При исследовании проб воды Иртыша установлено некоторое снижение содержания общего азота в воде от створа 6 (перед впадением в Иртыш реки Демьянка) и ниже по течению реки к створу 3, расположенному в районе Ханты-Мансийска перед впадением Иртыша в Обь, с $0,76 \pm 0,14 \text{ мг}/\text{дм}^3$ до $0,45 \pm 0,015 \text{ мг}/\text{дм}^3$. В целом, содержание общего азота в Иртыше соответствует мезотрофному водоёму.

Содержание общего азота в пробах Оби также существенно различается. Если выше Нижневартовска (створ 4) содержание общего азота в пробе воды составило $0,91 \text{ мг}/\text{дм}^3$, то ниже по течению перед впадением Иртыша (створ 3) отмечается значительное снижение до $0,47 \pm 0,06 \text{ мг}/\text{дм}^3$ ($p < 0,02$). Далее в пробах, взятых еще ниже по течению после впадения Иртыша, вновь происходит его повышение (особенно у правого берега, точка 2) до

$0,90 \pm 0,075$ мг/дм³ при $p < 0,05$. Такие изменения могут быть следствием очаговых загрязнений водоёма или связаны с природными особенностями, объяснение которых потребует дальнейших научных наблюдений. В целом, Обь-Иртышская речная система по содержанию общего азота соответствует мезотрофному водоему, но с тенденциями эвтрофикации вследствие вероятного загрязнения органическими соединениями.

2.10.5.5. Азот аммония

Аммонийный азот в водах находится, главным образом, в растворённом состоянии в виде ионов аммония и недиссоциированных молекул NH_4OH , количественное соотношение которых имеет важное экологическое значение и определяется величиной pH и температурой воды. В то же время некоторая часть аммонийного азота может мигрировать в сорбированном состоянии на минеральных и органических взвесях, а также в виде различных комплексных соединений.

Присутствие в незагрязнённых поверхностных водах ионов аммония связано, главным образом, с процессами биохимической деградации белковых веществ, дезаминирование аминокислот, разложение мочевины под действием уреазы. Естественными источниками аммиака служат также прижизненные выделения гидробионтов, в частности беспозвоночных. Кроме того, ионы аммония могут образовываться в результате анаэробных процессов восстановления нитратов и нитритов. Значительные их количества поступают также с поверхностным стоком и с атмосферными осадками.

Источником антропогенного загрязнения водных объектов ионами аммония являются сточные воды многих

отраслей промышленности, бытовые сточные воды, стоки с сельскохозяйственных угодий.

Сезонные колебания концентрации ионов аммония характеризуются обычно понижением весной, в период интенсивной фотосинтетической деятельности фитопланктона, и повышением летом при усилении процессов бактериального разложения органического вещества в периоды отмирания водных организмов. В осенне-зимний период повышенное содержание ионов аммония связано с продолжающейся минерализацией органических веществ в условиях слабого потребления их фитопланктоном (Руководство...» 1977).

Главными процессами, направленными на понижение концентрации ионов аммония, является потребление их автотрофами – фотосинтетиками и нитрифицирующими микроорганизмами.

Для водных объектов рыбохозяйственного назначения предельно допустимая концентрация (ПДК) ионов аммония составляет $0,4 \text{ мг}/\text{дм}^3$ («Перечень...», 1999).

Высокое содержание аммонийного азота, превышающее ПДК, отмечено в пробе воды из реки Демьянка, которое составило $0,63 \text{ мг}/\text{дм}^3$. В пробах воды из Иртыша и Оби количество азота аммония значительно ниже ПДК.

Повышенное содержание ионов аммония в Демьянке указывает на ухудшение санитарного состояния данного водного объекта, загрязнение водоёма органическими соединениями. Причём, одновременное повышение концентрации ионов аммония и нитритов может указывать на свежее загрязнение, в то время как увеличение содержания нитратов - на загрязнение в предшествующее время. Поэтому, для выяснения характера загрязнения водоёма необходимо также проанализировать содержание в воде нитритов и нитратов.

2.10.5.6. Нитриты

Минеральные формы азота в водных объектах представлены главным образом нитритами, нитратами, аммиаком и ионами аммония.

Появление нитритов в природных водах связано, главным образом, с процессами минерализации органических веществ и нитрификации. Они являются промежуточным продуктом биохимического окисления аммиака или восстановления нитратов. Аммонийные ионы в водной среде под действием бактерий вида *Nitrosomonas* окисляются до нитритных ионов. При наличии достаточного количества в воде кислорода процесс окисления не останавливается на этой стадии. Под действием бактерий *Nitrobacter* нитриты окисляются далее до нитратов. Другой процесс образования нитритов под действием бактерий - денитрификация. Данный процесс также является неотъемлемой частью геохимического цикла азота.

Нитриты - неустойчивые компоненты природных вод, поэтому при благоприятных для окисления условиях они встречаются в незначительных количествах (до 10 мкг/дм³). Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов микробного разложения органических остатков в условиях дефицита кислорода и является одним из критериев сильного загрязнения водного объекта.

Содержание нитритов в природных водах нормируется. Предельно допустимая концентрация нитритов для водных объектов рыбохозяйственного назначения равна 0,02 мг/дм³ («Перечень...», 1999).

В исследованных пробах повышенного содержания нитритов не отмечено, причём в пробах воды из реки Демьянка, где ранее отличено высокое содержание аммонийного азота, азот нитритов отсутствует вовсе.

2.10.5.7. Нитраты

Нитраты являются конечным продуктом минерализации органических азотосодержащих веществ. Их содержание в воде, как правило, значительно превышает содержание аммонийного и нитритного азота. Для нитратов характерно уменьшение содержания в вегетационный период за счёт потребления водными растениями и увеличение осеню при отмирании водных организмов и минерализации органических веществ. Максимальное содержание нитритов наблюдается в зимний период. В незагрязнённых водных объектах концентрация нитратного азота обычно не превышает десятков миллиграммов в кубическом дециметре (Алекин, 1970).

Предельно допустимая концентрация нитратного азота в природных водах для водных объектов рыбоводного назначения составляет 9,1 мг/дм³ («Перечень...», 1999). Повышенное содержание нитратов указывает на ухудшение санитарного состояния водоёма и может служить одним из показателей эвтрофикации водоёма вследствие его загрязнения органическими азотосодержащими веществами, поступающими с бытовыми и сельскохозяйственными сточными водами. Определение концентрации аммонийных ионов в водоёме может быть использовано в качестве одного из показателей "свежего" загрязнения. При этом повышенное содержание нитратов в воде указывает на загрязнение в прошлом.

Содержание нитратов в исследованных пробах воды существенно ниже ПДК и составляет сотые, а в пробе воды из Иртыша (створ 3) даже тысячные доли миллиграммов в дм³, что вполне соответствует сезонным колебаниям концентрации нитратов в поверхностных водах. Поскольку отбор проб воды проводился в летний, то есть в вегетацион-

ный период, низкое содержание нитратов может быть следствием их активного использования фитопланктоном и водными растениями в процессе фотосинтеза.

Более высокое по сравнению с другими пробами содержание нитратов наблюдается в пробе реки Демьянки, которое составляет $0,28 \pm 0,01$ мг/дм³.

Таким образом, высокое содержание в пробах воды из реки Демьянки общего азота и продуктов деградации органических соединений (аммонийного азота, нитритов и нитратов) свидетельствуют о процессе эвтрофикации данного водоема вследствие загрязнения его органическими соединениями. Отсутствие в пробах воды Демьянки нитритов объясняется, по - видимому, наличием необходимых условий для быстрого окисления нитритов до нитратов. Для активизации данного процесса необходимо достаточное количество кислорода и бактерии вида Nitrobakter (Хатчинсон, 1969).

2.10.5.8. Фосфор общий, фосфор фосфатов

Фосфор относится к числу биогенных элементов, имеющих особое значение для развития жизни в водных объектах. При отсутствии соединений фосфора в воде рост и развитие водной растительности прекращается, однако избыток их также приводит к негативным последствиям, вызывая процесс эвтрофирования водного объекта и ухудшения качества воды.

В природных водах соединения фосфора находятся в растворённом, коллоидном и взвешенном состоянии. Под влиянием физических, химических и биологических факторов легко осуществляются переходы из одной формы в другую. Растворённый фосфор представляет собой неорганические и органические фосфаты. Неорганические фос-

фаты представленные в основном в виде ортофосфатов и полифосфатов, причём преобладающей формой являются ортофосфаты.

Концентрация фосфора в воде подвержена сезонным колебанием, поскольку она зависит от интенсивности процессов фотосинтеза и биохимического разложения веществ. Минимальные концентрации фосфора наблюдаются весной и летом, максимальные - осенью и зимой.

Соединения фосфора попадают в природные воды в результате процессов жизнедеятельности и посмертного распада водных организмов, выветривание и растворения пород, содержащих фосфаты, обмена с данными осадками, поступление с поверхности водосбора, а также с бытовыми и сточными водами.

Важным фактором повышения содержания соединений фосфора в поверхностных водах, нередко приводящие к значительной эвтрофикации водоёмов является хозяйственная деятельность человека. Загрязнению природных вод фосфором способствуют широкое применение фосфорных удобрений, полифосфатов, содержащихся в моющих и различных смягчителях воды.

Уменьшения содержания фосфора в воде связано с потреблением его водными организмами, а также переходом в донные отложения при образовании нерастворимых фосфатов (Алекин, 1970).

Содержание общего фосфора в водных объектах не нормируется. Предельно допустимая концентрация фосфатов в пересчёте на фосфор для водных объектов рыбохозяйственного назначения составляет $0,2 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Повышение указанного показателя до $0,245 \text{ мг}/\text{дм}^3$ отмечено только в пробе из реки Демьянки, что подтверждает активизацию процессов эвтрофикации данного водного объекта вследствие загрязнения его органическими соединениями.

В остальных пробах воды из рек Обь и Иртыш содержание фосфатов значительно ниже ПДК.

2.10.5.9.Нефтепродукты

Нефть и нефтепродукты относятся к числу наиболее распространённых в глобальном масштабе и опасных токсических веществ, вызывающих тяжелые экологические последствия при загрязнении ими водных объектов.

Нефть и нефтепродукты представляют собой весьма сложную, разнообразную и непостоянную по составу смесь соединений, основными групповыми компонентами которых 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.

Контроль нефтяного загрязнения, особенно свежего, осуществляется по его обычно преобладающей углеводородной фракции. Основную долю углеводородной фракции составляют, как правило, парафины, изопарафины, нафтины и ароматические углеводороды. Наиболее универсальным методом их определения, а для низкомолекулярных углеводородов – практически единственным является ИК – фотометрия на колонке с оксидом алюминия.

В водные объекты суши нефтепродукты поступают со сточными водами предприятий нефтеперерабатывающей, нефтедобывающей, химической, металлургической и других отраслей промышленности, при перевозке нефти водным путем, в результате интенсивного судоходства, с хозяйственно-бытовыми сточными водами (Панов и др., 1986).

Нефтепродукты в воде находятся в разных миграционных формах: растворенной, эмульгированной, сорбиро-

ванной на твердых частицах взвесей и донных отложений, а также в виде пленки на поверхности. Соотношение этих форм определяется условиями поступления нефтепродуктов в водоем, расстоянием от пункта сброса, скоростью течения и перемешивания водных масс и другие особенности гидрологического режима водоема.

Обычно в момент поступления основная масса нефтепродуктов сосредоточена в пленке. Со временем, по мере удаления от источника загрязнения, происходит перераспределение между основными формами миграции, направленное в сторону повышения доли растворенных, эмульгированных, сорбированных нефтепродуктов и соответствующим уменьшением их содержания в пленке.

Характер распределения нефтепродуктов по вертикали и акватории водоема также весьма сложен и не постоянен. Концентрации нефтепродуктов чаще бывают повышенны в поверхностном и придонном слоях, хотя возможно и возникновение локальных очагов с повышенным содержанием нефтепродуктов в водной толще.

Многие компоненты нефти обладают токсичными свойствами, поэтому для водных объектов хозяйствственно-питьевого и культурно-бытового водопользования, а также рыбохозяйственных водоемов для суммы всех нефтяных компонентов установлена ПДК, которая составляет 0,05 мг/дм³ («Перечень...», 1999).

Во всех отобранных для исследования пробах воды установлено высокое содержание нефтепродуктов. Причем, в количественном отношении нефтепродукты распределены по акватории водоемов крайне не равномерно. В пробах воды, отобранных из реки Оби, отмечается постепенное возрастание концентрации нефтепродуктов в направлении течения реки. Так, если в районе Нижневартовска (створ 4) концентрация в воде нефтепродуктов со-

ставляла $0,055\pm0,015$ мг/дм³, то есть была близка к предельно допустимой концентрации, то в пробе воды, взятой ниже по течению, перед впадением Иртыша (створ 2), количество в воде нефтепродуктов возрастает до $0,09\pm0,035$, то есть уже на 80% выше ПДК. В пробах воды, взятых ниже впадения Иртыша, отмечено дальнейшее повышение количества нефтепродуктов, особенно у правого берега (створ 1, точка 2), до $0,1\pm0,001$ мг/дм³, то есть в 2 раза превышающие ПДК. Причем, повышение содержания нефтепродуктов в Оби нельзя связать с влиянием Иртыша, поскольку их содержание в иртышской воде было равно 0,05 мг/дм³, то есть в два раза ниже, чем в Оби. Скорее всего, напротив, иртышская вода оказывает влияние на левый берег Оби (створ 1, точка 1), где концентрация нефтепродуктов по сравнению с правым берегом несколько ниже ($0,075\pm0,025$ мг/дм³).

Содержание нефтепродуктов в Иртыше также подвержено значительным колебаниям. Так, если высокая концентрация нефтепродуктов - $0,14$ мг/дм³, в 2,8 раз превышающая ПДК, была отмечена в створе 6, то есть выше впадения в Иртыш реки Демьянки, то ниже по течению к моменту впадения Иртыша в Обь (створ 3), данный показатель снизился до $0,05$ мг/дм³. В воде Демьянки также отмечен достаточно высокий уровень содержания нефтепродуктов ($0,05\pm0,01$ мг/дм³), соответствующий верхней границе допустимой концентрации.

Таким образом, вся обследованная часть речной системы, начиная с реки Демьянки, далее – реки Иртыш и Обь, подвержены масштабным загрязнениям нефтепродуктами. Нефтепродукты в акватории водоемов распределены неравномерно, имеются участки, где концентрация нефтепродуктов в 2,8 раз превышает ПДК.

Нефтепродукты оказывают неблагоприятное воздействие на физическое, химическое и биологическое состояние водоема, водную растительность, животный мир, а также и на организм человека. По данным (Красавицкая, 1972; Murphy, 1971), 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. Нефтепродукты оказывают отрицательное влияние на развитие водной растительности и микрофитов (Миронов, 1972). В присутствии нефтепродуктов вода приобретает специфический вкус и запах, изменяется ее цвет, pH среды, ухудшается газообмен с атмосферой. Наличие запаха обусловлено как самими нефтепродуктами, так и продуктами их химического и биохимического окисления, которые могут быть более токсичными, чем исходные вещества (Brown, Tischer, 1970; Tarswell, 1970).

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. В естественных условиях количество последних возрастает под влиянием солнечного света и кислорода воздуха.

При изучении вредного воздействия нефтяных загрязнений на живые организмы различных водоемов одной из важнейших проблем продолжает оставаться возможные последствия потребления человеком в пищу рыб и других гидробионтов, в организмах которых накапливаются наиболее опасные полициклические ароматические углеводороды, обладающие канцерогенными свойствами (Никитин и др., 1990).

Нефть не является специфическим токсикантом, поражающим какую-либо одну систему, а вызывает несогласованные изменения в содержании белков, нуклеотидов и нуклеиновых кислот.

Анализируя имеющиеся в научной литературе данные можно привести следующую классификацию специфического биологического действия нефти:

- Прямая летальная токсичность – действие углеводородов на клеточные и субклеточные процессы, и особенно на мембранный активность, вызывающая гибель организма.
- Сублетальное нарушение физиологической активности и поведенческих реакций, которое не приводит к немедленной смерти, а главным образом связаны с нарушением питания и размножения.
- Прямое воздействие вследствие обволакивания тела животных нефтью.
- Включение углеводородов в ткани животных, что вызывает изменение вкусовых качеств и снижение товарной ценности рыбы и прочих аквапродуктов, передачу полициклических ароматических углеводородов по пищевой цепи.

2.10.5.10. Железо

Соединения железа присутствуют в водах в виде двух степеней его окисления – Fe(II) и Fe(III) и представлены тремя миграционными формами – растворенной, коллоидной и взвешенной. Растворенное железо может находиться в ионной форме, в виде гидрокомплексов типа $[Fe(OH)_2]^+$; $[Fe_2(OH)_2]^{4+}$; $[Fe_2(OH)_3]^+$; $[Fe_2(OH)_3]^{3+}$; $[Fe(OH)_3]^-$ и комплексных соединений с минеральными и органическими веществами вод.

Вследствие гидролиза ионы Fe(III) при pH >3 превращаются в гидратированные нерастворимые оксиды железа, что обуславливает значительную долю взвешенных форм железа в водах.

На состав и формы нахождения соединений железа в водах оказывают существенное влияние такие факторы, как величина pH, и содержание растворенного кислорода, сероводорода, диоксида углерода, а также микроорганизмы, окисляющие и восстанавливающие железо.

Суммарную концентрацию в воде всех растворенных форм железа выражают показателем «железо общее».

В речных водах концентрация железа общего в большинстве случаев находится в пределах 0,01 – 1,0 мг/дм³. Она подвержена защитным сезонным изменениям, обусловленным участием этого металла в физико-химических и биологических процессах, активно протекающих в водной среде. Обычно в водоемах с высокой биологической продуктивностью в период летней и зимней стагнации, заметно увеличение концентрации железа в придонных слоях воды. Осенне-весенное перемешивание водных масс (гомотермия) сопровождается окислением Fe(II) до Fe(III) с выпадением последнего в виде Fe(OH)₃. В болотных, кислых, грунтовых и термальных водах концентрация железа могут достигать нескольких десятков и даже сотен миллиграммов в кубическом дециметре.

Основным природным источником поступления железа в природные воды являются процессы химического выветривания горных пород, сопровождающиеся их растворением. Значительная часть железа поступает также с подземным стоком (Алекин, 1970).

Антропогенное загрязнение водных объектов соединениями железа обусловлено их выносом со сточными водами предприятий горнодобывающей, металлургической и химической промышленности.

Содержание железа общего в поверхностных водах нормируется. В воде водных объектов рыбохозяйственного назначения ПДК его составляет $0,1 \text{ мг}/\text{дм}^3$ («Перечень...», 1999).

Во всех исследованных пробах воды отмечалось значительное увеличение содержания железа. Наибольшее содержание данного элемента обнаружено в пробе воды реки Демьянки, равное $1,54 \pm 0,15 \text{ мг}/\text{дм}^3$, то есть в 15,4 раза превышающее ПДК. В пробах воды Иртыша концентрация железа в 3-5 раз превышала ПДК и составляла в среднем $0,3-0,5 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Содержание железа в Оби находилось в пределах $0,52-0,72 \text{ мг}/\text{дм}^3$, то есть в 5,2-7,2 раза превышало ПДК. В целом же концентрация железа в Оби была несколько выше, чем в Иртыше и возрастала по направлению течения реки. Так, если в районе Нижневартовска содержание железа в пробах воды было равно в среднем $0,55 \pm 0,03 \text{ мг}/\text{дм}^3$ (створ 4), то ниже по течению в створе 2 концентрация данного металла составила $0,68 \pm 0,01 \text{ мг}/\text{дм}^3$, а еще ниже по течению в точке 2 створа 1 уже $0,72 \pm 0,07 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Кроме того, была отмечена определенная разница по содержанию общего железа в пробах воды у правого и левого берега Оби после впадения Иртыша (Створ 1, точка 1 и 2). Определенное снижение содержания железа у левого берега до $0,52 \pm 0,005 \text{ мг}/\text{дм}^3$ против $0,72 \pm 0,07 \text{ мг}/\text{дм}^3$ у правого, объясняется, по – видимому, влиянием иртышской воды, где содержание данного элемента перед впадением в Обь несколько ниже ($0,5 \text{ мг}/\text{дм}^3$) и связана с неполным смешиванием потоков воды в этих точках.

В целом, в обследованной водной системе указанных рек был отмечен значительный подъем концентрации железа, который в 3,0 – 15,4 раза превысил ПДК.

Высокое содержание железа в воде значительно ухудшает ее органолептические свойства, придавая ей неприят-

ный вяжущий вкус и делая воду малопригодной в технических целях. Являясь биологически активным элементом, железо в повышенной концентрации отрицательно влияет на интенсивность развития фитопланктона и качественный состав микрофлоры в водоеме (Мартин, 1973). Воду с высоким содержанием железа нельзя использовать без специальной обработки в теплоэнергетике, радиотехнике и других отраслях промышленности (Morton, Lee, 1974).

2.10.5.11. Свинец

Свинец находится в природных водах в растворенном и взвешенном (сорбированном) состояниях. В растворенной форме он встречается в виде неорганических и органоминеральных комплексов, а также простых ионов. Нерастворимая форма представлена, главным образом, в виде сульфидов, сульфатов и карбонатов.

Естественными источниками поступления свинца в поверхностные воды являются процессы растворения эндогенных и экзогенных минералов. Свинец содержит силикатная пыль природных почв, вулканические галогенные аэрозоли и силикатные дымы. Попадая в атмосферу, они возвращаются на землю вместе с атмосферными осадками.

Основной причиной значительного повышения концентрации свинца в окружающей среде стало широкое применение его в промышленности. Источниками поступления свинца в окружающую среду являются сжигание углей и применение тетраэтилсвинца в качестве антидетонатора в моторном топливе. Соединения свинца выносятся в водоемы со сточными водами рудообогатительных фабрик, некоторых металлургических предприятий, химических производств и шахт.

Предельно допустимая концентрация свинца в природных водах равна 0,006 мг/дм³(«Перечень...»,1999).

Повышенное содержание свинца было установлено в пробах воды из Оби в районе Ханты-Мансийска, как перед, так и после слияния Оби с Иртышем, которое составило в среднем $0,0075\pm0,0015 - 0,0095\pm0,0005$ мг/дм³. Выше по течению, в районе Нижневартовска, содержание свинца в воде было несколько ниже и не превышало ПДК.

Содержание свинца в пробах воды Иртыша существенно различается. Так, в районе Ханты-Мансийска, перед впадением в Обь (створ 3), содержание свинца в воде составило в среднем $0,0055\pm0,0005$ мг/дм³, то есть соответствовало верхней границе допустимой концентрации. Выше по течению реки, перед впадением реки Демьянки (створ 6) было отмечено повышение данного показателя до $0,0085\pm0,0005$ мг/дм³, то есть уже на 42% выше ПДК. Содержание свинца в воде Демьянки также соответствовало верхней границе ПДК.

В целом, можно сказать, что содержание свинца в указанных реках довольно высокое, что указывает на наличие источников постоянного загрязнения данных водоемов. Распределение свинца по акватории рек неравномерно, что, по-видимому, связано с особенностями миграции данного элемента и расположением источников загрязнения.

Свинец является токсичным элементом и обладает способностью накапливаться в организмах, поэтому, случаи острого и хронического отравления свинцом возможны при потреблении воды даже с низким содержанием данного элемента (Войнар, 1953).

2.10.5.12.Алюминий

Алюминий – один из наиболее распространенных элементов Земной коры, где он находится главным образом в виде алюмосиликатов.

Алюминий присутствует в воде в ионной, коллоидной и взвешенной формах. Для алюминия характерно образование довольно устойчивых комплексов с органическими и минеральными веществами, присутствующими в воде. Миграционная способность алюминия в воде невысокая, образование и выпадение гидроокиси алюминия происходит только при низкой величине рН(Алекин, 1970).

Основным естественным источником алюминия в поверхностных водах является поступление их в результате частичного растворения глин и алюмосиликатов, происходящее как непосредственно в водоемах, так и на площадях водосбора. Некоторое количество алюминия может приноситься с атмосферными осадками.

Существенными источниками соединений алюминия являются сточные воды некоторых металлургических предприятий, текстильных, керамических фабрик, а также других производств, применяющих соли алюминия при водоподготовке («Руководство...», 1977).

Предельно допустимая концентрация алюминия в водоемах рыбоводного назначения составляет $0,04 \text{ мг}/\text{дм}^3$.

Во всех исследованных пробах отмечается повышенное содержание алюминия, превышающее ПДК в 1,25-2,0 раза. Существенных различий по содержанию алюминия в акватории водоемов не наблюдается. В пяти пробах из семи исследованных содержание алюминия в 2 раза превышало ПДК и составило соответственно $0,08 \text{ мг}/\text{дм}^3$. В двух пробах содержание алюминия было несколько ниже, но при этом также превышало ПДК по данному показателю.

Большие дозы алюминия угнетают водные организмы, особенно одноклеточные. Они останавливают рост тканей в организме, подавляют активность слюнных и желудочных ферментов (Войнар, 1953).

2.10.5.13.Ртуть

В поверхностных водах соединения ртути находятся в растворенном и взвешенном состояниях. Соотношение между ними зависит от состава вод и величины pH. Взвешенная ртуть представляет собой сорбированные соединения ртути. Растворенными формами ртути являются недиссоциированные молекулы, комплексные органические и неорганические соединения.

Значительные количества ртути поступают в водоемы со сточными водами заводов, производящих красители, химикаты, инсектициды и фумиганты, фармакологические препараты и некоторые взрывчатые вещества (Резников и др., 1970). Понижение количества соединений ртути в воде возможно в результате извлечения их водными организмами, обладающими способностью накапливать ртуть в количествах, во много раз превышающих содержание ртути в воде, а также в результате процессов адсорбции.

Соединения ртути высокотоксичны и относятся к первому классу опасности. Предельно допустимая концентрация ртути в водоемах по санитарно-токсикологическому показателю составляет $0,00001 \text{ мг}/\text{дм}^3$ («Перечень...», 1999).

В водной среде в результате бактериальных процессов метилирования происходит образование метилртутных соединений, которые во много раз токсичнее неорганических соединений ртути. Процессам метилирования ртутных соединений в водоемах способствуют низкие величи-

ны pH и аэробные условия. Метилирование довольно быстро происходит весной и даже зимой (Cheremisinoff, Habib, 1972). Метилртутные соединения накапливаются в рыбе и могут попадать в организм человека. В организме животных и человека соединения ртути вызывают изменения со стороны слизистых оболочек, нарушения двигательной и секреторной функции желудочно-кишечного тракта, изменения в крови, поражают нервную систему (Войнар, 1953).

В одной из проб воды Иртыша (створ 3) установлено повышенное содержание ртути, равное $0,00025 \pm 0,00005$ мг/дм³, в 25 раз превышающее ПДК по данному металлу. Кроме того, высокое содержание ртути было установлено в одной из двух повторностей проб воды еще в трех точках, а именно: точка 1 (левый берег реки Оби), створ 4 (река Обь выше Нижневартовска) и створ 6 (река Иртыш выше впадения Демьянки), что также не исключает вероятность повышенного содержания ртути и в этих точках.

2.10.5.14. Общий анализ загрязнения воды тяжелыми металлами и нефтепродуктами

Таким образом, химический состав воды в обследованных водоемах имеет достаточно "пеструю" картину. Высокое или низкое содержание химических компонентов в воде может существенно влиять на ее качество.

Согласно полученным результатам, каждый из обследованных речных водоемов по химическому составу воды имел различную характеристику. Наиболее неблагополучной по химическому составу воды является река Демьянка, в которой отмечено высокое содержание органических веществ и продуктов их деградации, значительно превышающее санитарные показатели. Вода реки Демьянки относится

к карбонатному типу, имеет невысокий показатель жесткости, как и во всех последующих пробах, то есть считается мягкой. По содержанию азота и других биогенных элементов, Демянка относится к эвтрофным водоемам. При этом имеет место загрязнение вод реки органическими веществами, нефтепродуктами и тяжелыми металлами: соединениями железа, меди, свинца, марганца, алюминия, ртути.

Химические показатели могут значительно изменяться в зависимости от места отбора проб и связаны с особенностями миграции отдельных элементов и расположением источников загрязнения водоемов. В пробах воды, взятых в разных точках одного водоёма, были получены различные результаты по содержанию отдельных химических компонентов. Прежде всего, в первом створе реки Оби ниже впадения Иртыша химический состав воды у правого и левого берегов имеет ряд существенных отличий. В пробе воды, взятой у левого берега (точка 1) на $3,6 \text{ мг}/\text{дм}^3$ выше содержания кальция, на $3,35 \text{ мг}/\text{дм}^3$ хлоридов ($p<0,05$), на $0,59 \text{ мг}/\text{дм}^3$ калия ($p<0,01$) и на $3,02 \text{ мг}/\text{дм}^3$ больше количество натрия ($p<0,02$).

Анализируя полученные данные, сравнивая их с результатами химического исследования проб воды Иртыша, мы пришли к выводу, что вода у левого берега реки Оби на расстоянии 26 км ниже впадения Иртыша (створ 1, точка 1), по перечисленным химическим показателям ближе к иртышской, чего не наблюдается в пробе воды правого берега (створ 1, точка 2). Взаимное влияние на ряд химических показателей в результате слияния обской и иртышской воды представлено в таблице 51.

Подобная тенденция отмечается и по ряду других химических показателей: БПК₅, нитратного и общего азотов, СПАВ, показателям жёсткости воды и содержания гидрокарбонатов.

Таблица 51

Содержание некоторых химических ингредиентов в пробах воды Оби и Иртыша.

Ингредиенты, мг/дм ³	Место отбора		
	р. Обь, створ 1	р. Иртыш, створ 3	Точка 4
Точка 2, правый берег	Точка 1, левый берег		
Кальций	13,6±0,0	17,2±0,8	19,7±0,001
Хлорид-ион	5,85±0,55	9,2±0,0	14,35±1,25
Калий	1,44±0,05	2,03±0,015	2,64±0,005
Натрий	3,34±0,09	6,36±0,05	10,20±0,0

При этом, обская вода, взятая у правого берега (створ 1, точка 2) по химическому составу значительно отличается от иртышской по содержанию органического, нитритного и общего азотов, количеству кальция, хлоридов, ХПК, жёсткости, содержанию гидрокарбонатов, кремния, калия, натрия, свинца. Все указанные показатели имеют статистически достоверную разницу ($p<0,05$). Химический состав воды, взятой до слияния Оби с Иртышем (створ 2) и ниже по течению у правого берега (створ 1, точка 2) практически идентичен и не имеет столь существенных различий, то есть впадение Иртыша практически не влияет на содержание исследованных химических ингредиентов у правого берега реки, в отличие от левого.

Таким образом, после слияния крупных водных потоков, какими являются Иртыш и Обь, на расстоянии 26 км ниже по течению реки ещё не происходит полного перемешивания водных масс и по химическому составу вода у противоположных берегов может различаться в соответствии с характеристиками данных рек.

Химический состав воды может также значительно изменяться в зависимости от расстояния между обследованными точками. В пробах воды Оби наиболее загрязненной является пробы, взятая выше Нижневартовска (створ 4). Ниже по течению реки к створу 2, расположенному в районе Ханты-Мансийска перед впадением Иртыша, отмечено снижение количества общего и органического азота, кальция, показателя жесткости воды, содержание гидрокарбонатов, кремния и меди ($p<0,05$). Но не все полученные результаты подвержены такой закономерности. Так, содержание в пробах воды магния, сульфатов, нефтепродуктов, железа, СПАВ, цинка, никеля и свинца, напротив, возрастают (рисунки 36-39).

В целом, по результатам химического исследования воды, Обь можно охарактеризовать как мезотрофный водоем с повсеместным загрязнением воды нефтепродуктами и тяжелыми металлами (железо, медь, свинец, марганец, алюминий и в одной пробе обнаружено превышение ПДК по ртути).

В Иртыше получены результаты исследования двух проб воды: одна в районе Ханты-Мансийска перед впадением в Обь, другая - выше по течению, перед впадением Демьянки. Результаты химического состава воды в этих двух пробах различаются по ряду показателей (рисунки 40-43). При этом в большинстве случаев прослеживается определенная тенденция понижения количественного содержания химических элементов по направлению к устью. Такая тенденция прослеживается в отношении 20 показателей из 35 исследованных, но только снижение количества сульфатов, показателя жесткости воды, гидрокарбонатов, кремния, калия, цинка подтверждается статистически ($p<0,05$). При этом, содержание в воде железа, СПАВ, напротив, возрастает (рисунки 40-42).

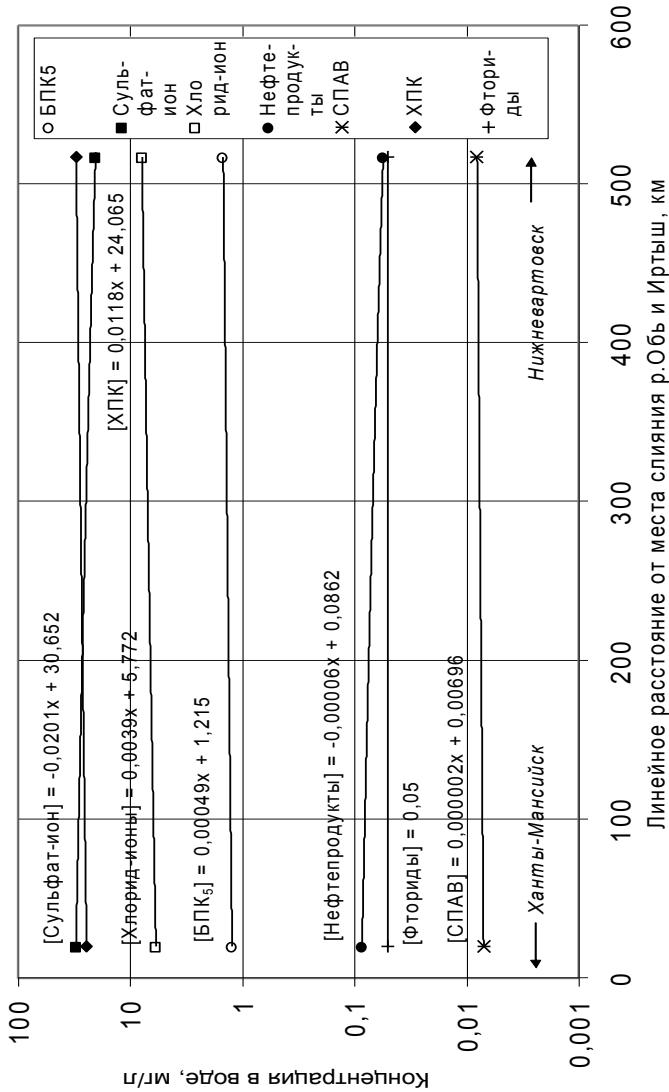


Рисунок 36 - Изменение концентрации в воде сульфат-, хлорид-, фторид-ионов, нефтепродуктов, СПАВ, ХПК и БПК₅ на участке Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском.

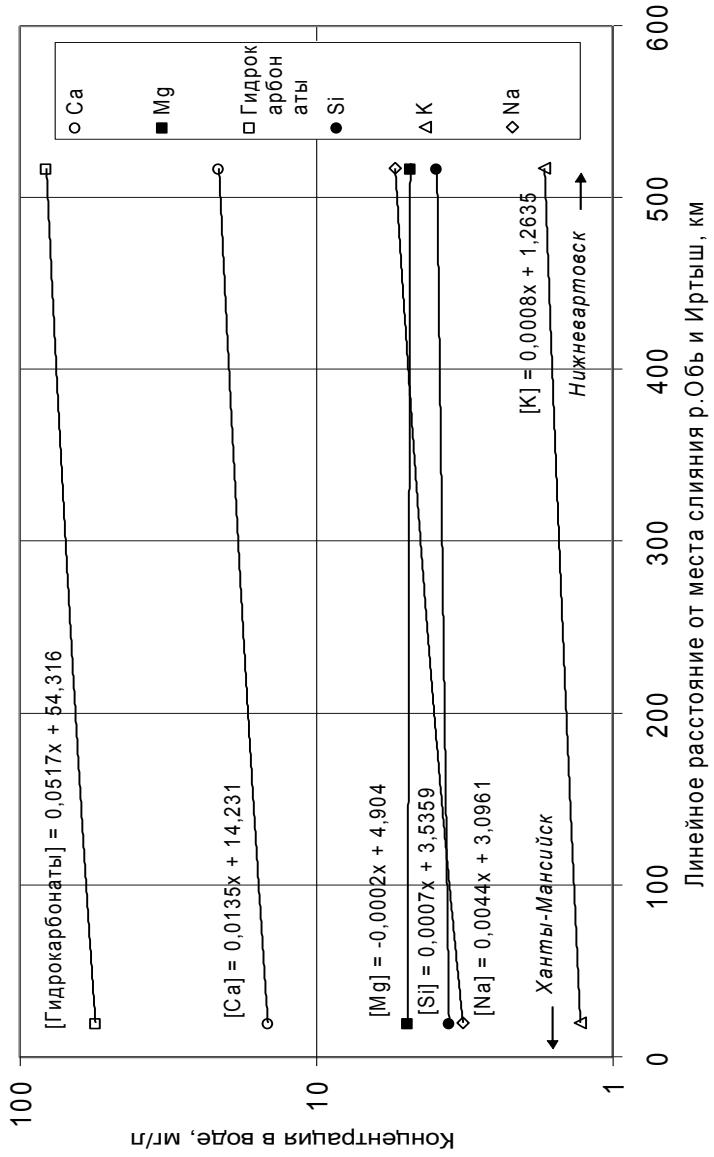


Рисунок 37 - Изменение концентрации в воде Ca, Mg, Na, Si, K и гидрокарбонатов на участке Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском

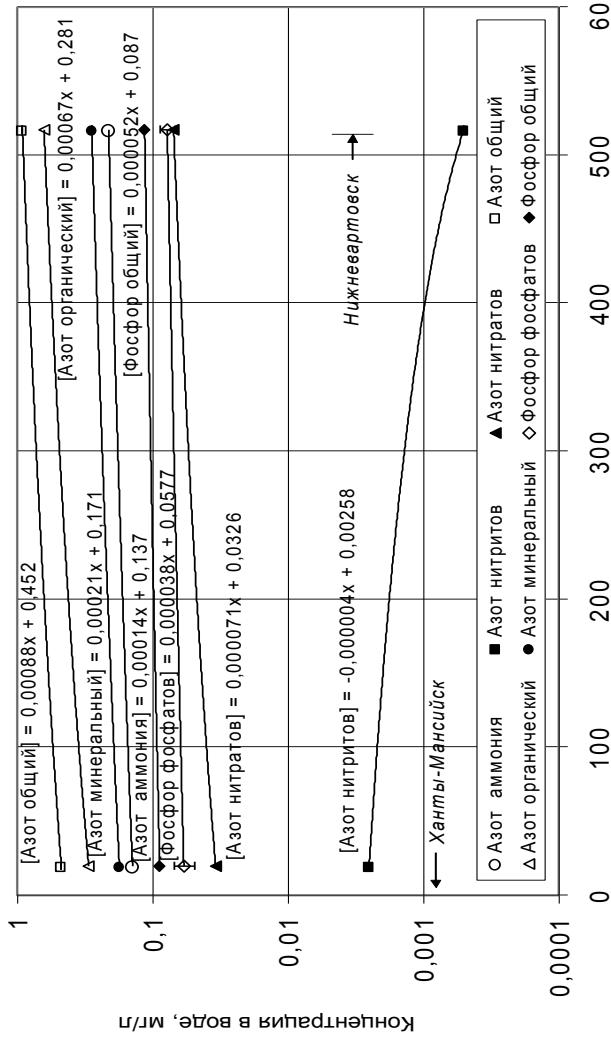


Рисунок 38 - Изменение концентрации в воде азота общего, азота нитритов, азота нитратов, азота аммония, азота органического и минерального, фосфора общего и фосфора фосфатов на участке р.Оби между Нижневарзовском и Ханты-Мансийском

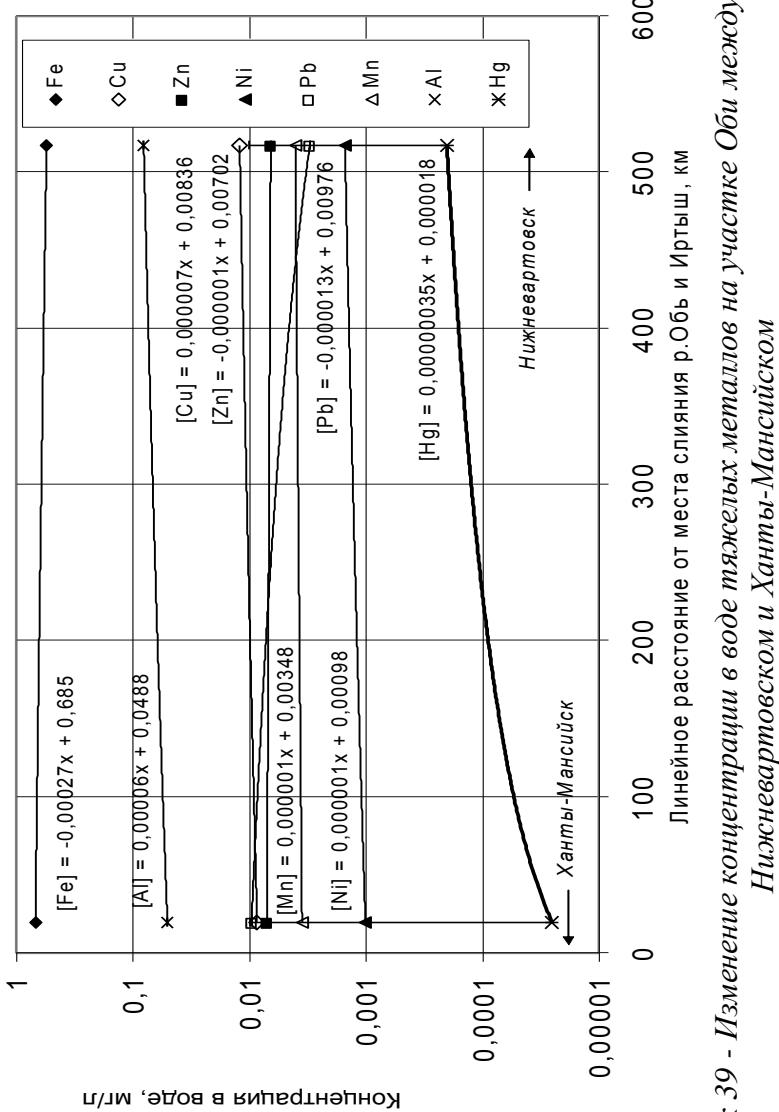


Рисунок 39 - Изменение концентрации в воде тяжелых металлов на участке Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском

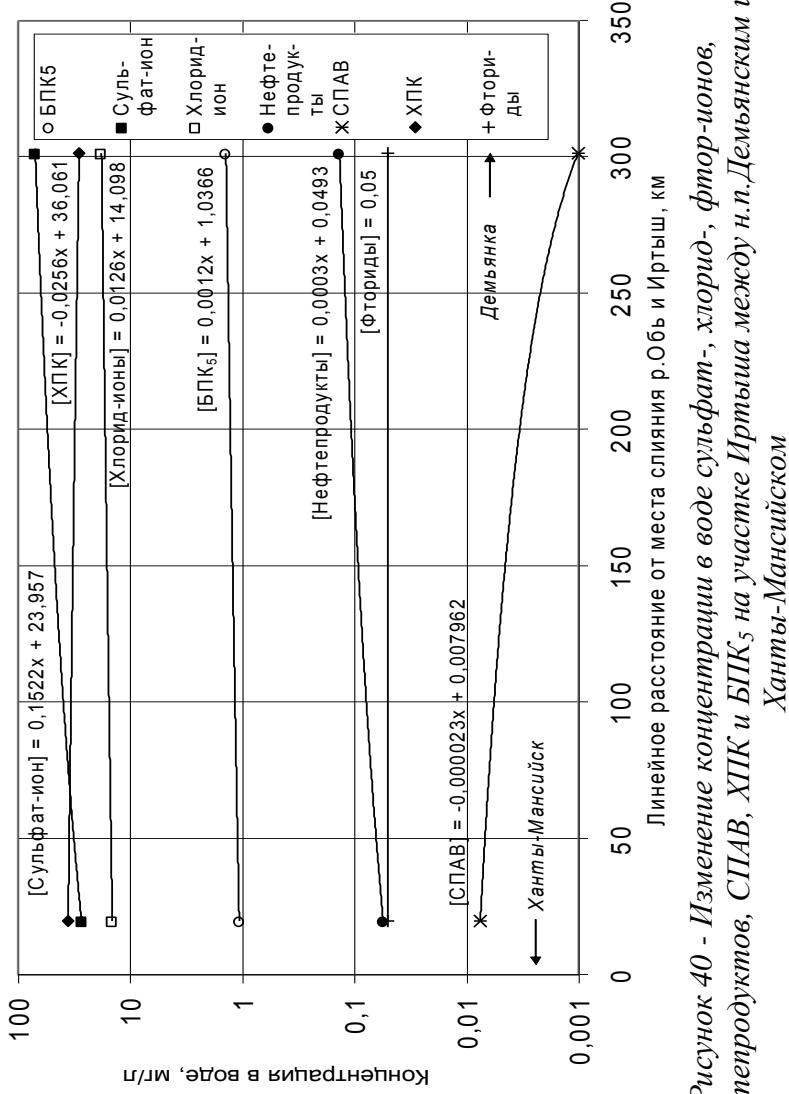


Рисунок 40 - Изменение концентрации в воде сульфат-, хлорид-, фторид-ионов, нефтепродуктов, СПАВ, ХПК и БПК₅ на участке Иртыша между н.п.Демьянским и Ханты-Мансийском

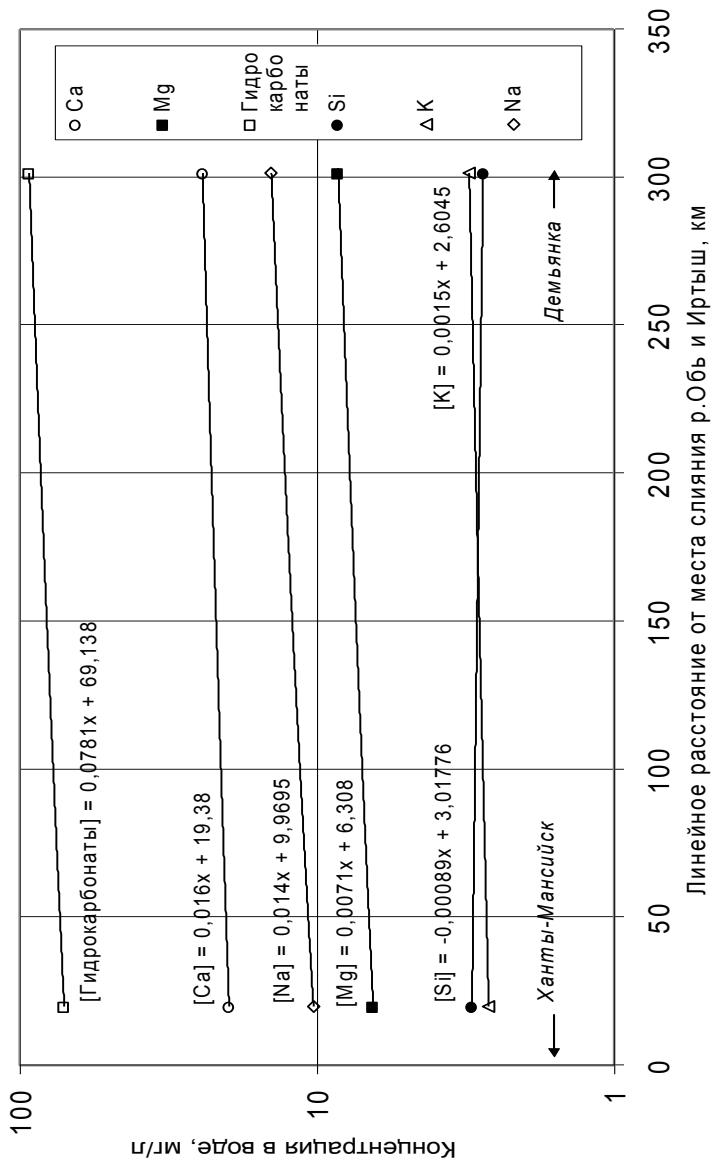


Рисунок 41 - Изменение концентрации в воде Ca, Mg, Na, Si, K и гидрокарбонатов на участке Иртыша между н.п.Демьянка и Ханты-Мансийском

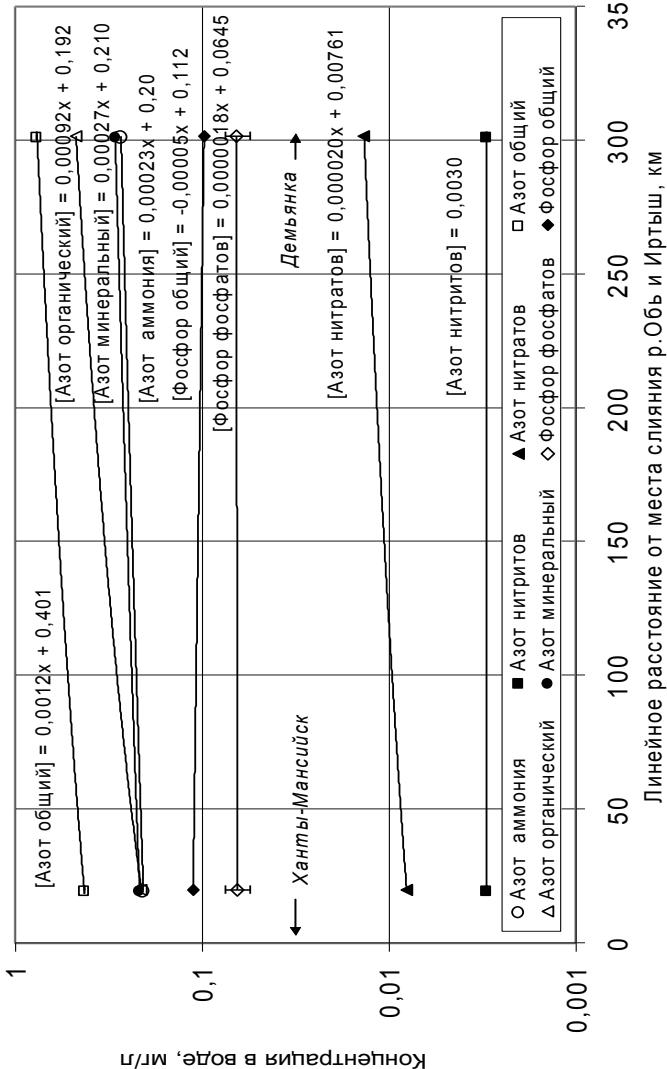


Рисунок 42 - Изменение концентрации в воде азота общего, азота нитритов, азота нитратов, азота аммония, азота органического и минерального, фосфора общего и фосфора фосфатов на участке р.Иртыши между н.п.Демьянка и Ханты-Мансийском

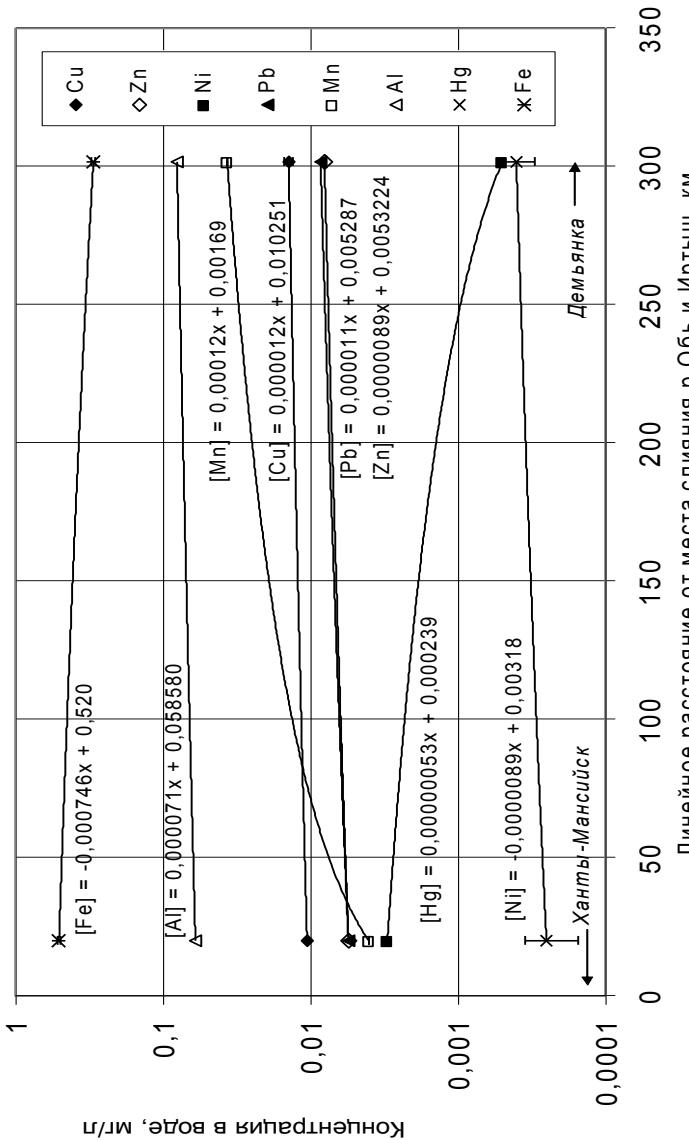


Рисунок 43 - Изменение концентрации в воде тяжелых металлов на участке р.Иртыши между н.п.Демянским и Ханты-Мансийском

Полученные нами результаты в целом согласуются с уже имеющимися данными о наличии в водах Оби загрязняющих веществ. Ранее Ханты-Мансийским Гидрометцентром уже сообщалось о наличии в воде Оби повышенного содержания соединений железа, меди, цинка, марганца, азота аммонийного и нефтепродуктов. В отличие от имеющихся данных, мы не отмечали критических концентраций загрязняющих веществ. Так, в 2002 году имело место повышение содержания железа до 24 ПДК, ХПК-до 4 ПДК, меди до 43 ПДК, цинка до 49 ПДК, марганца до 26 ПДК, нефтепродуктов до 12 ПДК.

Согласно полученным нами результатов, в пробах воды Оби отмечается 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. При этом, в дополнение к уже имеющимся данным, установлено в пробе воды Оби наличие ртути, равное 40 ПДК и в пробе воды Иртыша до 25 ПДК.

Происхождение и пути попадания загрязняющих веществ в исследованные речные водоемы может быть различным, как антропогенного характера, так и попадание в водоем естественным путем. Так, по некоторым данным, железо, содержащееся во всех пробах воды в повышенных концентрациях, может попадать в водоемы из растительной среды. Из всех типов растений повышенной способностью к накоплению железа обладают мхи и лишайники, где содержание данного элемента может составлять до 6% от веса золы («Экология...», 1977). Если учесть повышенную обводненность данного региона и широкое распространение указанных видов растений, то можно сказать, что повышенное содержание железа в речной воде является естественной и неустранимой принадлежностью данного региона. Подобные предположения имеются в отношении наличия фенолов в водах. Фенолы могут образовываться

при микробиологическом разложении древесины, торфов и прочих растительных остатков и наличие их в водоемах края также является естественным фактором.

Нельзя обойти вниманием крайне неблагоприятную обстановку, сложившуюся в обследованных водоемах в части загрязнения нефтепродуктами. Загрязнение основных речных магистралей округа неотъемлемо связано с развитием нефтегазодобывающего комплекса Югры. Нефть и продукты ее переработки поступают в окружающую среду, а затем в водоемы при фонтанировании из разведывательных скважин, при авариях транспортных средств, при разрывах нефте- и газопроводов, которые на территории ХМАО происходят ежегодно. Есть данные, что в среднем при разрыве нефтепровода выбрасывается две тонны нефти (Панов и др., 1986). При этом нефть является самым интенсивным загрязнителем вод. 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. Наиболее токсичные компоненты нефти – ароматические углеводороды в концентрации всего 1% в воде убивают все низшие водные растения, а также значительно угнетают высшие растения. В то же время нефть трудно поддается разрушению. Пути разложения нефтепродуктов в водоемах изучены слабо. Известно, что их растворимость невелика, распад нефти происходит медленно, особенно при низких температурах. Для данного процесса необходимо достаточно содержание в воде кислорода. В аэробных условиях полное окисление нефти заканчивается не ранее чем через 100-150 дней, а в анаэробных еще позже.

Кроме кислорода для разложения нефти в воде необходимы соответствующие микроорганизмы. Поэтому скорость разложения нефти зависит еще и от количества

вида бактерий и температуры воды. Окисление нефти в холодной воде происходит очень медленно. Для полного окисления только 1 л нефти требуется кислород, содержащийся в 400 тыс. л воды. Зимой подо льдом кислорода в воде очень мало (менее 4 мг/л). В этих условиях 1 л нефти приводит в негодность около 1 млн. л воды.

Особенно неблагоприятно для водоемов сочетание загрязнения нефтью и тяжелыми металлами, о чем свидетельствуют полученные результаты исследований. 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.

При обсуждении данной проблемы следует также иметь в виду, что в смолах и асфальтенах, составных компонентах нефти, также содержится значительное количество тяжелых металлов, в том числе относящихся к 1 и 2 классам опасности, таким как кобальт, свинец, молибден, медь, ртуть, ванадий, мышьяк, марганец, которые в случае высоких концентраций оказывают токсичное воздействие на биоценозы.

На основании данных по расходам воды в исследуемых створах Оби и Иртыша были рассчитаны годовые стоки тяжелых металлов и других загрязнителей, которые вычислялись как произведение концентрации определяемого компонента на годовой сток воды в створе. Результаты этих расчетов приведены в таблице 52.

Таблица 52

**Расчет годовых стоков основных загрязнителей
в исследованных створах рек Обь и Иртыш, т/год.**

	Годовой сток воды в створе, км ³	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5
Азот аммония	5,37E+04	3,68E+04	1,17E+04	3,63E+04	1,24E+04	
Азот нитритов	6,41E+02	6,58E+02	1,72E+02	8,64E+01	1,38E+02	
Азот нитратов	7,13E+03	8,95E+03	4,58E+02	1,20E+04	6,21E+02	
Азот общий	2,48E+05	1,24E+05	2,44E+04	1,57E+05	3,50E+04	
Азот органический	1,86E+05	7,76E+04	1,20E+04	1,09E+05	2,16E+04	
Азот минеральный	6,17E+04	4,60E+04	1,23E+04	4,84E+04	1,33E+04	
Фосфор фосфатов	1,71E+04	1,54E+04	3,70E+03	1,34E+04	2,99E+03	
Фосфор общий	2,80E+04	2,32E+04	6,36E+03	1,97E+04	4,46E+03	
Кальций	4,93E+06	3,82E+06	1,13E+06	3,66E+06	1,11E+06	
Магний	1,49E+06	1,29E+06	3,70E+05	8,29E+05	3,89E+05	
Сульфат-ион	1,13E+07	7,96E+06	1,55E+06	3,50E+06	3,21E+06	
Хлорид-ион	2,41E+06	1,54E+06	8,22E+05	1,35E+06	8,23E+05	
Нефтепродукты	2,80E+04	2,24E+04	3,15E+03	9,50E+03	6,21E+03	
Железо общее	1,98E+05	1,79E+05	2,89E+04	9,41E+04	1,36E+04	
СПАВ	2,88E+03	1,84E+03	4,30E+02	1,38E+03	4,60E+01	

Таблица 52. (Окончание)

Годовой сток воды в створе, км ³	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5
Гидрокарбонаты	1,86E+07	1,46E+07	4,05E+06	1,40E+07	4,26E+06
Кремний	1,15E+06	9,34E+05	1,72E+05	6,74E+05	1,27E+05
Фториды	1,60E+04	1,32E+04	2,87E+03	8,64E+03	2,30E+03
Калий	5,55E+05	3,37E+05	1,51E+05	2,92E+05	1,41E+05
Натрий	1,55E+06	8,38E+05	5,87E+05	9,32E+05	6,53E+05
Медь	2,48E+03	2,24E+03	6,02E+02	2,07E+03	6,44E+02
Цинк	2,40E+03	1,84E+03	3,15E+02	1,12E+03	3,68E+02
Никель	3,20E+02	2,63E+02	1,72E+02	2,59E+02	2,30E+01
Свинец	2,40E+03	2,50E+03	3,15E+02	5,18E+02	3,91E+02
Марганец	1,36E+03	9,21E+02	2,29E+02	6,91E+02	1,68E+03
Алюминий	2,56E+04	1,32E+04	3,44E+03	1,38E+04	3,68E+03
Хром общий	3,20E+03	-	-	-	-

Из представленных данных следует, что годовые стоки таких ингредиентов, как кальций, сульфат-ион, хлориды и гидрокарбонаты исчисляются в несколько миллионов тонн. Стоки основных химических загрязнителей (включая тяжелые металлы) варьируют от нескольких сотен до сотен тысяч тонн в год. Причем, по количеству загрязнителей значительно доминирует обской рукав, где годовые стоки по большинству компонентов в несколько раз превышают таковые со стороны Иртыша. Несмотря на то, что содержание некоторых химических компонентов, таких как нефтепродукты, железо, медь, марганец, ртуть, в расчете на дм^3 были более высокими в пробах воды Демьянки и Иртыша, пересчет данных показателей с учетом годового стока воды существенно меняет первоначальную картину. Годовые количества основных загрязняющих веществ в обском стоке в среднем в 3-4 раза, а по цинку и свинцу - в 6-8 раз, превышают таковые в Иртыше.

Таким образом, расчеты показали, что основное количество загрязняющих веществ поступает на территорию Югры по обскому рукаву, поскольку их поток на входном створе обследованного участка Оби (створ 4) значительно превышает годовые поступления из Иртыша (створ 3).

Определенное представление о характере миграции химических элементов на исследуемом участке реки дает расчет баланса годовых стоков загрязняющих веществ. Метод основан на расчете разности годовых стоков отдельных элементов между входным и выходным створами исследуемого участка реки. При равенстве потоков баланс будет равен нулю и, следовательно, на данном участке не отмечается процессов накопления или дополнительного поступления указанного элемента. Положительный баланс говорит о том, что входной годовой поток превышает выходной и какая-то часть данного элемента депонируется

на исследуемом участке. При отрицательном балансе, то есть когда выходной годовой поток превышает входной, есть вероятность дополнительного поступления определенных компонентов на исследованном участке реки, либо имеют место естественные процессы выноса данных элементов из пойменных почв донных отложений.

Согласно данной методике были рассчитаны балансы двух участков: первый- на Оби, второй- на Иртыше. На Оби в расчетах задействован участок между четвертым и вторым створами, протяженностью 517 км. Входной створ расположен выше Нижневартовска, выходной в районе Ханты-Мансийска перед впадением Иртыша. На Иртыше задействован участок между шестым и третьим створами, протяженностью 307 км. При этом, створ, расположенный перед впадением реки Демьянки является входным, а створ перед впадением Иртыша в Обь, соответственно, выходным. Результаты расчетов представлены в таблице 53.

Установлено, что в Иртыше такие основные загрязняющие компоненты, как нефтепродукты, железо, медь, цинк, марганец, алюминий, ртуть имеют положительный баланс, то есть их поступление из верховьев реки превышает вынос данных компонентов через выходной створ. Отсюда следует, что источники поступления данных элементов в воду Иртыша расположены выше по течению от обследованного участка, указанные элементы с водой выносятся не полностью, часть их задерживается и депонируется на исследованном участке реки.

В Оби, напротив, основные компоненты загрязнения, такие как нефтепродукты, железо, медь, цинк, никель, свинец, марганец, имеют отрицательный баланс. Это говорит о том, что вынос данных элементов через выходной створ превышает их поступление через входной.

Таблица 53

Баланс годовых стоков (т) основных химических компонентов на исследованных участках рек Обь и Иртыш

Ингредиенты	Иртыш	Обь
Азот аммония	6,74E+02	-5,70E+02
Азот нитритов	-3,39E+01	-5,71E+02
Азот нитратов	1,63E+02	3,06E+03
Азот общий	1,06E+04	3,35E+04
Азот органический	9,59E+03	3,12E+04
Азот минеральный	1,02E+03	2,31E+03
Фосфор фосфатов	-7,06E+02	-2,01E+03
Фосфор общий	-1,90E+03	-3,47E+03
Кальций	-1,56E+04	-1,54E+05
Магний	1,91E+04	-4,60E+05
Сульфат-ион	1,67E+06	-4,46E+06
Хлорид-ион	1,15E+03	-1,92E+05
Нефтепродукты	3,06E+03	-1,29E+04
Железо общее	-1,54E+04	-8,48E+04
СПАВ	-3,84E+02	-4,60E+02
Гидрокарбонаты	2,13E+05	-5,66E+05
Кремний	-4,54E+04	-2,61E+05
Фториды	-5,65E+02	-4,52E+03
Калий	-1,00E+04	-4,49E+04
Натрий	6,59E+04	9,37E+04
Медь	4,24E+01	-1,64E+02
Цинк	5,29E+01	-7,19E+02
Никель	-1,49E+02	-4,07E+00
Свинец	7,59E+01	-1,98E+03
Марганец	1,45E+03	-2,30E+02
Алюминий	2,42E+02	6,60E+02
Ртуть	4,08E+00	3,45E+01

Отрицательный баланс загрязняющих веществ на данном участке Оби возможен в результате их дополнительного поступления с водами притоков, или с площади водосбора, или вследствие их активного выноса из донных и пойменных отложений, где ранее образовался их значительный резерв.

Изучение процессов, происходящих на данном участке Оби, требует проведения дальнейших исследований. Одним из путей решения проблемы является исследование донных отложений на содержание тяжелых металлов.

2.10.6. Определение тяжелых металлов в донных отложениях

Кроме непосредственного воздействия на водные фауну и флору, большинство тяжелых металлов обладают кумулятивными свойствами и способны накапливаться в растительности, тканях рыб, а особенно в донных отложениях, создавая угрозу для гидроэкосистем на длительный промежуток времени. В целях более объективного и комплексного исследования состояния речных биогеоценозов, параллельно отбору проб воды в тех же точках был произведен отбор проб донных отложений для определения наличия и количественного содержания загрязняющих веществ (тяжелых металлов и нефтепродуктов). Результаты химического анализа донных отложений представлены в таблице 54.

В пробах донных отложений Оби наблюдается повышение содержания никеля – до 9,4 ПДК, цинка – до 1,1 ПДК, меди – до 27,7 ПДК. Установлено наиболее высокое, по сравнению с другими участками, содержание железа – до 29055 мг/кг, алюминия – до 17625 мг/кг, ртути – до 0,042 мг/кг.

Следует отметить, что во всех исследованных пробах установлено наличие нефтепродуктов в разных концентрациях, что подтверждает высказанное ранее предположение об участии нефтепродуктов в формировании донных отложений.

Таблица 54
Результаты химического анализа донных отложений р.Обь и Иртыш (мг/кг)

Место отбо- ра	Ингредиенты							Нефте- продукты, МГ/Г				
	Cr	Pb	Mn	Ni	Cu	Zn	Fe					
Створ 1	46,5	14,5	570,5	28,3	55,8	20,3	0,48	23197,5	16750	67,5	0,031	0,022
Створ 2	27,5	10,3	466,3	20,1	34,5	11	0,33	16132,5	10250	41,3	0,025	0,024
Створ 3	9,75	5,5	118,5	5,1	25,3	4	0,18	4527,5	4000	h/o	0,017	0,028
Створ 4	54,3	17,3	626	37,5	83	25,3	0,6	29055	17625	48,8	0,042	0,014
Створ 6	16,8	8,25	224,5	12,3	23	7,25	0,23	9075	5875	h/o	0,016	0,054
Створ 7	25	9,75	348,8	16,4	42	9,5	0,25	13542,5	7875	11,3	0,028	0,022

Наиболее неблагополучной по содержанию тяжелых металлов оказалась проба донных отложений, взятая выше Нижневартовска (створ 4). В этой пробе содержание всех исследованных тяжелых металлов оказалось выше, чем во всех последующих.

Распределение тяжелых металлов в донных отложениях вдоль русла рек представлено на рисунках 44 и 45.

В донных отложениях Оби наибольшие концентрации химических элементов установлены в створе 4 (выше Нижневартовска). Ниже по течению в следующей точке, расположенной перед впадением Иртыша в Обь (створ 3), происходит некоторое их уменьшение. Такая тенденция характерна для хрома, свинца, марганца, никеля, меди, цинка, алюминия, ванадия и ртути. А вот содержание нефтепродуктов, как и в пробах воды, возрастает по направлению течения реки.

В донных отложениях, взятых в пойме реки Иртыш, отмечено повышенное содержание никеля до 3 ПДК, меди - до 8,4 ПДК, имеет место наличие ртути (0,016 мг/кг) и нефтепродуктов (0,054 мг/г). Для Иртыша, как и в случае распределения большинства химических элементов в воде, характерно некоторое уменьшение показателей от створа 6, расположенного на реке перед впадением Демьянки к точке, находящейся в районе Ханты-Мансийска перед впадением реки в Обь.

Такая тенденция характерна для распределения хрома, свинца, марганца, никеля, алюминия, цинка, включая нефтепродукты. Их содержание в пробах донных отложений на обследованном участке реки снижается в среднем на 40-60%, а содержание никеля уменьшается в 2,4 раза (рисунок 45).

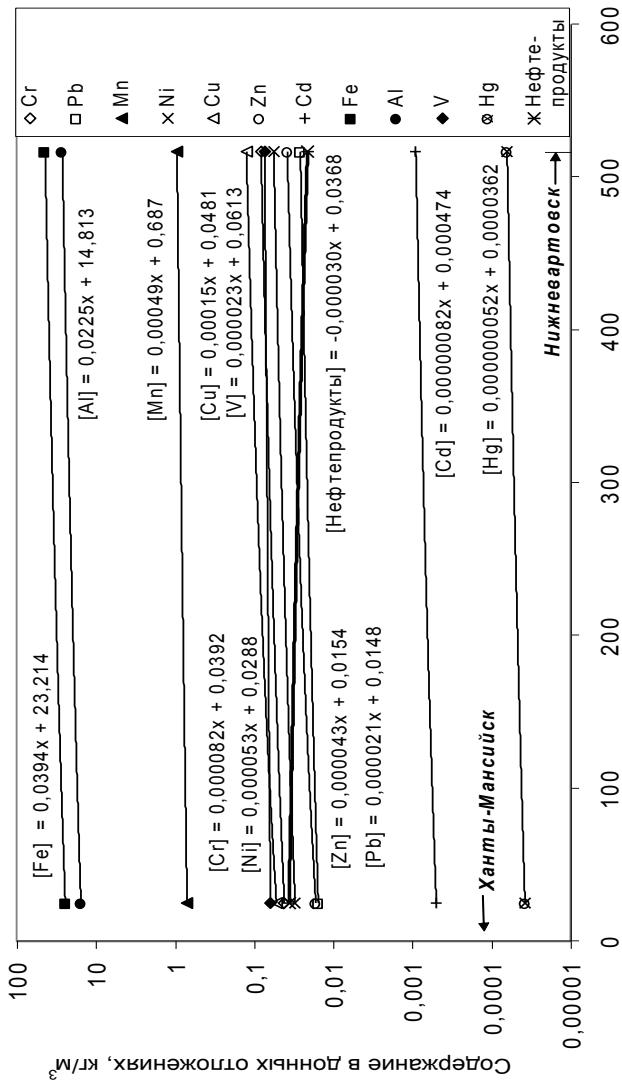
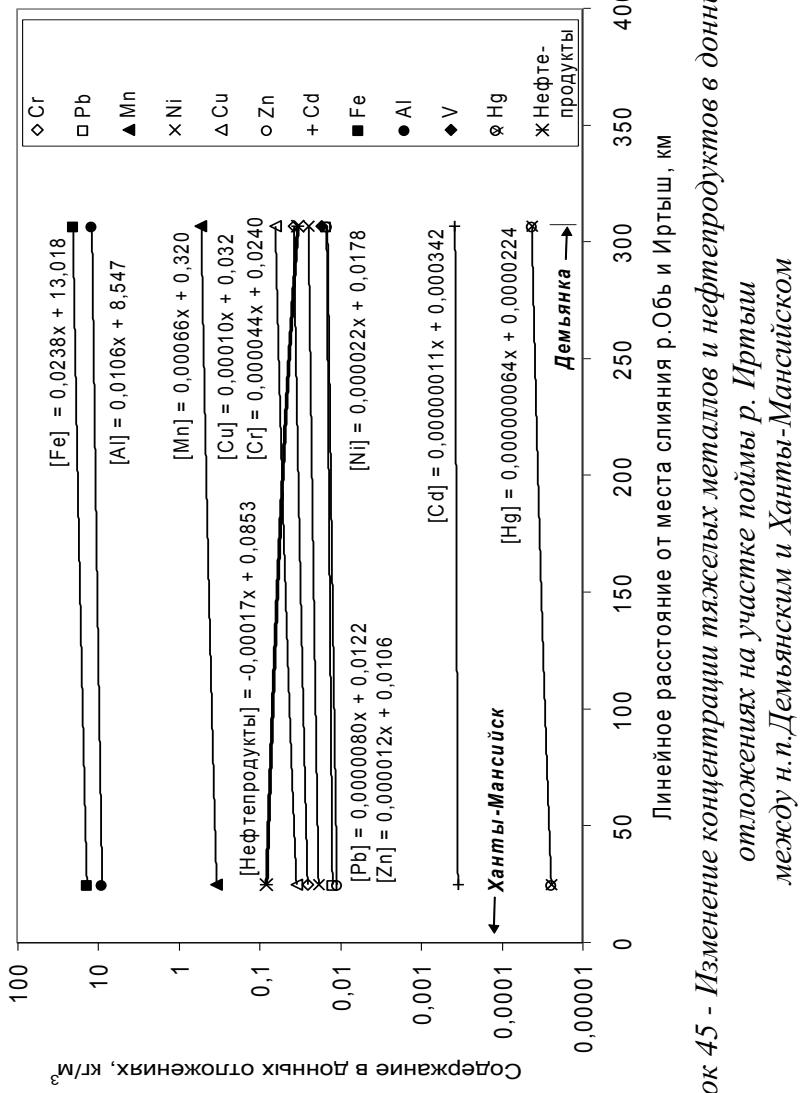


Рисунок 44 – Изменение концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов в донных отложениях на участке поймы р. Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском



В пойме реки Демьянки исследована одна проба донных отложений, взятая непосредственно перед ее впадением в Иртыш (створ 7). В данной пробе установлено повышение содержания никеля до 4,1 ПДК, меди – до 14 ПДК. Кроме того, обращает на себя внимание высокое содержание некоторых ненормируемых показателей, таких как железо – 13542,5 мг/кг, алюминия – 7875 мг/кг, а также наличие ртути (0,018 мг/кг) и нефтепродуктов (0,022 мг/г).

Результаты расчета удельной концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов в пойме и донных отложениях представлены в таблице 55.

Таблица 55

**Удельная концентрация тяжелых металлов
в поймах рек Обь и Иртыш, г/м² (т/км²)**

Ингредиенты	Место отбора					
	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 6	Створ 7
Cr	13,95	8,25	2,925	16,29	5,04	7,5
Pb	4,35	3,09	1,65	5,19	2,475	2,925
Mn	171,15	139,89	35,55	187,8	67,35	104,64
Ni	8,49	6,03	1,53	11,25	3,69	4,92
Cu	16,74	10,35	7,59	24,9	6,9	12,6
Zn	6,09	3,3	1,2	7,59	2,175	2,85
Cd	0,144	0,099	0,054	0,18	0,069	0,075
Fe	6959,25	4839,75	1358,25	8716,5	2722,5	4062,75
Al	5025	3075	1200	5287,5	1762,5	2362,5
V	20,25	12,39		14,64		3,39
Hg	0,0093	0,0075	0,0051	0,0126	0,0048	0,0084
Нефтепродукты	6,6	7,2	8,4	4,2	16,2	6,6

Результаты расчетов показывают, что в донных отложениях обследованных участков рек концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов (и, соответственно, суммарные запасы) могут достигать значительных величин.

Содержание тяжелых металлов в донных отложениях Оби в среднем в 1,9- 3,3 раза превышают содержание их в иртышских донных отложениях. В два и более раза различаются показатели по плотности содержания хрома, марганца, никеля, цинка, железа, алюминия. Плотность загрязнения нефтепродуктами, напротив, в 2,2 раза выше в донных отложениях Иртыша.

По средней плотности запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби наиболее выделяются: железо – 6,8 кг, алюминий – 4,2 кг, марганец – 163,8 г, медь -17,6 г, хром – 12,3 г, ванадий – 13,5 г, ртуть- 10,1 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами составляет $5,7 \text{ г}/\text{м}^2$. В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей несколько меньше, но все же достаточно высокое: железа – 2,04 кг, алюминия – 1,5 кг, марганца – 51,5 г, меди – 7,3 г, хрома – 4 г, ртути – 5 мг, нефтепродуктов – 12,3 г на квадратный метр. (Отметим, что плотность запасов, выраженная в $\text{г}/\text{м}^2$ численно равна этому параметру, выраженному в тоннах на квадратный километр).

Таким образом, депонирование значительных количеств тяжелых металлов в донных отложениях, является определенным критерием неблагополучия водоема, а также источником загрязняющих веществ на последующий длительный период времени.

2.10.7. Содержание тяжелых металлов в рыбе

Кроме донных отложений, было проведено определение накопления тяжелых металлов в организме рыб.

Результаты исследований содержания тяжелых металлов в рыбе представлены в таблице 56. Согласно СанПиН 2.3.2. 1078-01 («Гигиенические...», 2002) пре-

дельно допустимые концентрации (ПДК) нормируются по четырем элементам, а именно: свинец – не более 1,0 мг/кг, мышьяк – не более 1,0 мг/кг, ртуть – не более 0,3 мг/кг и кадмий – не более 0,2 мг/кг.

Содержание указанных элементов во всех исследованных образцах не превышало ПДК. При этом, относительно более высокое содержание тяжелых металлов наблюдается у более мелкой рыбы, например плотвы, или язя, пойманых в Иртыше в районе д. Демьянка, весом 16 и 7 грамм.

На основании полученных результатов рассчитаны коэффициенты накопления тяжелых металлов в различных видах рыбы, представленные в таблице 57. Полученные результаты свидетельствуют, что наиболее интенсивно тенденция к накоплению тяжелых металлов прослеживается также у мелкой и молодой рыбы. По-видимому, такая особенность связана с более активным обменом веществ у растущей рыбы. Из определенных элементов наиболее высокие коэффициенты накопления имеют цинк, никель, медь, то есть указанные элементы способны наиболее интенсивно накапливаться в организме рыб.

Таблица 56

Содержание тяжелых металлов в золе рыбы, мг/кг сырой массы

№ про- бы	Наиме- нование рыбы	Место отбо- ра	Ингредиенты								
			Cr	Pb	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	Fe	Al
1	Окунь	Объ	0,0185	0,0222	0,0400	0,0222	0,2224	0,4381	0,0012	0,7589	0,8154
2	Язь	Объ	0,0145	0,0151	0,0268	0,0169	0,1891	0,4735	0,0008	0,5875	0,1221
3	Лещ	Объ	0,0084	0,0277	0,0427	0,0161	0,0591	0,3926	0,0017	0,5874	0,1752
4	Щука	Объ	0,0078	0,0326	0,0649	0,0165	0,0910	0,4907	0,0018	0,4404	0,8722
5	Плотва	Иртыш-Объ	0,0702	0,0972	0,2544	0,0517	0,1153	2,4870	0,0056	0,9716	4,4139
6	Налим	Объ	0,0163	0,0196	0,0530	0,0170	0,2451	0,8804	0,0013	1,8765	0,7843
7	Карась	Иртыш	0,0192	0,0277	0,1477	0,0206	0,2834	2,8054	0,0025	4,0646	2,9545
8	Щука	Иртыш- Демянка	0,0075	0,0228	0,0623	0,0155	0,0955	0,7337	0,0018	0,6343	0,5162
9	Плотва	Иртыш	0,0193	0,1081	0,1868	0,0499	0,3389	2,4767	0,0083	1,5664	0,3212
10	Язь	Иртыш- Демянка	0,1145	0,1861	0,3199	0,1816	0,2210	2,2901	0,0144	2,5073	1,2447
11	Язь	Иртыш- Демянка	0,0389	0,1511	0,3036	0,1511	0,4863	2,3011	0,0144	5,5392	0,5288

Таблица 57

Коэффициенты накопления тяжелых металлов в рыбе

№ пробы	Рыба	Место от- бора	Ингредиенты						Al	
			Cr	Pb	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	
1	Окуни	Обь	>2	3	3	15	20	62	>1	11
2	Язь	Обь	>1	2	2	11	17	67	>1	1
3	Лещ	Обь	>1	4	3	12	5	55	>2	1
4	Щука	Обь	>1	5	5	11	8	69	>2	12
5	Плотва	Иртыш-Обь	>7	14	18	34	10	352	>6	1
6	Налим	Обь	>2	3	4	11	22	124	>1	3
7	Карась	Иртыш	>2	4	10	14	25	397	>2	6
8	Щука	Иртыш- Демьянка	>1	3	4	10	9	104	>2	1
9	Плотва	Иртыш	>2	16	13	33	31	350	>8	41
10	Язь	Иртыш- Демьянка	>11	27	23	121	20	324	>14	4
11	Язь	Иртыш- Демьянка	>4	22	21	101	44	325	>14	8
										7

2.10.8. Анализ, обобщение и оценка результатов исследований

Таким образом, обследованные основные реки на территории Югры, Обь, Иртыш и его приток Демьянка подвержены масштабному и интенсивному загрязнению органическими веществами, соединениями тяжелых металлов и нефтепродуктами. Последовательное снижение по направлению течения некоторых химических показателей, в основном характеризующих гигиеническое состояние водоема, свидетельствует о наличии в данных реках процессов самоочищения, которые в большей степени проявляются в отношении органических соединений и других биогенных элементов. В результате данных процессов снижаются показатели минерализации воды, уменьшается жесткость, приходит к норме содержание в воде азота и продуктов деградации органических соединений. Но процессы самоочищения практически не оказывают эффективного влияния на содержание основных и наиболее опасных загрязнителей, которыми, в данном случае, являются тяжелые металлы и нефтепродукты. Их содержание в реках, по-видимому, уже превысило определенную пороговую концентрацию и природные процессы самоочищения не справляются с проблемой утилизации и нейтрализации данных поллютантов. Происходит активное накопление загрязняющих веществ в донных отложениях, что можно сравнить с «бомбой замедленного действия», которая при определенных условиях может послужить причиной вторичного загрязнения водоемов.

Процессы загрязнения рек пока в полной мере не скзываются на качестве выловленной рыбы. Содержание в ней тяжелых металлов еще не превышает предельно допустимых концентраций. Но при этом отмечается довольно нега-

тивная тенденция роста коэффициентов накопления тяжелых металлов у молоди рыбы, поэтому, данная проблема в дальнейшем, по-видимому, будет еще более актуальной.

Радиоактивное загрязнение рек и озер на территории ХМАО обусловлено долгоживущими радионуклидами, поступившими ранее по магистральным рекам Обь и Иртыш в результате деятельности предприятий ядерного цикла и депонированными в поймах этих рек и донных отложениях и продолжающимся переносом радионуклидов по гидро-графической сети рек от источников сброса (первичное загрязнение), а также дренажом из мест их депонирования на территории округа, смывом со всей водосборной территории, загрязненной глобальными радиоактивными выпадениями (вторичное загрязнение).

Высокая миграционная подвижность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs связана с его большей растворимостью в воде, меньшим удержанием природными объектами вблизи мест сброса, что и обуславливает наблюдаемое более значительное содержание стронция в воде Оби и Иртыша по сравнению с ^{137}Cs (рисунок 35). Депонированный в пойме стронций легко дренируется из мест депо, и, вероятно, этим объясняются более низкие значения плотности запасов этого радионуклида в исследованных створах поймы (рисунок 34) по сравнению с цезием-137.

Рассчитанные оценки запасов радионуклидов, скорее всего, занижены. Во первых, вертикальное распределение радионуклидов на исследованных глубинах пойм от 0 до 0,4-0,5 м указывает на их более глубокое проникновение в донных и пойменных грунтах. Во-вторых, использованный нами экспоненциальный спад активностей по ширине зоны затопления, характеризующий ситуацию на Тече, имеет слишком крутой декремент, не учитывающий масштабный фактор таких крупных рек, как Обь и Иртыш. Наконец,

в-третьих, рассчитанные значения модулей накопления (таблица 44), отражающих величины годового депонирования радионуклидов в бассейнах исследуемых рек, явно указывают на наличие мест депонирования ^{90}Sr и ^{137}Cs в объемах, сопоставимых со значениями модулей накопления.

Всегда считалось, что основным источником загрязнения радионуклидами Оби является речная система Теч-Исеть-Тобол-Иртыш, в которую в 1949-1951 гг с ПО «Маяк» было сброшено 2,75 млн.Ки радиоактивных отходов.

Радиоэкологическую ситуацию на водных объектах «Маяка» (озеро Каракай, каскад искусственных радиоактивно-загрязненных водоемов) считают в настоящее время чреватой крупномасштабной экологической катастрофой. Тем более, настораживает тот факт, что поступление ^{137}Cs на территорию Югры со стороны входного створа Оби значительно (в 5,4 раза) превышает таковое со стороны Иртыша. Для ^{90}Sr аналогичное соотношение величин равно 1,8. Вышеизложенное свидетельствует о потенциальной опасности загрязнения искусственными радионуклидами Оби в границах округа со стороны Томской области (на площади водосбора реки Томи, впадающей в Обь, находится другой крупный ядерный объект – Сибирский химический комбинат или «Томск-7»). Поэтому, необходима организация детального обследования радиоэкологической ситуации на р.Оби от места впадения в нее р.Томи и до слияния Оби с Иртышом.

2.10.9. Итоги мониторинговых исследований 2004г.

1. Проведено комплексное экологическое исследование основных магистральных рек Ханты-Мансийского автономного округа – Оби и Иртыша – в зоне их слияния вблизи Ханты-Мансийска и на входе вблизи администра-

тивных границ округа. Исследованиям подверглись вода, донные отложения рек и пойменных водоемов, а также ряд промысловых видов рыб, обитающих в этих реках. В исследованных объектах определены основные химические показатели, содержание тяжелых металлов, нефтепродуктов, а также содержание техногенных радионуклидов – ^{137}Cs и ^{90}Sr .

2. Главными загрязнителями вод Оби, Иртыша и Демьянки являются нефтепродукты и тяжелые металлы, такие как железо, медь, свинец, алюминий, марганец, ртуть. Концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах составили: нефтепродуктов – 1,0-2,8 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, ртути – до 25 ПДК.

3. Загрязняющие вещества в водоемах распределены неравномерно. Наиболее неблагополучной по химическому составу является вода реки Демьянки, которая по восьми химическим показателям превышает ПДК. В воде Демьянки отмечено самое высокое содержание железа – до 15,4 ПДК, меди – до 17 ПДК, марганца – до 4,3 ПДК. В реке содержится повышенное количество органических соединений, на что указывает повышение ХПК – до 3,42 ПДК, азота аммония – до 1,6 ПДК, фосфатов – до 2,2 ПДК, высокое содержание общего азота – до 1,6 мг/дм³. Самое высокое содержание нефтепродуктов установлено в Иртыше – до 2,8 ПДК, свинца – в Оби – до 1,58 ПДК.

4. Пересчет показателей содержания в воде тяжелых металлов и других загрязнителей с учетом годового стока воды доказывает, что основное количество загрязняющих веществ на территорию ХМАО поступает по Оби, поскольку их годовой поток на входном створе в среднем в 3-4 раза, а по цинку, свинцу в 6-8 раз, превышает годовые поступления из Иртыша.

5. После слияния Оби и Иртыша на значительном расстоянии ниже по течению не происходит полного перемешивания водных потоков, и вода у противоположных берегов отличается по химическому составу. На расстоянии 25,9 км ниже по течению реки проба воды левого берега отличается от воды правого берега по содержанию кальция, хлоридов, калия, натрия, нитритного и общего азота, БПК₅, СПАВ, показателям жесткости и содержанию гидрокарбонатов. Вода у левого берега по данным показателям приближается к иртышской, а у правого к обской, взятой до впадения притока.

6. В донных отложениях рек Оби, Иртыша и Демьянки установлено повышенное содержание никеля – 3,1-9,4 ПДК, меди – 7,7-27,7 ПДК, цинка – 1,1 ПДК. Во всех пробах обнаружено наличие нефтепродуктов в количествах 0,014-0,054 мг/г. Расчет плотности запасов тяжелых металлов показывает, что содержание тяжелых металлов в донных отложениях Оби в среднем в 1,9-3,3 раза превышает содержание их в иртышских донных отложениях. В два и более раза различаются показатели по плотности содержания хрома, марганца, никеля, цинка, железа, алюминия. Плотность загрязнения нефтепродуктами, напротив, в 2,2 раза выше в донных отложениях Иртыша.

7. Средняя плотность запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби 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.нефтепродуктов – 5,7 г/м². В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей несколько меньше, составляя: железа – 2,04 кг, алюминия – 1,5 кг, марганца – 51,5 г, меди – 7,3 г, хрома – 4 г, ртути - 5 мг, нефтепродуктов – 12,3 г на квадратный метр.

8. Содержание тяжелых металлов в рыбе не превышает ПДК. Наиболее высокие коэффициенты накопления тяжелых металлов отмечены у мелкой рыбы и мальков. Из анализируемых элементов высокие коэффициенты накопления в тканях рыбы имеют цинк, никель, медь.

9. Проведенные исследования доказывают, что основное количество загрязняющих и токсичных веществ поступает на территорию Югры по Оби путем трансграничного переноса с сопредельных территорий. При этом на территории округа происходит их осаждение, концентрирование и накопление их в естественных водоемах, донных и пойменных отложениях, откуда они могут мигрировать, поступать в пищевые цепи через продукты питания населению и животным. Поэтому, в дальнейшем целесообразно сконцентрировать научные исследования на проведении комплексного обследования Обской речной системы с целью определения и локализации основных источников загрязнения. Обследования должны включать химические и радиоэкологические исследования воды, донных и пойменных отложений, водной и пойменной растительности, ихтиофауны и водных животных.

10. Определены плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях и поймах Оби и Иртыша. Плотность запасов ^{137}Cs в пойме понижается по течению рек: в пойме Оби с 1985 до $556 \text{ Бк}/\text{м}^2$, в пойме Иртыша – с 2660 до $245 \text{ Бк}/\text{м}^2$. Плотности запасов ^{90}Sr в поймах обеих рек близки по уровню и изменяются по течению слабо: для Оби находится в диапазоне $129\text{--}189 \text{ Бк}/\text{м}^2$, для Иртыша – от 106 до $212 \text{ Бк}/\text{м}^2$. Для описания изменения плотности запасов в поймах рек представлены регрессионные уравнения.

11. Определены интегральные запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме Оби на участке от Нижневартовска до Ханты-Мансийска (длина участка 517 км) и Иртыша от устья

р.Демьянки до Ханты-Мансийска (длина участка 307 км). Запасы радионуклидов в пойме составили: для обского участка – $5,2 \cdot 10^{10}$ Бк ^{137}Cs и $6,6 \cdot 10^9$ Бк ^{90}Sr , для иртышского участка – $3,5 \cdot 10^{10}$ Бк по ^{137}Cs и $3,9 \cdot 10^9$ Бк по ^{90}Sr . Суммарные запасы на обоих пойменных участках составили величины $8,7 \cdot 10^{10}$ Бк ^{137}Cs и $1,05 \cdot 10^{10}$ Бк ^{90}Sr .

12. Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных видах рыб находится в диапазоне от 0,30 до 0,98 Бк/кг ^{137}Cs и от 7,13 до 10,8 Бк/кг ^{90}Sr в расчете на сырой вес для всех исследованных видов рыб Оби. Для иртышских видов рыб соответствующие диапазоны составили 0,59 - 1,29 Бк/кг по ^{137}Cs и 6,99 - 11,07 Бк/кг по ^{90}Sr . Для всех видов рыб концентрация стронция-90 на порядок выше, чем концентрация цезия-137. Коэффициенты накопления радионуклидов по сырой массе составили от 1784 до 5811 по ^{137}Cs и от 570 до 864 по ^{90}Sr для Обской рыбы и соответственно от 1326 до 2991 и от 350 до 553 для иртышской. Наиболее высокие значения отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ зафиксированы для язя, леща и окуня, наименьшие – для щуки. Содержание радионуклидов в рыбе не превышает установленных уровней для использования ее в пищу.

13. Определены объемные концентрации радионуклидов в исследованных створах рек и их регрессионные зависимости вдоль русла рек. Концентрации в воде обоих радионуклидов уменьшаются по течению рек: ^{137}Cs – с 1,32 до 0,27 Бк/м³ в Оби и с 1,23 до 0,62 Бк/м³ в Иртыше, ^{90}Sr – с 10 до 5 Бк/л в Оби и с 20 до 10 Бк/м³ в Иртыше. Объемные концентрации радионуклидов в воде рек на два-три порядка ниже установленного уровня вмешательства.

14. Расчет годовых стоков радионуклидов показал, что их поступление со стороны входного створа Оби значительно превышает таковое со стороны Иртыша. Годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составля-

ет $2,27 \cdot 10^{11}$ Бк, что в 4 раза превышает таковое со стороны Иртыша, равное $5,66 \cdot 10^{10}$ Бк. Для ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно $1,73 \cdot 10^{12}$ Бк и $9,2 \cdot 10^{11}$ Бк с почти двукратным соотношением. Во всех исследованных створах значения годовых стоков ^{90}Sr от нескольких раз до нескольких десятков раз превышают значения годовых стоков ^{137}Cs . Для обского рукава отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 7,6 на входе (Нижневартовск) и 18,9 на выходе (Ханты-Мансийск), для Иртышского рукава – 16,3 (Демьянский) и 16,1 (Ханты-Мансийск).

15. На основе расчета баланса годовых стоков радионуклидов на исследуемых участках рек установлено, что модули накопления обоих радионуклидов имеют положительные значения, т.е. их поступающие количества на территорию ХМАО через входные створы рек превышают таковые, выводимые с водным потоком, в результате чего протекает процесс их депонирования в поймах. Так, $1,57 \cdot 10^{11}$ Бк/год ^{137}Cs и $4,12 \cdot 10^{11}$ Бк/год ^{90}Sr депонируется в пойме Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском, и $2,11 \cdot 10^{11}$ Бк/год ^{137}Cs и $3,47 \cdot 10^{11}$ Бк/год ^{90}Sr – в пойме Иртыша между п.Демьянским и Ханты-Мансийском.

16. Все вышеизложенное свидетельствует о потенциальной опасности загрязнения искусственными радионуклидами Оби в границах округа со стороны Томской области (на площади водосбора реки Томи, впадающей в Обь, находится крупный ядерный объект – Сибирский химический комбинат или «Томск-7»). Поэтому, необходима организация детального обследования радиоэкологической ситуации на р.Оби от места впадения в нее р.Томи и до слияния Оби с Иртышом.

2.11. Накопление, распределение, миграция ^{90}Sr , ^{137}Cs , тяжелых металлов и других химических токсикантов в реках Иртыш, Обь и в их пойме 2005 г.

2.11.1. Оценка уровней содержания и расчет годовых стоков ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты определения ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде рек Обь и Иртыш в исследованных створах, а также результаты расчетов годовых стоков радионуклидов в створах и баланса годовых стоков на рассматриваемых участках рек, приведены в таблице 58. Баланс определялся по разнице входного и выходного годовых стоков.

Измеренные значения концентрации радионуклидов в Оби и Иртыше на два-три порядка величин ниже санитарно-гигиенических норм для населения. Так, уровень вмешательства по ^{90}Sr для воды в соответствии с Нормами («Нормы...», 1999) равен 5000 Бк/м³(5Бк/л).

Из представленных результатов следует, что годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет 472 ГБк, что в 2,3 раза превышает таковое со стороны Иртыша, равное 207 ГБк. По ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно 3520 и 1978 ГБк с соотношением величин 1,8. Вследствие более высоких значений концентраций во всех исследованных створах годовые стоки ^{90}Sr почти на порядок величин превышают значения годовых стоков ^{137}Cs . Отношения годовых стоков этих радионуклидов при отсутствии избирательного накопления (или выноса) фактически должны быть равны концентрационным изотопным отношениям $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в воде. Для обского рукава $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 7,5 на входе (Соснино) и 7,7 на выходе (Ханты-Мансийск), для иртышского рукава – 9,6 (Демьянский) и 27,3 (Ханты-Мансийск).

Таблица 58
**Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша, расчет годовых стоков
 и баланса годовых стоков на участках рек. 2005 г.**

Река, створ	Концен-транция, Бк/М ³	расход волны, км ³ /ГОД	Годовой сток радионуклида в створе, ГБк	Баланс годово-го стока, ГБк
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
р.Обь – от границы с Томской обл. до устья Иртыша				
Створ № 5 (входной) Соснинно, граница с Томской обл.	3,0	22,0	160	472
Створ № 4 р.Обь, Нижневартовск	2,0	27,0	172,7	337
Створ № 2 (выходной) р.Обь до слияния с Иртышом	2,2	16,6	263,1	566
Створ № 6 (входной) с Демьянское	4,5	43	46	207
Створ № 3 (выходной) р.Иртыш выше слияния с р.Обью	2	54,5	57,3	115
25-км участок р.Обь после устья Иртыша	2,1	83,5	320,4	673
Общий годовой баланс на территории ХМАО				-354
				-21255

Для Иртыша отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ возрастает по течению реки, отражая более высокую миграционную способность ^{90}Sr , а для Оби это отношение почти не изменилось. В Оби после слияния рек отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 25,9, близкое к Иртышскому. Кроме того, обращает внимание, что в Иртышском рукаве отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ имеет значительно большую величину, чем в Обском, отражая более высокое относительное содержание в воде ^{90}Sr .

Отрицательные значения балансов соответствуют превышению выходного стока радионуклидов над входным в результате естественного дренажа из обширной пойменной системы. Соответствующая величина, равная разнице между входным и выходным годовыми стоками будет вынесена в течение года из рассматриваемых участков пойм рек, в частности, 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. Положительные значения балансов на исследованных участках рек связаны с превышением входного стока данного радионуклида над выходным стоком. Величина, равная разности стоков, будет депонирована на соответствующем участке поймы, в частности, 92 ГБк ^{137}Cs на Иртышском участке. Естественно, что все приведенные выше оценки остаются справедливыми при условии сохранения рассматриваемой среднегодовой динамики стоков. Более точные и объективные оценки могут быть получены на основании более детальных радиоэкологических исследований.

Весьма показательным является факт отрицательного баланса стоков в районе слияния Оби и Иртыша – суммарный сток поступивших радионуклидов по обеим рекам оказался ниже, чем выносимый Обью после слияния. Отмеченный факт может быть объяснен только при наличии

депо радионуклидов в водной системе рек в районе их слияния и ниже по течению. Такое поступление и аккумуляция радионуклидов могли быть осуществлены как в отдаленной ретроспективе, так и в недалеком прошлом в результате залповых сбросов с хранилищ радиоактивных отходов в верхних течениях рек. Например, сравнение с аналогичными расчетами стоков, показавшими в 2004 году положительные значения балансов годовых стоков как для исследуемого участка Иртыша (21 ГБк ^{137}Cs и 347 ГБк ^{90}Sr), так и Оби (157 ГБк ^{137}Cs и 412 ГБк ^{90}Sr), показывает, что такое накопление могло быть произведено в 2004 году в пойме обеих рек, и возможно, несколькими годами раньше, поскольку уже в 2004 году отмечался отрицательный баланс по ^{90}Sr в районе слияния рек.

Этот процесс, положительный для пойменных участков, откуда наблюдается вынос радионуклидов, сопровождается естественным самоочищением этих участков поймы. С другой стороны, выносимые радионуклиды переносятся на нижележащие участки поймы реки, приводя ко вторичному загрязнению нижележащих участков поймы. Именно такой процесс протекает в створе Оби после слияния рек: выносимый Обью сток обоих радионуклидов превышает их поступающие стоки по Оби и Иртышу. Очевидно, в близлежащей гидрографической сети ранее уже депонировано значительное количество ^{137}Cs и ^{90}Sr , из которого и происходит их вынос.

Графики изменения концентрации радионуклидов по течению рек и соответствующие математические модели, описывающие изменение концентрации, приведены на рисунке 46.

Из графика следует, что концентрации всех радионуклидов, за исключением ^{90}Sr в Иртыше, уменьшаются по течению обеих рек; в Иртыше содержание ^{90}Sr возрастает перед его устьем.

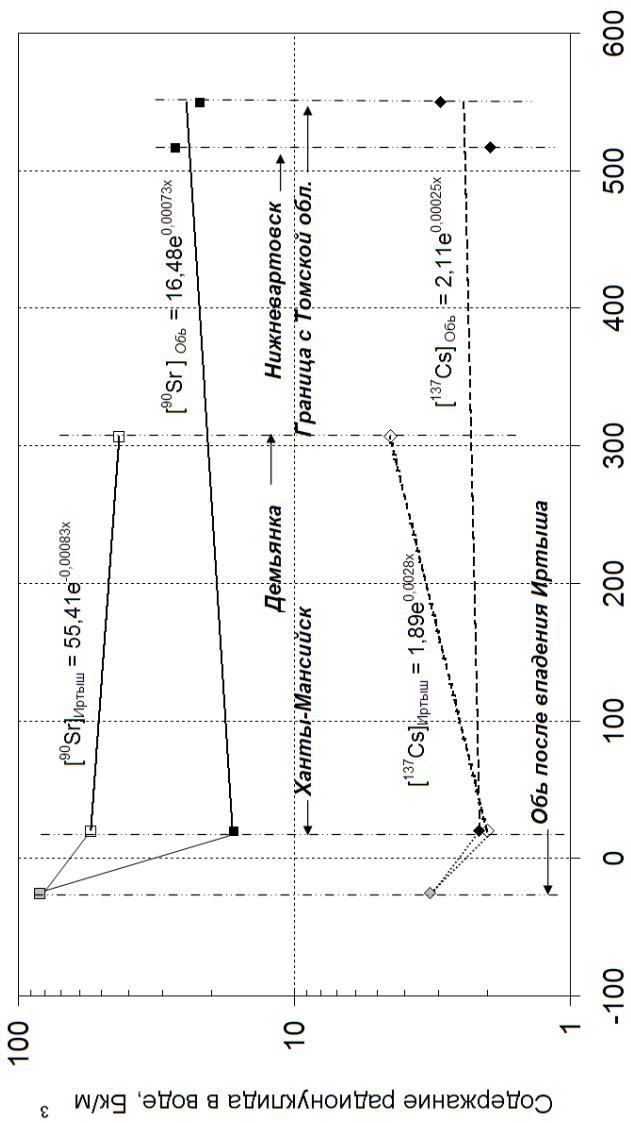


Рисунок 46 – Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша в исследованных створах и его изменение по течению рек, 2005 г.

Расстояние от места слияния Оби и Иртыша, км

После слияния рек отмечается увеличение содержания в воде обоих радионуклидов, что указывает, как уже отмечено выше, на наличие участков в районе Ханты-Мансийска, играющих роль накопителей радионуклидов и источников вторичного загрязнения водной системы Оби после слияния.

По сравнению с результатами исследований, проведенными в 2004 году («Организация...», 2004), произошли следующие изменения:

а) отмечено общее увеличение концентрации радионуклидов в воде обеих рек (во всех створах) примерно в 3-5 раз; максимальное увеличение концентрации почти на порядок зафиксировано по ^{137}Cs в створе Оби перед устьем Иртыша – с 0,25 до 2,1 $\text{Бк}/\text{м}^3$.

б) наблюдается изменение градиента концентрации ^{90}Sr по течению в Иртыше, а именно увеличение содержания в воде радионуклидов в створах Оби и Иртыша перед их слиянием по сравнению с точками на входных створах этих рек.

в) зарегистрировано увеличение концентрации обоих радионуклидов в воде Оби после слияния с Иртышом по сравнению с концентрациями в реках перед их слиянием.

Отмеченные изменения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде исследованных створов рек, хотя и не внушают опасения с позиций норм безопасности, тем не менее, настораживают с точки зрения отрицательной динамики в сторону ухудшения общего радиоэкологического состояния рек. Во-первых, 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. Во-вторых, последствия деятельности Сибирского химического комбината на реке Томь, мало изученной радиоэко-

логами и практически не освещаемой в научных публикациях и открытой печати, в результате которой не исключается поступление в водную систему Оби долгоживущих радионуклидов, находящихся в подземных хранилищах.

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 (рисунок 46). 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 Обь и Иртыш на территории ХМАО обусловлено долгоживущими радионуклидами, поступившими ранее в результате деятельности предприятий ядерного цикла и депонированными в поймах этих рек и донных отложениях (первичное загрязнение), а также продолжающимся переносом радионуклидов по гидрографической сети рек от источников сброса, дренажом из мест их депонирования на территории ХМАО, смывом со всей водосборной территории, загрязненной глобальными радиоактивными выпадениями (вторичное загрязнение).

2.11.2. Оценка уровней содержания и расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты определения послойного содержания радионуклидов в пробах донных и пойменных отложений в исследованных створах Оби и Иртыша приведены в таблице 59.

Таблица 59

**Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в сухих пробах
донных отложений**

№ створа	Точка, по- вторность	Слой, см	Концентрация, Бк/кг	
			^{137}Cs	^{90}Sr
1	2	3	4	5
Створ №1 р.Обь после слияния с Иртышом в 20 км (отбор с помощью рамки 30x30)	T.3 1-я повторность	0-5	H.o.	5
		5-10	H.o.	3,1
		10-15	H.o.	2
		15-20	H.o.	5,8
		20-25	H.o.	0,3
		25-30	0,17	6,2
		30-35	H.o.	7,2
		35-40	0,11	11,5
		40-45	H.o.	5,4
		T3 2-я повторность	0-5	H.o.
Створ №1 р.Обь ниже слияния с Иртышом, рамка 30x30	T4 1 повторность	5-10	H.o.	
		10-15	H.o.	
		15-20	H.o.	
		20-25	H.o.	
		25-30	H.o.	
		30-35	H.o.	
		35-40	H.o.	
		0-5	0,23	5
		5-10	H.o.	2,79
		10-15	0,12	4,75
		15-20	H.o.	3,4
		20-25	0,25	4,5
		25-30	H.o.	5
		30-35	0,57	4
		35-40	0,63	3

Таблица 59. (Продолжение)

	T.4 2-я повтор- ность	0-5	0,26	
		5-10	0,18	
		10-15	0,16	
		15-20	H.o.	
		20-25	H.o.	
		25-30	0,19	
		30-35	0,38	
Створ №2 р.Обь до слияния с Иртышом (выше 20 км от места слияния), пойма, левый берег	T.3 1-я повтор- ность.	0-5	0,48	3,37
		5-10	0,4	4,26
		10-15	0,29	4,6
		15-20	0,49	1,02
		20-25	0,96	1,52
		25-30	1,97	2,4
		30-35	1,27	3,4
		35-40	1,35	4,32
	T.3 2-я повтор- ность.	40-45	1,99	2,55
		0-5	0,36	
		5-10	0,53	
		10-15	0,39	
		15-20	0,49	
		20-25	1,13	
		25-30	1,35	
		30-35	0,91	
		35-40	1,15	
Створ №2 р.Обь до слияния с Иртышом (пой- ма) левый берег	T.4 1-я повтор- ность.	0-5	0,21	1,32
		5-10	0,27	3,78
		10-15	0,42	3,26
		15-20	0,45	1,13
		20-25	0,54	3,04
		25-30	0,26	3,03
		30-35	H.o.	1,21
		35-40	H.o.	2,89
		40-45	0,29	

Таблица 59. (Продолжение)

	T.4 2-я повтор- ность.	0-5	0,49	
		5-10	0,63	
		10-15	0,64	
		15-20	0,4	
		20-25	0,36	
		25-30		
		30-35		
		35-40		
		40-45	0,28	
Створ № 3 Р.Иртыш перед впадением в р.Обь, левый бе- рег, 5 км выше от Ханты- Мансийска, рамка 30x30	T.3 1-я повтор- ность.	0-5	0,19	3
		5-10	0,33	2,8
		10-15	0,37	3,2
		15-20	2,41	3
		20-25	5,21	8
		25-30	3,12	8,52
		30-35	4,45	6
		35-40	0,57	8,8
		40-45	0,16	5,1
	T.3 2-я повтор- ность.	0-5	0,29	
		5-10	0,37	
		10-15	1,67	
		15-20	2,47	
		20-25	3,74	
		25-30	5,46	
		30-35	1,89	
		35-40	1,58	
		40-45	0,15	

Таблица 59. (Продолжение)

Створ № 3 Р.Иртыш перед впадением в р.Обь, левый берег, 5 км выше от Ханты-Мансийска, рамка 30x30	T.4 1-я повторность. .	0-5	0,21	4,7
		5-10	0,33	2,2
		10-15	0,33	4,76
		15-20	0,29	4
		20-25	1,51	6,1
		25-30	1,53	7,2
		30-35	3,82	7
		35-40	2,58	6,8
		40-45		
		T.4 2-я повторность	0-5	0,23
Створ № 4 пойма р.Обь, напротив Нижневартовска, рамка 30x30	T.1 1-я повторность.	5-10	H.o.	
		10-15	0,27	
		15-20	0,43	
		20-25	1,55	
		25-30	1,5	
		30-35	2,88	
		35-40	4,37	
		0-5	0,21	4,7
		5-10	0,59	6,75
		10-15	1,08	5
Створ № 4 пойма р.Обь, напротив Нижневартовска, рамка 30x30	T.1 2-я повторность.	15-20	0,57	5,53
		20-25	0,31	3,2
		25-30	0,37	3,93
		30-35	0,19	5,25
		35-40	0,126	2,12
		0-5		
		5-10		
		10-15		
		15-20		
		20-25		

Таблица 59. (Продолжение)

Створ № 4 пойма р.Обь, напротив Нижне- вартовска, рамка 30x30	T.1 3-я повтор- ность.	0-5	0,47	
		5-10	0,59	
		10-15	0,63	
		15-20	1,03	
		20-25	0,167	
		25-30	0,29	
		30-35	H.o.	
T.2 1-я повтор- ность.	T.2 1-я повтор- ность.	5-10	0,13	3,13
		10-15	0,19	2,7
		10-15	0,17	1,6
		15-20	H.o.	4
		20-25	0,31	2,3
		25-30	0,239	5,2
		30-35	0,69	2,64
		35-40		
	T.2 2-я повтор- ность.	0-5	0,23	
		5-10	0,298	
		10-15	0,17	
		15-20	0,23	
		20-25	0,31	
		25-30	0,22	
T.2 3-я повтор- ность.	T.2 3-я повтор- ность.	30-35	0,51	
		0-5	0,3	
		5-10	0,15	
		10-15	0,21	
		15-20	0,47	
		20-25	0,36	
		25-30	0,32	
		30-35	0,41	

Таблица 59. (Продолжение)

Створ № 4 пойма р.Обь, напротив Нижне- вартовска, рамка 30x30	T.3 1-я повтор- ность.	0-5	0,14	1,44
		5-10	0,18	0,68
		10-15	H.o.	0,4
		15-20	0,14	1,53
		20-25	0,37	2,83
		25-30	0,35	3,04
		30-35	0,52	2,96
		35-40		
	T.3 2-я повтор- ность.	0-5	H.o.	
		5-10	H.o.	
		10-15	H.o.	
		15-20	H.o.	
		20-25	0,57	
		25-30	0,57	
		30-35	0,68	
Створ № 5 пойма р.Обь, с. Сосновка, гра- нича с Томской обл, рамка 30x30	T.3 3-я повтор- ность.	0-5	0,11	
		5-10	H.o.	
		10-15	H.o.	
		15-20	0,13	
		20-25	0,36	
		25-30	0,38	
		30-35	0,65	
	T.1 1-я повтор- ность	0-5	0,38	1,45
		5-10	0,29	2,12
		10-15	0,72	5,3
		15-20	0,61	6,12
		20-25	H.o.	1,31
		25-30	0,08	5,39
		30-35	0,11	2,31

Таблица 59. (Продолжение)

Створ № 5 пойма р.Обь, граница с Томской обл, с. Сосновка, рамка 30x30	T.1 2-я повтор- ность	0-5	0,43	5,49
		5-10	0,74	5,85
		10-15	0,3	2,03
		15-20	0,34	3,27
		20-25	H.o.	0,41
		25-30	0,19	1,64
		30-35	0,29	3,49
	T.1 3-я повтор- ность	0-5	0,4	1,77
		5-10	0,48	4,34
		10-15	0,6	3,00
		15-20	0,11	3,19
		20-25	0,13	2,49
		25-30	H.o.	1,58
		30-35	H.o.	
T.2 1-я повтор- ность	T.2 1-я повтор- ность	0-5	0,54	5,09
		5-10	1	8,46
		10-15	0,44	6,14
		15-20	0,72	6,25
		20-25	0,75	6,81
		25-30	1,18	2,02
	T.2 2-я повтор- ность	0-5	0,78	
		5-10	0,55	
		10-15	0,68	
		15-20	1,32	
		20-25	1,58	
		25-30	0,54	
T.2 3-я повтор- ность	T.2 3-я повтор- ность	0-5	0,85	8,98
		5-10	0,67	4,26
		10-15	0,69	5,79
		15-20	0,67	2,45
		20-25	0,73	2,23
		25-30	0,31	1,49

Таблица 59. (Продолжение)

Створ № 5 пойма р.Обь, граница с Томской обл, с. Сосновка, рамка 30x30	T.3 1-я повтор- ность	0-5	0,71	7,12
		5-10	0,72	7,55
		10-15	1,03	4,11
		15-20	0,83	4,95
		20-25	0,81	3,6
		25-30	H.o.	1,84
	T.3 2-я повтор- ность	0-5	0,88	
		5-10	0,66	
		10-15	1,1	
		15-20	0,62	
		20-25	0,43	
		25-30	0,84	
	T.3 3-я повтор- ность	0-5	0,71	
		5-10	0,76	
		10-15	0,5	
		15-20	1,47	
		20-25	0,57	
		25-30	0,16	
		30-35		
Створ № 6 пойма Иртыша, с.Демьянское, левый берег рамка 30x30	T.1, 1-я повтор- ность.	0-5	0,26	5,44
		5-10	0,38	4,78
		10-15	1,64	4,5
		15-20	0,49	2,75
		20-25	H.o.	3,75
		25-30	0,46	2,54
		30-35	H.o.	5,79
		35-40	0,46	5,58

Таблица 59. (Продолжение)

	T.1 2-я повтор- ность.	0-5	0,25	
		5-10	0,44	
		10-15	0,14	
		15-20	0,22	
		20-25	0,28	
		25-30	0,18	
		30-35	0,42	
		35-40	0,33	
	T.1 3-я повтор- ность.	0-5	H.o.	
		5-10	0,28	
		10-15	0,28	
		15-20	0,45	
		20-25	0,23	
		25-30	0,19	
		30-35	0,27	
		35-40	0,37	
Створ № 6 пойма Иртыша, левый берег с.Демьянское, рамка 30x30	T.2, 1-я повтор- ность.	0-5	0,4	4,07
		5-10	0,6	3,25
		10-15	0,39	3,5
		15-20	H.o.	5,27
		20-25	0,2	5,21
		25-30	0,41	4,46
		30-35	H.o.	3,32
		35-40	H.o.	2,93
Створ № 6 пойма Иртыша, с.Демьянское, правый берег рамка 30x30	T.1, 1-я повтор- ность.	0-5	0,34	3,43
		5-10	0,26	2,5
		10-15	1,59	2,8
		15-20	0,4	2,96
		20-25	0,65	2,33
		25-30	0,45	3,23
		30-35	0,35	2,73

Таблица 59. (Окончание)

	T.1 2-я повтор- ность.	0-5	0,39	
		5-10	0,25	
		10-15	0,29	
		15-20	0,4	
		20-25	0,43	
		25-30	0,61	
		30-35	0,22	
	T.1 3-я повтор- ность.	0-5	0,57	
		5-10	0,61	
		10-15	0,23	
		15-20	H.o.	
		20-25	0,43	
		25-30	0,63	
		30-35	H.o.	
Створ № 6 пойма Иртыша, с.Демьянское, правый берег рамка 30x30	T.2, 1-я повтор- ность.	0-5	0,31	4,57
		5-10	0,33	3,23
		10-15	0,23	2,8
		15-20	0,32	2,98
		20-25	0,29	3,02
		25-30	0,36	3,5
		30-35	0,38	3,51
		35-40		

H.o. – не обнаружен, значение ниже предела обнаружения, <0,35 Бк/кг

Результаты математической обработки приведенных в таблице 59 экспериментальных данных определения концентрации радионуклидов в пробах пойменных грунтов в исследованных створах рек представлены ниже на рисунках 47-62 в виде графиков вертикального профиля распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs . 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 $R^2 > 0,5$.

Ниже дана радиоэкологическая характеристика участков поймы в исследованных створах рек.

Створ № 1: р. Обь, 20 км ниже слияния с Иртышом

Вертикальное распределение радионуклидов представлено следующими уравнениями регрессии:

В точке 3 (рисунок 47), находящейся в 6 м от уреза воды:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк/л}] = -643334,08x^3 + 523598,85x^2 - 104825,72x + 9657,43; \\ R^2 = 0,50$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк/л}] = -9771,09x^3 + 5565,97x^2 - 595,81x + 192,29; \\ R^2 = 0,12$$

Концентрации обоих радионуклидов максимальны в нижних слоях грунтов > 25 см, достигая значений ~ 10000 Бк/м^3 по ${}^{90}\text{Sr}$ и ~ 300 Бк/м^3 по ${}^{137}\text{Cs}$. Вертикальное распределение характеризуется минимумом концентрации по обоим радионуклидам на глубине 10-15 см и ее возрастанием в верхних слоях.

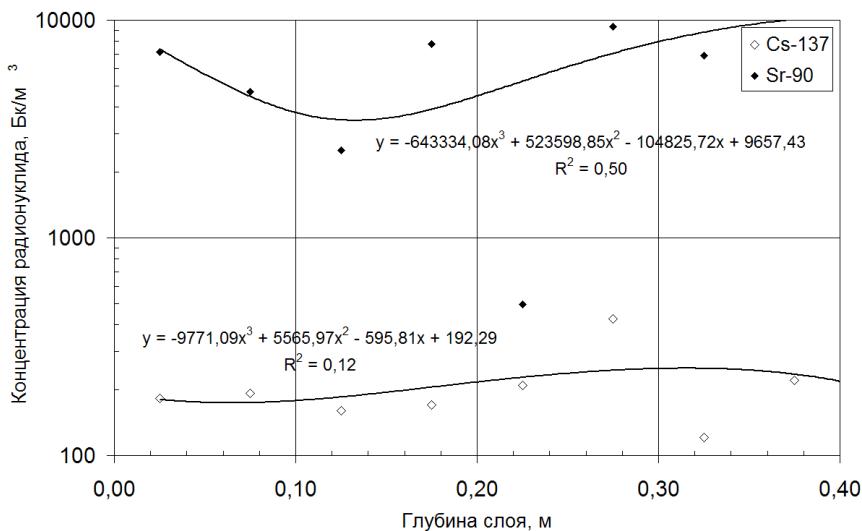


Рисунок 47 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 1 точка 3)

В точке 4 (рисунок 48), отстоящей от предыдущей на 15 м дальше от береговой линии и находящейся несколько выше предыдущей:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -730992,1x^3 + 439997x^2 - 77853,4x + 10710 \\ R^2 = 0,40;$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 140710,8x^3 - 22889,8x^2 - 5913,5x + 1277,9 \\ R^2 = 0,95;$$

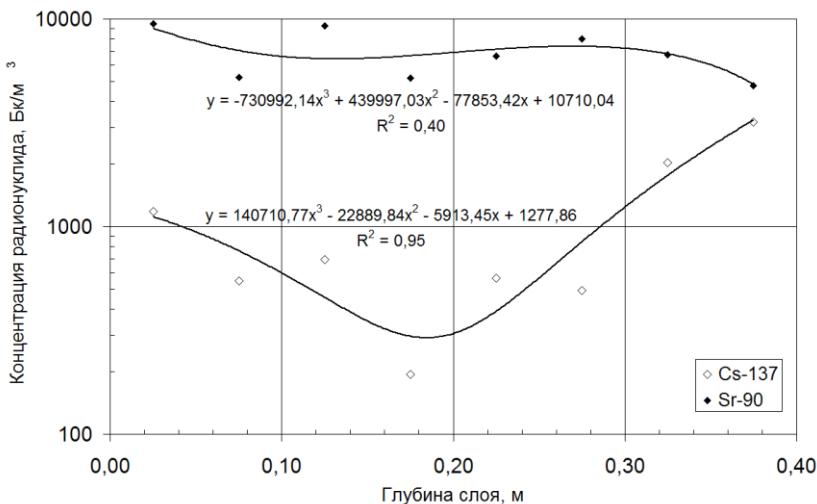


Рисунок 48 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 1 точка 4)

Содержание ^{90}Sr почти одинаково по всей высоте керна, а распределение ^{137}Cs имеет минимум на глубине 20-25 см. В противоположность параллельной точке, на глубинах более 20 см отмечается монотонный и достаточно резкий подъем концентрации цезия.

Створ № 2: р. Обь, 20 км выше от места слияния с Иртышом

Вертикальное распределение радионуклидов описывается следующими уравнениями регрессии:

В точке 3 (рисунок 49), находящейся на возвышенном берегу в 10 м от уреза воды и примерно на полтора метра выше уровня воды:

$$[^{90}\text{Sr}, \text{Бк/м}^3] = -85636,5x^3 + 116782,6x^2 - 38279,95x + 7578,9; \\ R^2 = 0,23$$

$$[^{137}\text{Cs}, \text{Бк/м}^3] = -580737,4x^3 + 451260x^2 - 88764,5x + 6860; \\ R^2 = 0,76$$

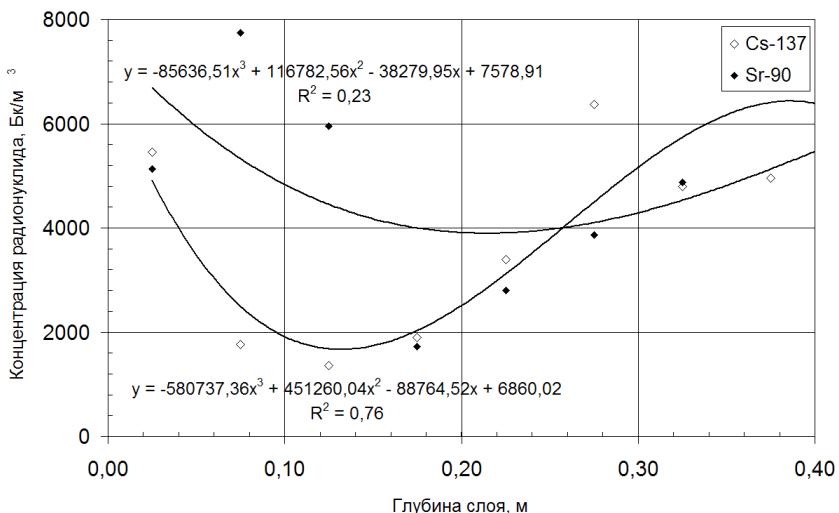


Рисунок 49 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 2 точка 3)

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.

В точке 4 створа (рисунок 50), находящейся в 10 м от предыдущей и более удаленной от береговой линии:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 221129,1x^3 - 154857,2x^2 + 31308,6x + 2386,1;$$

$$R^2 = 0,08$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 61124,7x^3 - 64132,8x^2 + 11848,6x + 1350,3;$$

$$R^2 = 0,81$$

Вертикальное распределение обоих радионуклидов, в противоположность параллельной точке, по ${}^{137}\text{Cs}$ монотонно снижается с глубиной, а содержание ${}^{90}\text{Sr}$ минимально в верхнем слое и, с некоторой степенью неоднородности, почти одинаково по высоте.

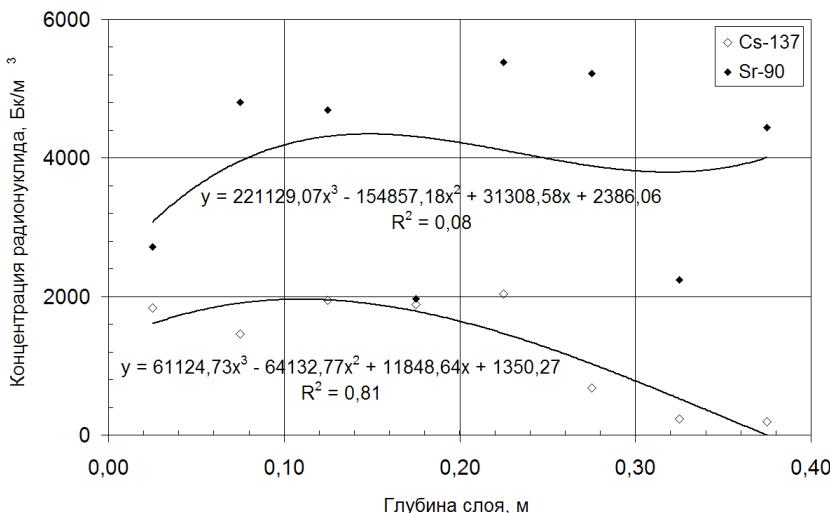


Рисунок 50 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 2 точка 4)

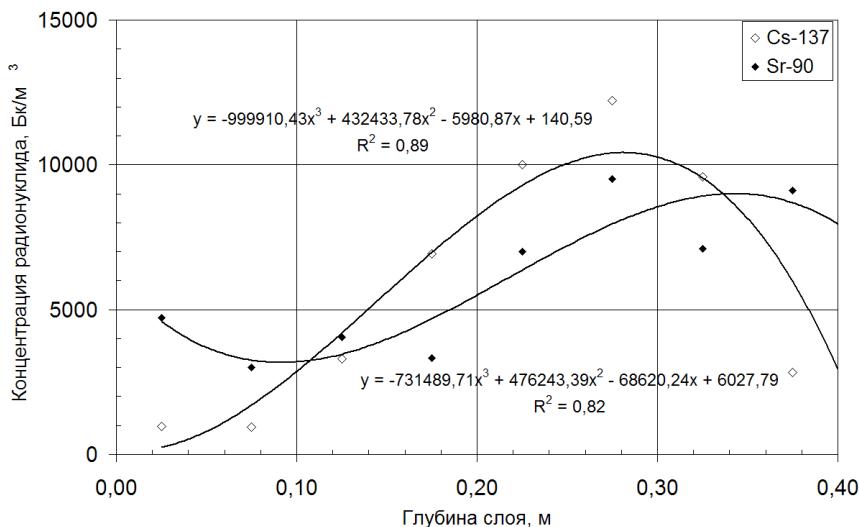
Створ № 3: р. Иртыш, 20 км выше от места слияния с Обью

Уравнения регрессии для вертикального распределения радионуклидов имеют следующий вид:

В точке 3 (рисунок 51), находящейся на противоположном от Ханты-Мансийска берегу, в 10 м от уреза воды и примерно на два метра выше уровня водной поверхности:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -999910,4x^3 + 432433,8x^2 - 5980,9x + 140,6; \\ R^2 = 0,89$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -731489,7x^3 + 476243,4x^2 - 68620,3x + 6027,8; \\ R^2 = 0,82$$



*Рисунок 51 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Иртыша
(створ 3 точка 3)*

Содержание радионуклидов в нижних слоях грунтов поймы возрастает по сравнению с вышележащими слоями, достигая максимальных значений около ~10000 Бк/м³ на глубинах 25-35 см, и далее несколько снижаясь на глубине 40 см. Профили распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs подобны.

В точке 4 (рисунок 52), находящейся от параллельной точки в створе на расстоянии 10 м содержание радионуклидов описывается следующими уравнениями:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -1007978,5x^3 + 675901,8x^2 - 117744,6x + 9793,7; \\ R^2 = 0,77$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -254952,8x^3 + 267740,1x^2 - 41545,9x + 2013; \\ R^2 = 0,95$$

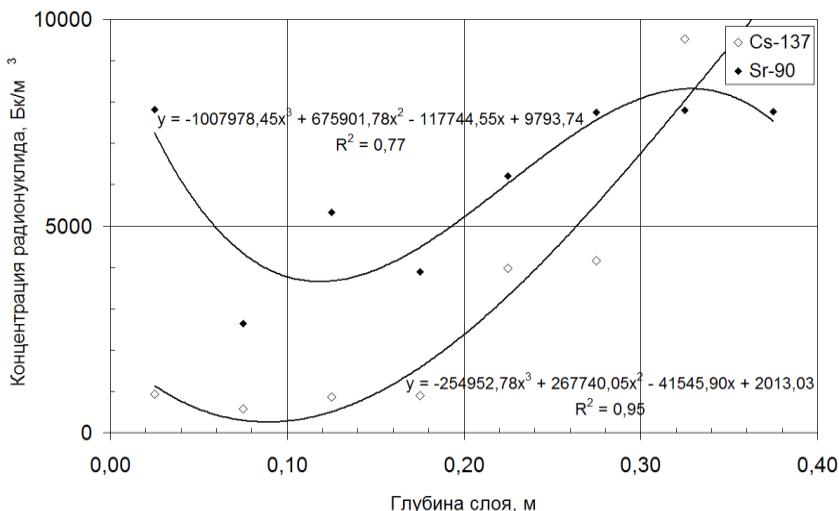


Рисунок 52 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Иртыша (створ 3 точка 4)

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 последние периоды произошел вторичный нанос верхних, сначала относительно чистых, а затем более загрязненных грунтов в слое 0-5 см.

Створ № 4: р. Обь, пойма напротив Нижневартовска

Вертикальное распределение радионуклидов в трех точках данного створа представлено следующими математическими моделями:

В точке 1 (рисунок 53):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -925333,3x^3 + 577253,4x^2 - 117579,9x + 11607,2; \\ R^2 = 0,90$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 125936,8x^3 - 83413x^2 + 9981,6x + 1525,7; \\ R^2 = 0,93$$

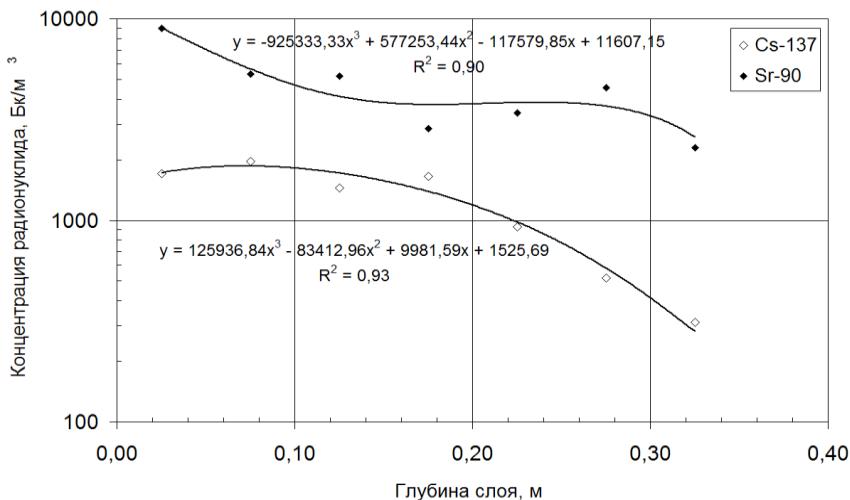


Рисунок 53 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 4 точка 1)

В точке 2 (рисунок 54):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -1563777,8x^3 + 825688,6x^2 - 114908,6x + 7266,9; \\ R^2 = 0,54$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -50005,6x^3 + 40444,3x^2 - 6283,5x + 940,5; \\ R^2 = 0,71$$

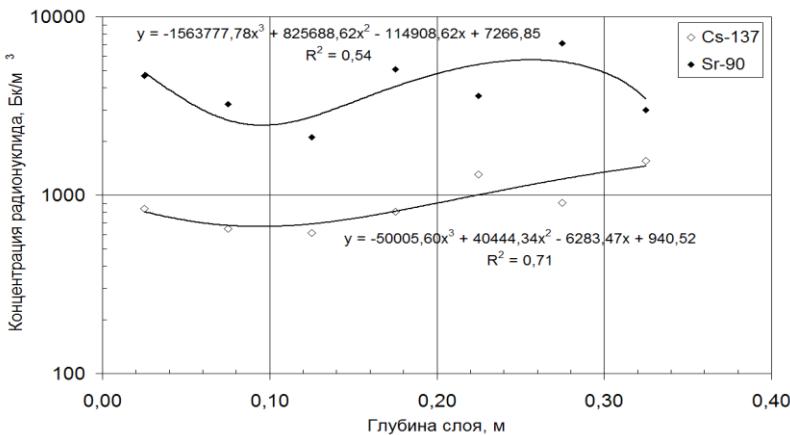


Рисунок 54 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 4 точка 2)

В точке 3 (рисунок 55):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -724101,7x^3 + 424559,1x^2 - 62989,1x + 3508,7; \\ R^2 = 0,96$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -82515,1x^3 + 68196,7x^2 - 10468,1x + 650,4; \\ R^2 = 0,96$$

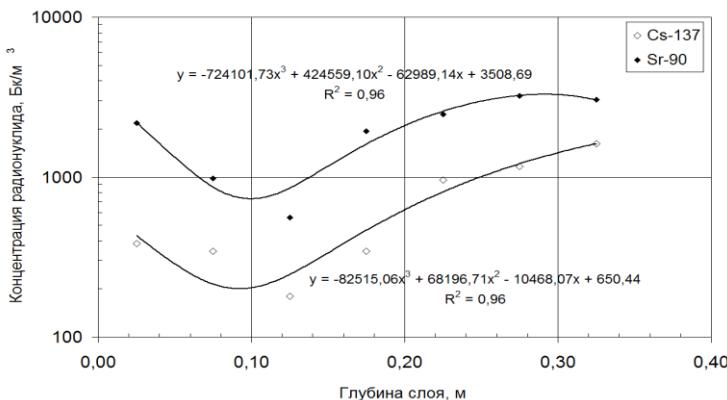


Рисунок 55 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 4 точка 3)

Характерной особенностью вертикального распределения радионуклидов в данном створе, несмотря на его явное различие в точках створа, является постепенное смещение максимума концентрации из верхних слоев (рисунок 53, точка 1) в более глубинные (рисунок 55, точка 3). Профиль вертикального распределения в точке 1 створа более всего соответствует первичному загрязнению, менее искаженному верхними наносными слоями, тогда как в точке 3 прослеживается действие процессов вторичного переноса.

Створ № 5: пойма р. Оби на границе с Томской областью, Соснино

Уравнения регрессии, описывающие вертикальное распределение радионуклидов в данном створе, выглядят следующим образом:

В точке 1 (рисунок 56):

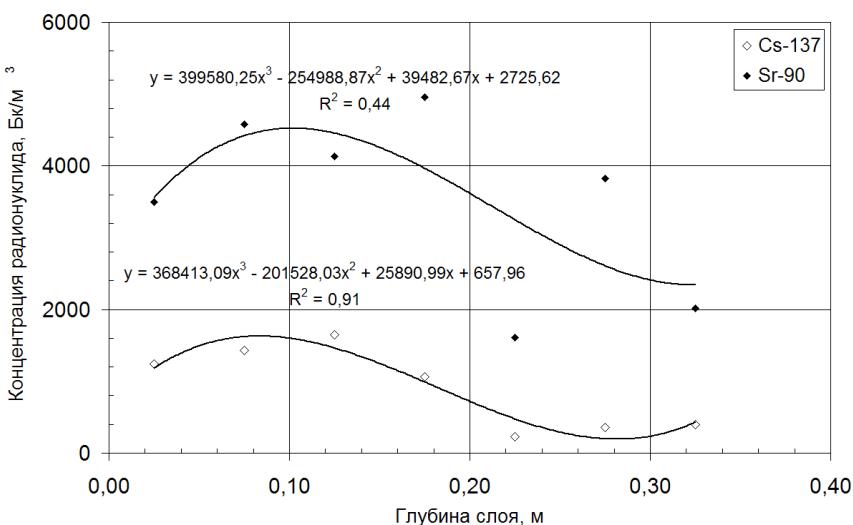


Рисунок 56 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 5 точка 1)

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 399580,3x^3 - 254988,9x^2 + 39482,7x + 2725,6; \\ R^2 = 0,44$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 368413,1x^3 - 201528x^2 + 25891x + 658; \\ R^2 = 0,91$$

Распределение радионуклидов в точке 1 по высоте керна имеет обычный вид, с максимумом в слое 10-15 см. Подобное распределение часто наблюдалось ранее при исследованиях грунтов в поймах рек Течи, Исети и Пышмы, где пойменная динамика не столь активна, как на Оби.

В точке 2 (рисунок 57):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -257639,5x^3 + 74801,8x^2 - 20833,3x + 6889,55; \\ R^2 = 0,92$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -443397,8x^3 + 189772,2x^2 - 21478,5x + 2165,4; \\ R^2 = 0,99$$

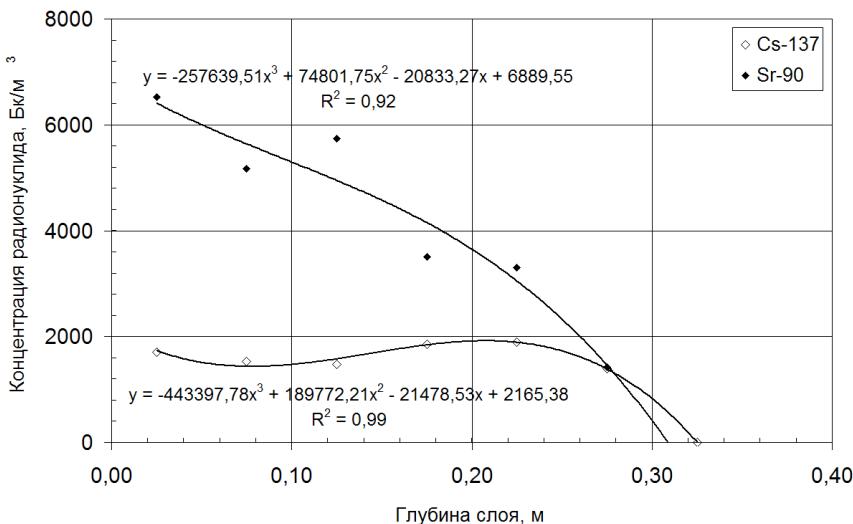


Рисунок 57 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 5 точка 2)

В точке 3 (рисунок 58):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -707583,5x^3 + 237791,5x^2 - 30795,2x + 7208,7; \\ R^2 = 0,93$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -472024,9x^3 + 126637,7x^2 - 1953,6x + 1606,8; \\ R^2 = 0,78$$

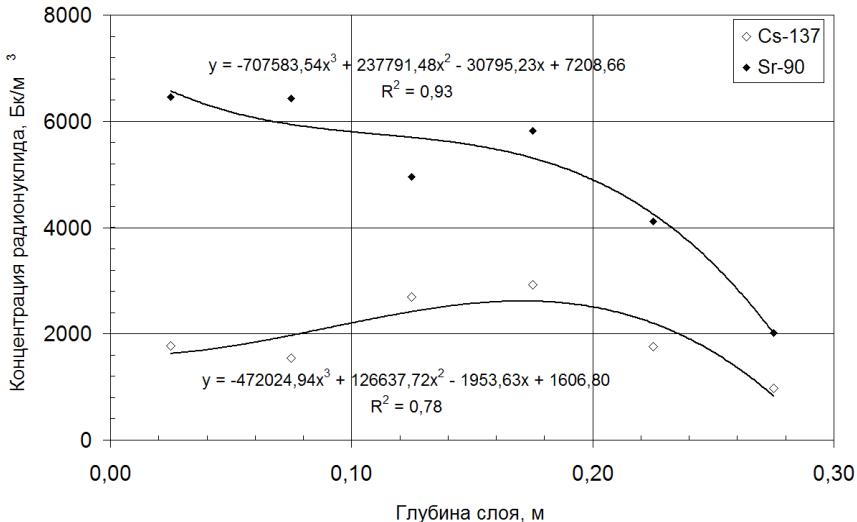


Рисунок 58 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 5 точка 3)

Профили вертикального распределения радионуклидов в точках 2 и 3 практически идентичны. Содержание ${}^{90}\text{Sr}$ максимально в верхних слоях и постепенно снижается с глубиной. В отличие от распределения в точке 1, концентрация ${}^{137}\text{Cs}$ в точках 2 и 3 постепенно с небольшим градиентом увеличивается до глубины 20-25 см, и далее резко падает.

Створ № 6: пойма р. Иртыш, н.п.Демьянское

Вертикальное распределение радионуклидов в данном створе имеет вид:

В точке 1 (рисунок 59), левый берег Иртыша:

$$[^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 73835x^3 + 39777,6x^2 - 30887x + 7712,9; \\ R^2 = 0,74$$

$$[^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 293879,1x^3 - 185287,2x^2 + 31047,3x - 84,9; \\ R^2 = 0,81$$

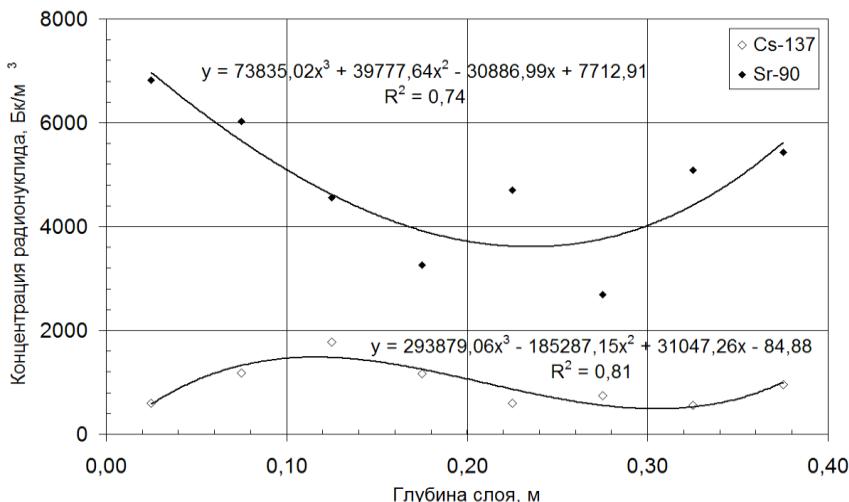


Рисунок 59 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби
(створ 6 точка 1, левый берег)

Распределение ⁹⁰Sr имеет пологий минимум в интервале глубин 15-30 см. Максимальная концентрация ¹³⁷Cs отмечена в слое 10-15 см с последующим монотонным спадом с глубиной.

В точке 2 на левом берегу Иртыша (рисунок 60) выражения для описания вертикального распределения в почве радионуклидов имеют вид:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -530131,5x^3 + 221691,8x^2 - 15868,4x + 4716,2; \\ R^2 = 0,67$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -50488,9x^3 + 28707,1x^2 - 7769,5x + 1643,8; \\ R^2 = 0,53$$

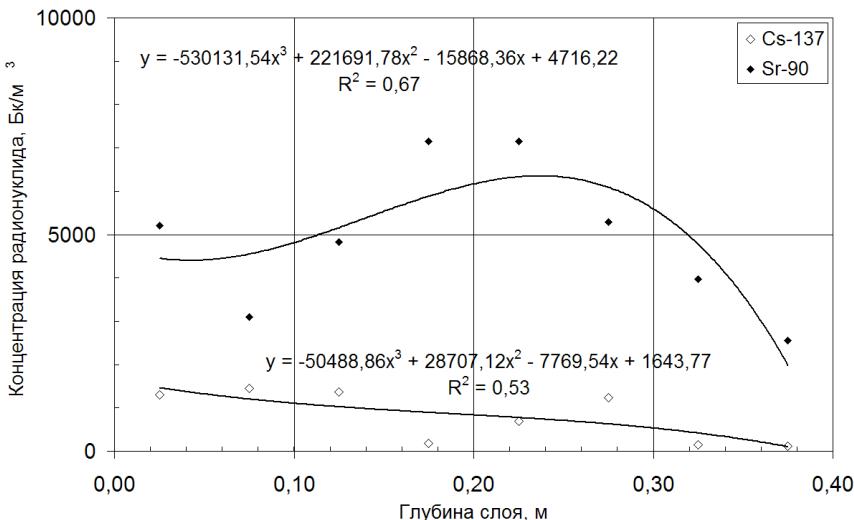


Рисунок 60 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби
(створ б точка 2, левый берег)

В этой точке створа концентрация ${}^{137}\text{Cs}$ монотонно уменьшается с глубиной, а распределение ${}^{90}\text{Sr}$ имеет характер, прямо противоположный предыдущей точке, с максимумом на глубинах 15-25 см.

В точке 3, находящейся на правом берегу Иртыша вблизи н.п. Демьянское (рисунок 61) содержание в почве радионуклидов представлено следующими полиномами:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -255935,8x^3 + 135703,65x^2 - 21592,4x + 3987,7; \\ R^2 = 0,51$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -121879,5x^3 + 38241,6x^2 - 1392,9x + 1173,8; \\ R^2 = 0,36$$

Представленные уравнения описывают слабую зависимость концентрации обоих радионуклидов от вертикальной координаты в широком интервале глубин от 10 до 30 см, с резким падением на глубинах от 30 см, а также увеличение содержания ${}^{90}\text{Sr}$ в поверхностном слое 0-10 см.

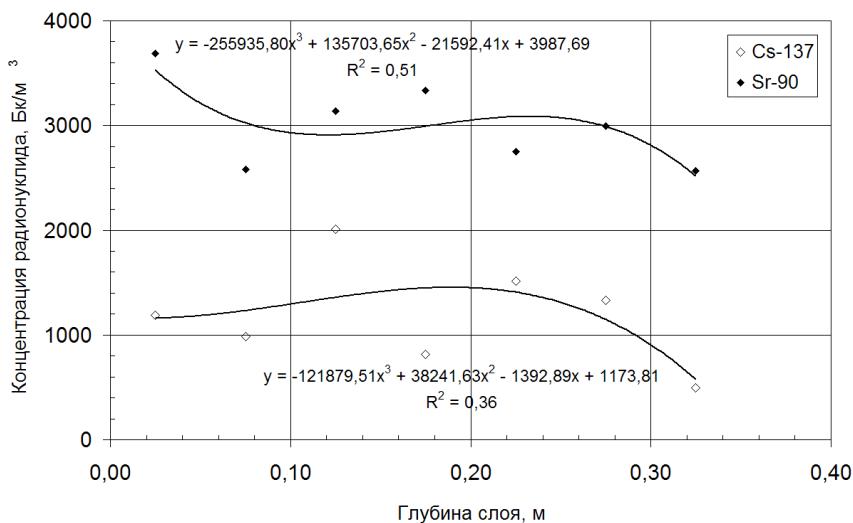


Рисунок 61 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 6 точка 3, правый берег)

В точке 4 (рисунок 62), находящейся поблизости от предыдущей:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -111763,0x^3 + 87556,5x^2 - 23370,8x + 4685,6;$$

$$R^2 = 0,84$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -37588,9x^3 + 18019,6x^2 - 1809,9x + 726,9;$$

$$R^2 = 0,13$$

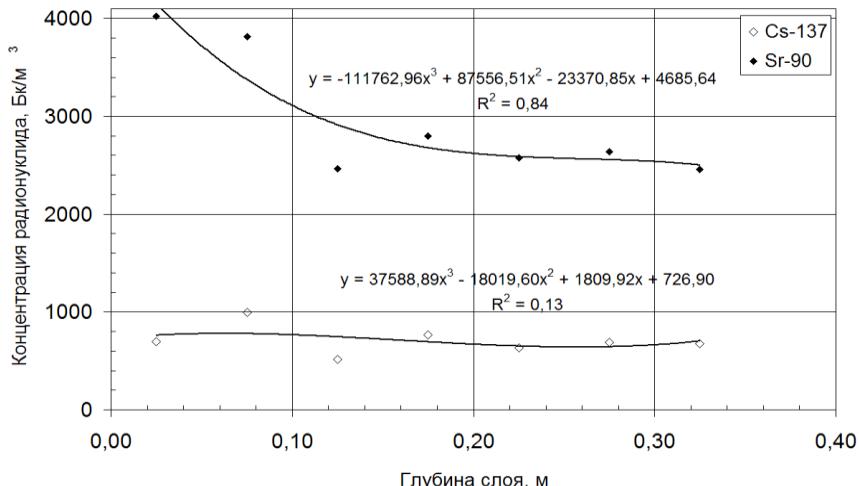


Рисунок 62 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби
(створ 6 точка 4, правый берег)

В данной точке содержание ${}^{137}\text{Cs}$ практически постоянно по высоте, а распределение ${}^{90}\text{Sr}$ имеет крутой спад в верхних слоях грунтов, с последующим выходом на постоянный уровень концентрации $\sim 2500 \text{ Бк}/\text{м}^3$ в нижележащих слоях.

Интенсивные аллювиальные процессы, протекающие в поймах Оби и Иртыша, искажают картину первичного загрязнения поймы этих рек, как это отмечалось ранее в предыдущих исследованиях. 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 грунтов. В результате, вместе со взвешенными в воде твердыми частицами происходит миграция и «твёрдый 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 грунтах. 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.

Результаты расчетов плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах представлены в таблице 60.

Таблица 60
**Расчет плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr на различных участках пойм Оби и Иртыша
 в исследованных створах, $\text{Бк}/\text{м}^2$**

Створ 1 точка 3:	
$^{137}\text{Cs} =$	$\int_0^{0.4} \left(-9771.09 \cdot \underline{x}^3 + 5565.97 \cdot \underline{x}^2 - 595.81 \cdot \underline{x} + 192.29 \right) d\underline{x} = 85.457$
$^{90}\text{Sr} =$	$\int_0^{0.4} \left(-643334.08 \cdot \underline{x}^3 + 523598.85 \cdot \underline{x}^2 - 104825.72 \cdot \underline{x} + 9657.43 \right) d\underline{x} = 2.53 \times 10^3$
Створ 1 точка 4:	
$^{137}\text{Cs} =$	$\int_0^{0.4} \left(140710.77 \cdot \underline{x}^3 - 22889.84 \cdot \underline{x}^2 - 5913.45 \cdot \underline{x} + 1277.86 \right) d\underline{x} = 450.3$
$^{90}\text{Sr} =$	$\int_0^{0.4} \left(-730992.14 \cdot \underline{x}^3 + 439997.03 \cdot \underline{x}^2 - 77853.42 \cdot \underline{x} + 10710.04 \right) d\underline{x} = 2.764 \times 10^3$
Среднее по створу 1:	
$^{137}\text{Cs} =$	268
$^{90}\text{Sr} =$	2647

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 2 точка 3:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-580737.36 \cdot \underline{x}^3 + 451260.04 \cdot \underline{x}^2 - 88764.52 \cdot \underline{x} + 6860.02 \right) d\underline{x} = 1.553 \times 10^3$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-85636.51 \cdot \underline{x}^3 + 116782.56 \cdot \underline{x}^2 - 38279.95 \cdot \underline{x} + 7578.91 \right) d\underline{x} = 1.912 \times 10^3$
Створ 2 точка 4:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(61124.73 \cdot \underline{x}^3 + -64132.77 \cdot \underline{x}^2 + 11848.64 \cdot \underline{x} + 1350.27 \right) d\underline{x} = 511.032$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(221129.07 \cdot \underline{x}^3 - 154857.18 \cdot \underline{x}^2 + 31308.58 \cdot \underline{x} + 2386.06 \right) d\underline{x} = 1.571 \times 10^3$
Среднее по створу 2:
$^{137}\text{Cs} = 1032$
$^{90}\text{Sr} = 1742$

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 3 точка 3:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-999910.43 \cdot \underline{x}^3 + 432433.78 \cdot \underline{x}^2 - 5980.87 \cdot \underline{x} + 140.59 \right) d\underline{x} = 2.404 \times 10^3$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-731489.71 \cdot \underline{x}^3 + 476243.39 \cdot \underline{x}^2 - 68620.24 \cdot \underline{x} + 6027.79 \right) d\underline{x} = 2.4 \times 10^3$
Створ 3 точка 4:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-254952.78 \cdot \underline{x}^3 + 267740.05 \cdot \underline{x}^2 - 41545.90 \cdot \underline{x} + 2013.03 \right) d\underline{x} = 1.562 \times 10^3$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-1007978.45 \cdot \underline{x}^3 + 675901.78 \cdot \underline{x}^2 - 117744.55 \cdot \underline{x} + 9793.74 \right) d\underline{x} = 2.466 \times 10^3$
Среднее по створу 3:
$^{137}\text{Cs} = 1983$
$^{90}\text{Sr} = 2433$

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 4 точка 1:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(125936.84 \cdot \underline{x}^3 - 83412.96 \cdot \underline{x}^2 + 9981.59 \cdot \underline{x} + 1525.69 \right) d\underline{x} = 435.322$
Створ 4 точка 2:
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-925333.33 \cdot \underline{x}^3 + 577253.44 \cdot \underline{x}^2 - 117579.85 \cdot \underline{x} + 11607.15 \right) d\underline{x} = 1.629 \times 10^3$
Створ 4 точка 3:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-50005.60 \cdot \underline{x}^3 + 40444.34 \cdot \underline{x}^2 - 6283.47 \cdot \underline{x} + 940.52 \right) d\underline{x} = 416.307$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-1563777.78 \cdot \underline{x}^3 + 825688.62 \cdot \underline{x}^2 - 114908.62 \cdot \underline{x} + 7266.85 \right) d\underline{x} = 1.321 \times 10^3$

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 4 точка 3:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-82515.06 \cdot \underline{x}^3 + 68196.71 \cdot \underline{x}^2 - 10468.07 \cdot \underline{x} + 650.44 \right) d\underline{x} = 349.497$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-724101.73 \cdot \underline{x}^3 + 424559.10 \cdot \underline{x}^2 - 62989.14 \cdot \underline{x} + 3508.69 \right) d\underline{x} = 787.355$
Среднее по створу 4:
$^{137}\text{Cs} = 400,4$
$^{90}\text{Sr} = 1246$
Створ 5 точка 1:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(368413.09 \cdot \underline{x}^3 - 201528.03 \cdot \underline{x}^2 + 25890.99 \cdot \underline{x} + 657.96 \right) d\underline{x} = 393.042$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(399580.25 \cdot \underline{x}^3 - 254988.87 \cdot \underline{x}^2 + 39482.67 \cdot \underline{x} + 2725.62 \right) d\underline{x} = 1.366 \times 10^3$

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 5 точка 2:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-443397.78 \cdot \underline{x}^3 + 189772.21 \cdot \underline{x}^2 - 21478.53 \cdot \underline{x} + 2165.38 \right) d\underline{x} = 358.598$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-257639.51 \cdot \underline{x}^3 + 74801.75 \cdot \underline{x}^2 - 20833.27 \cdot \underline{x} + 6889.55 \right) d\underline{x} = 1.036 \times 10^3$
Створ 5 точка 3:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-472024.94 \cdot \underline{x}^3 + 126637.72 \cdot \underline{x}^2 - 1953.63 \cdot \underline{x} + 1606.80 \right) d\underline{x} = 167.075$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-707583.54 \cdot \underline{x}^3 + 237791.48 \cdot \underline{x}^2 - 30795.23 \cdot \underline{x} + 7208.80 \right) d\underline{x} = 964.252$
Среднее по створу 5:
$^{137}\text{Cs} = 459$
$^{90}\text{Sr} = 1683$

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 6 точки 1 (левый берег):	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(293879.06 \cdot \underline{x}^3 - 185287.15 \cdot \underline{x}^2 + 31047.26 \cdot \underline{x} + -84.88 \right) d\underline{x} = 377.862$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(73835.02 \cdot \underline{x}^3 + 39777.64 \cdot \underline{x}^2 - 30886.99 \cdot \underline{x} + 7712.91 \right) d\underline{x} = 1.935 \times 10^3$	
Створ 6 точки 2 (левый берег):	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-50488.86 \cdot \underline{x}^3 + 28707.12 \cdot \underline{x}^2 - 7769.54 \cdot \underline{x} + 1643.77 \right) d\underline{x} = 325.235$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-530131.54 \cdot \underline{x}^3 + 221691.78 \cdot \underline{x}^2 - 15868.36 \cdot \underline{x} + 4716.22 \right) d\underline{x} = 1.954 \times 10^3$	

Таблица 60. (Продолжение)

Створ 6 точки 3 (правый берег):
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-121879.51 \cdot \underline{x}^3 + 38241.63 \cdot \underline{x}^2 - 1392.89 \cdot \underline{x} + 1173.81 \right) d\underline{x} = 393.885$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-255935.51 \cdot \underline{x}^3 + 135703.65 \cdot \underline{x}^2 - 21592.41 \cdot \underline{x} + 3987.69 \right) d\underline{x} = 1.125 \times 10^3$
Створ 6 точка 4 (правый берег):
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(37588.89 \cdot \underline{x}^3 - 18019.60 \cdot \underline{x}^2 + 1809.92 \cdot \underline{x} + 726.90 \right) d\underline{x} = 291.704$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(-11762.96 \cdot \underline{x}^3 + 87556.51 \cdot \underline{x}^2 - 23370.85 \cdot \underline{x} + 4685.64 \right) d\underline{x} = 1.797 \times 10^3$
Среднее по створу 6 (оба берега):
$^{137}\text{Cs} = 347$
$^{90}\text{Sr} = 1702$

Полученные значения локальных плотностей запасов, вероятно, занижены, поскольку в приведенных в таблице расчетах не рассматривались запасы радионуклидов, депонированных в более глубоких слоях. Глубина отбора проб пойменных грунтов в настоящих исследованиях ограничена 0,4-0,5 м, но по нашим оценкам и на основании имеющихся литературных данных, в поймах крупных сибирских рек может достигать 1-1,5 м. Как следует из графиков вертикального распределения, в ряде исследованных точек концентрация радионуклидов не только не уменьшалась на предельных глубинах отбора проб, но в ряде случаев имела тенденцию к дальнейшему возрастанию (рисунки 47, 52, 55, 59).

Математические модели, построенные на основе данных таблицы 60, отражающие изменения средних по створам значений плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследованных створов Оби и Иртыша, приведены на рисунке 63.

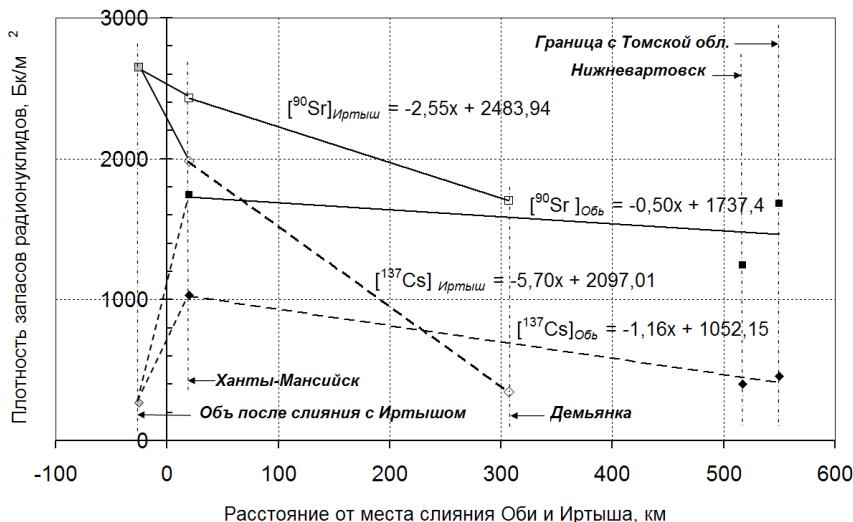


Рисунок 63 – Изменение плотности запасов радионуклидов в поймах исследованных участков Оби и Иртыша

По сравнению с результатами исследований, проведеными в 2004 году, характерны следующие изменения:

а) В 2004 году максимальные плотности запасов наблюдались по ^{137}Cs , которые уменьшались с 2700 до 250 Бк/м² в пойме Иртыша и с 2000 до 500 Бк/м² в пойме Оби. Плотности запасов ^{90}Sr в пойме слабо уменьшались по течению, оставаясь почти постоянными, и составляли около 200 Бк/м² 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/м², в пойме Оби с 1600 до 1700 Бк/м².

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/м² по ^{137}Cs и 2433 Бк/м² по ^{90}Sr , и на Оби перед впадением реки Иртыш (створ № 2, 20 км выше устья Иртыша) – 1032 Бк/м² по ^{137}Cs и 1742 Бк/м² по ^{90}Sr . Кроме того, отмечена также самая высокая из всех измеренных величина плотности запасов 2647 Бк/м² по ^{90}Sr в створе № 1 на Оби после впадения Иртыша.

Оценки интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследуемых участков Оби (от административной границы Ханты-Мансийского Автономного округа с Томской областью до устья Иртыша) и Иртыша (от н.п. Демьянское до устья Иртыша) представлены в таблице 61.

Таблица 61

**Оценка интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr на исследованных участках
пойм Оби и Иртыша, $\text{Бк}/\text{м}^2$**

<i>a) Вариант I</i>
Пойма Иртыша (1-км):
$\text{Cs-137} = 1000 \cdot \int_0^{307000} (-0.0057 \cdot x + 2097) dx = 3.752 \times 10^{11} \text{ Бк}(10,1 \text{ Кн})$
$\text{Sr-90} = 1000 \cdot \int_0^{307000} (-0.0025 \cdot x + 2483.9) dx = 6.447 \times 10^{11} \text{ Бк}(17,4 \text{ Кн})$
Пойма Оби (1-км):
$\text{Cs-137} = 1000 \cdot \int_0^{550000} (-0.0012 \cdot x + 1052.2) dx = 3.972 \times 10^{11} \text{ Бк (10,7 Кн)}$
$\text{Sr-90} = 1000 \cdot \int_0^{550000} (-0.0005 \cdot x + 1737.4) dx = 8.799 \times 10^{11} \text{ Бк (23,8 Кн)}$
Суммарные запасы:
$\text{Cs-137} = 772 \text{ ГБк (20,9 Кн)}$
$\text{Sr-90} = 1525 \text{ ГБк (41,2 Кн)}$

Таблица 61. (Продолжение)

<i>6) Variant 2</i>
Пойма Иргыша (15 км):
$Cs\text{-}137 = \int_0^{307000} \left[\int_0^{15000} (-0.0057 \cdot \underline{x} + 2097) \cdot e^{-0.0125\underline{r}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 3.001 \times 10^{10} \text{ Бк}(0,81 \text{ Кн})$
$Sr\text{-}90 = \int_0^{307000} \left[\int_0^{15000} \frac{(-0.0025 \cdot \underline{x} + 2483.9) \cdot e^{-0.0125\underline{r}}}{660.7 \cdot \underline{r}^{-1.18}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 1.498 \times 10^{10} \text{ Бк}(0,41 \text{ Кн})$

Таблица 61. (Окончание)

<u>Пойма Оби (60 км):</u>	
$Cs\text{-}137 = \int_0^{550000} \left[\int_0^{60000} (-0.0012 \cdot \underline{x} + 1052.2) \cdot e^{-0.0125\underline{r}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 3.178 \times 10^{10}$	Бк (0,86 Кү)
$Sr\text{-}90 = \int_0^{550000} \left[\int_0^{60000} \frac{(-0.0005 \cdot \underline{x} + 1737.4) \cdot e^{-0.0125\underline{r}}}{660.7 \cdot \underline{r}^{-1.18}} d\underline{r} \right] d\underline{x} = 2.045 \times 10^{10}$	Бк (0,55 Кү)
<u>Суммарные запасы:</u>	
$Cs\text{-}137 = 62$ ГБк (1,7 Ки)	
$Sr\text{-}90 = 45$ ГБк (1,2 Ки)	

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. В оценках по первому методу, который рассматривался нами как наиболее консервативный, 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 параметрами 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.

Полученная оценка запасов радионуклидов, выполненная на основе результатов исследований экспедиции

2005 г, дала следующие величины: в пойме Оби 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 прошлым 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.

2.11.3. Оценка уровней содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауны рек Иртыш и Обь

Результаты определения ^{137}Cs и ^{90}Sr в золе рыбе различных пород из исследованных створов Оби и Иртыша приведены в таблице 62.

Как следует из данных этой таблицы, концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных породах рыб в зависимости от их вида и места отлова изменяется в широких пределах, и может варьировать от фоновых уровней, находящихся ниже чувствительности измерительной аппаратуры до 0,61 Бк/кг ^{137}Cs и до 3 Бк/кг ^{90}Sr в расчете на сырой вес.

Таблица 62

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе Оби и Иртыша

Место отлова	Название рыбы	Пов- тор- ность	Вес сыр., г	Вес золы, г	Содержание, Бк/кг.сух.веса		^{137}Cs накопления	Коэффи- циент ^{90}Sr	
					^{137}Cs	^{90}Sr			
р.Обь	язь	1	2361	360,72	0,9	н.о.	0,12	—	60
		2	2595	396,56	0,68	н.о.			
		3	2244	342,89	0,83	н.о.			
	щука	1	2371	291,63	0,78	н.о.	0,08	—	40
		2	2492	295,21	0,61	н.о.			
		3	2690	318,62	0,68	н.о.			
	корюха	1	2130	308,61	н.о.	н.о.	0,12	—	60
		2	2040	295,38	0,29	н.о.			
		3	2116	306,61	1,32	н.о.			
Ханты- Мансийск, р.Иртыш	язь	1	2410	360,56	0,49	н.о.	0,07	1,69	35
		2	2480	370,06	0,48	н.о.			
	3	2380	355,04	0,45	11,32	н.о.			
р.Иртыш	стер- лядь	1	1565	231,5	н.о.	н.о.	—	—	—
		2							
		3							

Таблица 62. (Окончание)

R. Иртыш	чебак	1	790	157,4	0,33	н.о.	—	—
R. Иртыш с. Демьянское	окунь	1	500	70	2,08	н.о.	0,23	1,90
	2	1100	150,1	1,15	13,54			
	1	2230	323,65	0,44	н.о.			
	лещ	2	2140	310,57	1,2	н.о.	0,12	—
	3	2150	311,91	0,88	н.о.			27
	окунь	1	2200	334,8	2,9	21,8		
R. Иртыш	2	2150	326,64	3,08	15,1		0,43	2,98
	3	2100	326,24	2,44	21,8			96
	карась	1	1870	244,15	4,12	н.о.		69
плотва	2	1890	246,81	4,7	9,45		0,61	1,15
	3	1765	230,4	5,11	8,2			136
	1	2130	343,94	0,45	н.о.			27
R. Иртыш с. Демьянское	2	2095	337,93	0,46	н.о.	0,14	—	31
	3	1830	295,96	1,73	н.о.			
плотва	1	1500	229,81	1,26	н.о.	0,16	—	36
	2	2100	258,36	0,79	н.о.			

Для всех видов рыб концентрация ^{90}Sr на порядок выше, чем концентрация ^{137}Cs , что является следствием преобладания в воде обеих рек концентрации первого радионуклида.

Наиболее высокое содержание радионуклидов зафиксировано для карася – 0,61 Бк/кг по ^{137}Cs и 1,15 Бк/кг по ^{90}Sr , а также окуня – 0,43 Бк/кг по ^{137}Cs и 2,90 Бк/кг по ^{90}Sr , отловленных в Иртыше в районе н.п.Демьянского. Максимальные значения коэффициентов накопления радионуклидов по сырой массе также отмечено у этих видов рыб: ~140 по ^{137}Cs (карась) и ~70 по ^{90}Sr (окунь). Для трех исследованных видов рыб в Оби – язя, щуки и сороги – содержание ^{90}Sr находилось ниже предела обнаружения. В целом, содержание радионуклидов в рыбе не превышает установленных («Методические...», 1998) уровней, равных 130 Бк/кг по ^{137}Cs и 100 Бк/кг по ^{90}Sr .

2.11.4. Оценка уровней содержания тяжелых металлов и других химических токсикантов в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты исследования проб воды представлены в таблице 63. Предельно допустимые концентрации содержания отдельных веществ в воде представлены в таблице 64. («Перечень...», 1999).

Анализ полученных данных показывает, что основными загрязнителями вод Оби и Иртыша являются органические соединения, нефтепродукты и тяжелые металлы, такие как железо, медь, цинк, свинец, алюминий, марганец, ртуть. Концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах составили: органических соединений по БПК₅ – 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. Как показывают представленные данные, химический состав воды может значительно отличаться в зависимости от места отбора проб. Учитывая широкую географию отбора проб и большие расстояния между створами, имеет смысл более детально проанализировать полученные результаты в зависимости от места отбора проб. Прежде всего, представляет существенный интерес результаты, полученные на входном створе со стороны Оби (створ 5), расположенного в районе н.п. Соснино, непосредственно вблизи границы ХМАО и Томской области.

Данный створ характеризует, какие химические загрязнители поступают на территорию округа путем трансграничного переноса с сопредельных территорий. Таким образом, воды Оби, поступающие на территорию ХМАО, уже содержат повышенное количество органических веществ по БПК₅ – 1,03 ПДК, по ХПК – 2,14 ПДК, повышенное содержание железа – 2,14 ПДК, меди 17 ПДК, цинка 2,2 ПДК, свинца – 1,16 ПДК, ртути – 9 ПДК. Следующий створ по течению реки располагался в районе г. Нижневартовск (створ 4). В пробах воды данного створа наблюдалось небольшое увеличение содержания органических веществ по БПК₅ и ХПК соответственно до 1,1 и 2,3 ПДК. Увеличилось содержание нефтепродуктов до 1 ПДК, железа до 3,06 ПДК, марганца до 2 ПДК. Но при этом снизилось содержание меди с 17 до 8 ПДК, цинка до 1,5 ПДК, ртути с 9 до 5 ПДК. Тем не менее, содержание указанных компонентов оставалось повышенным.

Следующие створы на Оби (створ 1,2) располагались ниже по течению на 517 км и находились на равном удалении от впадения Иртыша выше и ниже на 30 км.

Результаты анализа проб воды р.Обь, Иртыш, мг/дм³

Таблица 63

Ингредиенты, мг/дм³	место отбора					створ 6
	створ 1	створ 2	створ 3	створ 4	створ 5	
БПК ₅	2,22	3,91	2,68	2,20	2,06	2,69
Азот аммоний	0,212	0,168	0,265	0,297	0,255	0,278
Азот нитритный	0,003	0,008	0,001	0,002	0,000	0,000
Азот нитратный	0,077	0,035	0,111	0,011	0,015	0,003
Азот общий	0,625	0,375	0,725	0,520	0,390	0,600
Азот органический	0,333	0,164	0,348	0,210	0,120	0,319
Азот минеральный	0,292	0,211	0,377	0,310	0,270	0,281
Фосфаты (по Р)	0,084	0,042	0,082	0,017	0,032	0,075
Фосфор общий	0,118	0,080	0,118	0,040	0,058	0,112
Кальций	22,0	20,0	24,0	24,4	28,1	30,1
Магний	5,6	1,5	5,8	3,2	1,9	5,3
Сульфат-ион	49,4	43,2	61,9	54,2	60,0	75,8
Хлорид-ион	11,0	9,9	22,7	9,9	7,4	21,6
Нефтепродукты	0,02	0,02	0,02	0,05	0,03	0,09
Фенолы	0,001	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000
Железо общее	0,756	0,705	0,783	0,306	0,241	0,838

Таблица 63. (Окончание)

Ингредиенты, мг/дм³	Место отбора				
	створ 1	створ 2	створ 3	створ 4	створ 5
рН	7,52	6,70	7,02	7,36	7,22
СПАВ анионоактивные	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000
ХПК (O_2)	67,7	39,9	52,9	34,7	32,1
Жесткость(мгэкв/дм ³)	1,56	1,12	1,68	1,48	1,56
Гидрокарбонаты	67,7	62,2	85,4	81,8	87,3
Кремний	3,2	2Д	3,5	1,4	2,0
Фториды	0,10	0,05	0,10	0,16	0,05
Калий	2,20	1,50	2,61	1,53	1,54
Натрий	8,37	4,69	10,8	5,10	4,60
Медь	0,025	0,010	0,022	0,008	0,017
Цинк	0,020	0,016	0,017	0,015	0,022
Никель	0,001	0,001	0,000	0,005	0,003
Свинец	0,081	0,007	0,068	0,007	0,007
Марганец	0,018	0,013	0,014	0,020	0,009
Кадмий	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001
Алюминий	0,08	0,06	0,08	0,04	0,04
Хром общий	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Мышьяк	0,007	0,008	0,000	0,000	0,000
Ртуть	0,00005	0,00009	<0,00005	0,00005	0,00009

Таблица 64

**Предельно допустимая концентрация
содержания веществ в воде, мг/л.**

Ингредиент	ПДК	ВЗ	ЭВЗ	Класс опасности
Азот аммонийный	0,40	4,0	20,0	4
Азот нитритный	0,02	0,2	1,0	4
Азот нитратный	9,1	91	455,0	4
БПК 5	2,0	10,0	40,0	усл.4
pH	6,5-8,5	более 9,5 менее 5,0	более 9,7 менее 4,0	усл.4
Железо (III)	0,1			
Железо общее	0,1	3,0	5,0	4
Кальций (ион)	180,0	1800,0	9000	усл.4
Калий	50,0	500,0	2500	усл.4
Растворённый кислород не менее (зимой) (летом)	4,0 6,0	менее 3,0	менее 2,0	усл.4
Магний (ион)	40,0	400,0	2000	усл.4
Медь	0,001	0,03	0,05	3
Минерализация	1000	10000		усл.4
Мышьяк	0,05	0,5	2,5	3
Натрий (ион)	120,0	1200	6000	усл.4
Нефтепродукты	0,05	1,5	2,5	3
Никель	0,01	0,1	0,5	3
СПАВ	0,1	1,0	5,0	4
Сульфаты	100,0	1000,0	5000	усл.4
Сероводород (сульфиды)	0,00001	0,0001	0,0005	3
Фенолы	0,001	0,03	0,05	3

Таблица 64. (Окончание)

Ингредиент	ПДК	ВЗ	ЭВЗ	Класс опасности
Фосфаты (по фосфору)	0,2	2,0	10,0	усл.4
Фториды	0,75	7,5	37,5	3
Хлориды	300	3000,0	15000	усл.4
Хром(VI)	0,02	0,2	1,0	3
Хром(III)	0,07	0,7	3,5	3
ХПК	15,0	150,0	750	4
Цинк	0,01	0,1	0,50	3
Алюминий	0,04	0,4	2,0	4
Ванадий	0,001	0,01	0,05	3
Свинец	0,006	0,018	0,030	2
Кадмий	0,005	0,015	0,025	2
Ртуть	отсутствие (0,00001)			1
Марганец	0,01	0,3	0,5	4
Взвешенные вещества	0,75	7,5	37,5	4

ВЗ – высокое значение

ЭВЗ – экстремально высокое значение

Химический состав воды в данных створах отражает как общую картину уровней загрязнения, так и влияние впадения такого крупного притока как Иртыш на изменение химического состава воды Оби, а, следовательно, и состояние нижерасположенных участков Обской речной системы. В пробах воды из створа, расположенного перед впадением Иртыша (створ 2), отмечалось так же повышенное содержание органических соединений до 1,9 ПДК по БПК₅ и до 2,66 ПДК по ХПК. Так же возросло содержание железа

до 7,05 ПДК, меди – 10 ПДК, цинка – 1,6 ПДК, свинца – 1,17 ПДК, марганца – 1,3 ПДК, алюминия – 1,5 ПДК, ртути – 9 ПДК. В пробах воды, взятых из створа ниже впадения Иртыша (створ 1) отмечалось увеличение содержания ряда компонентов. Так, показатель ХПК возрос до 4,5 ПДК, содержание в воде меди до 25 ПДК, свинца до 13,5 ПДК. До максимально допустимого уровня увеличилось содержание фенолов. По - прежнему было высоким содержание в воде железа -7,56 ПДК, цинка – 2 ПДК, марганца 1,8 ПДК, алюминия – 2 ПДК, ртути – 5 ПДК.

На Иртыше были определены химические показатели воды в двух створах. Один непосредственно до впадения Иртыша в Обь в районе Ханты-Мансийска (створ 3), следующий выше по течению в районе н.п. Демьянское (створ 6). Перечень основных загрязнителей воды Иртыша примерно аналогичен полученным результатам в пробах Оби. Так, в пробах воды 3 – го створа отмечалось повышенное содержание органических соединений, которое проявлялось повышением показателей БПК₅ до 1,34 ПДК и ХПК до 3,5 ПДК.

Так же как и в предыдущих пробах было отмечено повышенное содержание железа – 7,83 ПДК, меди – 22 ПДК, цинка - 1,7 ПДК, свинца – 11,3 ПДК, марганца – 1,4 ПДК, алюминия – 2 ПДК. Характерно, что во всех трех перечисленных створах не наблюдалось повышенного содержания в воде нефтепродуктов. Проба воды, взятая в районе н.п. Демьянское, отличалась от предыдущих самым высоким содержанием органических соединений – до 5,44 ПДК по ХПК, нефтепродуктов до 1,8 ПДК, железа до 8,38 ПДК и марганца до 8,7 ПДК. Кроме того, данная проба отличается высоким содержанием фенолов – 5 ПДК и ртути – 9 ПДК. В связи с этим данную пробу воды можно считать наиболее неблагополучной по сравнению с предыдущими результатами.

Таким образом, основными загрязнителями вод Оби и Иртыша являются: органические соединения, железо, медь, цинк, свинец, марганец, алюминий, ртуть. Кроме того, в одной пробе воды Иртыша установлено повышенное содержание нефтепродуктов (1,8 ПДК), фенолов (5 ПДК).

Особо следует отметить экстремально высокое содержание свинца (0,081 и 0,068 мг/дм³ при норме 0,006 мг/дм³) в пробах воды створа 1 и створа 3. Данный элемент относится ко 2 классу опасности. В пяти пробах из шести наблюдается высокое содержание ртути в 5-9 раз превышающее ПДК. Данный элемент относится к 1 классу опасности.

По сравнению с результатами 2004 года, химический состав воды Оби и Иртыша несколько изменился, изменились так же концентрации основных загрязняющих компонентов. Концентрации загрязняющих веществ в 2004 году в Оби и Иртыше составляли: 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, ртути – до 25 ПДК. Сравнительный анализ результатов показывает, что по сравнению с этим годом, во-первых, произошло некоторое улучшение обстановки по загрязнению вод данных рек нефтепродуктами. Если в 2004 году загрязнение нефтепродуктами носило повсеместный характер, в 2005 году отмечено локальное загрязнение нефтепродуктами воды Иртыша в районе н.п. Демьянское. Также несколько снизилось содержание в воде железа. Если в 2004 году максимальная концентрация железа доходила до 15,4 ПДК, в 2005 году максимальный показатель снизился до 8,38 ПДК. Хотя, по-прежнему загрязнение воды Оби и Иртыша соединениями железа носит широко распространенный характер.

Несмотря на нормализацию некоторых показателей, в целом же, обстановка по санитарному качеству воды не

улучшилась, а по ряду показателей отмечено значительное ухудшение положения. Так, по результатам 2005 года отмечается повсеместное и стабильное загрязнение вод Оби и Иртыша органическими соединениями. Во всех пробах отмечено повышение показателей как биологического, так и химического потребления кислорода в 2-5 раз по сравнению с нормой. Кроме того, отмечено повышение содержания в воде отдельных 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 г. содержание свинца не превышало 1,42 ПДК, то в 2005 г. отмечено повышение его содержания в воде до 13,5 ПДК, в результате чего концентрация данного элемента в двух пробах превысила экстремально высокие значения. Так же в 5 пробах из 6 обследованных обнаружено наличие ртути в концентрациях в 5-9 раз превышающих допустимый уровень.

Как свинец, так и ртуть являются чрезвычайно токсичными элементами, обладающими кумулятивными свойствами, то есть, они способны накапливаться в объектах внешней среды, по пищевым цепочкам мигрировать в организм рыб и далее попадать в человека. Основной причиной значительно-го повышения концентрации свинца в окружающей среде стало широкое применение его в промышленности. Источниками поступления свинца в окружающую среду являются сжигание углей и применение тетраэтилсвинца в качестве антидетонатора в моторном топливе. Соединения свинца выносятся в водоемы со сточными водами рудообогатительных фабрик, некоторых металлургических предприятий, химических производств и шахт (Войнар, 1953).

Значительные количества ртути поступают в водоемы со сточными водами заводов, производящих красители, химикаты, инсектициды и фумиганты, фармакологические препараты и некоторые взрывчатые вещества. Понижение количества соединений ртути в воде возможно в результате извлечения их водными организмами, обладающими способностью накапливать ртуть в количествах, во много раз превышающих содержание ртути в воде, а также в результате процессов адсорбции (Резников и др., 1970).

В водной среде в результате бактериальных процессов метилирования происходит образование метилртутных соединений, которые во много раз токсичнее неорганических соединений ртути. Процессам метилирования ртутных соединений в водоемах способствуют низкие величины pH и аэробные условия. Метилирование довольно быстро происходит весной и даже зимой. Метилртутные соединения накапливаются в рыбе и могут попадать в организм человека. В организме животных и человека соединения ртути вызывают изменения со стороны слизистых оболочек, нарушения двигательной и секреторной функции желудочно-кишечного тракта, изменения в крови, поражают нервную систему (Войнар, 1953; Cheremisinoff, Habib, 1972).

Важнейшим компонентом в обсуждении уровней и характера загрязнения водоема является анализ данных по распределению отдельных элементов и показателей химического состава воды между точками отбора проб. Химический состав воды в отдельных точках может существенно отличаться, особенно если расстояние между ними значительно. Графическое построение моделей распределения химических компонентов может наглядно охарактеризовать некоторые процессы, протекающие в водоеме. Снижение уровней загрязнения по течению реки, улучшение

санитарных показателей воды может указывать на наличие процессов самоочищения водоёма или депонирования отдельных компонентов в донные отложения. Для чего построение и анализ моделей распределения элементов в воде целесообразно совмещать с построением моделей распределения отдельных компонентов в донных отложениях и пойменных грунтах. Резкое увеличение отдельных показателей между двумя точками контроля свидетельствует об увеличении концентрации данного элемента в воде, что можно характеризовать как некоторые признаки загрязнения водоема или активной миграции данного элемента из донных отложений. В этом случае можно предположительно установить источник загрязнения, определить его приблизительные географические координаты. Модели распределения отдельных водных компонентов на Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском и на Иртыше между н.п. Демьянское и Ханты-Мансийском представлены на рисунках 64-71.

Как свидетельствуют представленные графики распределения некоторых химических показателей, на участке Оби, протяженностью 517 км от Нижневартовска до Ханты-Мансийска в воде отмечается снижение количества сульфат-ионов, фторидов, нефтепродуктов, магния, кремния, общего азота, азота минерального, азота аммония, железа и ртути. При этом отмечено повышение показателя ПБК₅, общего фосфора, фосфатов, азота нитритов и нитрилов, никеля.

На участке Иртыша от н.п. Демьянское до Ханты-Мансийска также отмечено снижение количества некоторых показателей: сульфат-ион, ХПК, фторидов, нефтепродуктов, кремния, марганца, никеля, ртути. Повышаются азот нитритов и свинец.

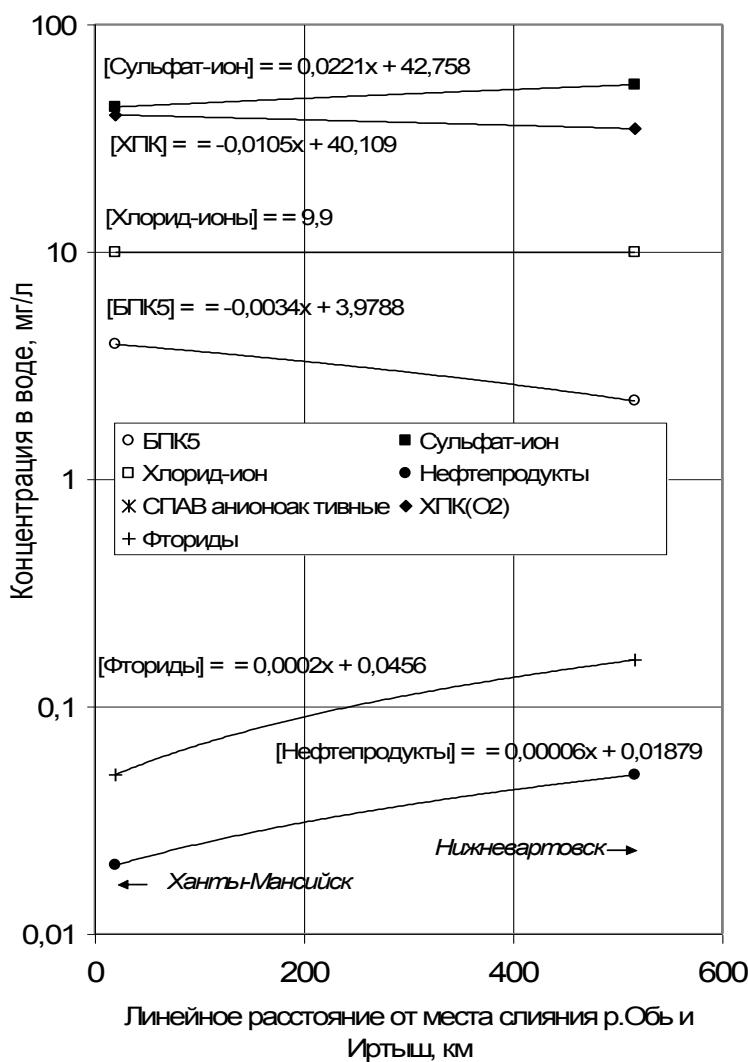


Рисунок 64 - Изменение концентрации в воде сульфат-, хлорид-, фтор-ионов, нефтепродуктов, СПАВ, ХПК и БПК₅ на участке Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском

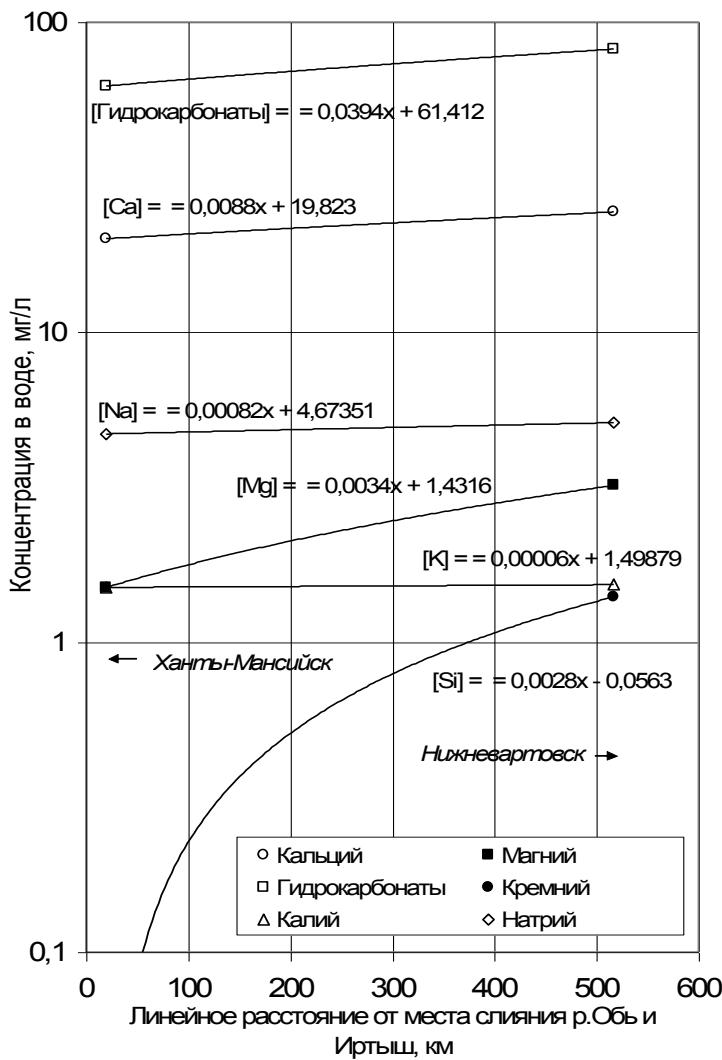


Рисунок 65 - Изменение концентрации в воде Ca, Mg, Na, Si, K гидрокарбонатов на участке Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском

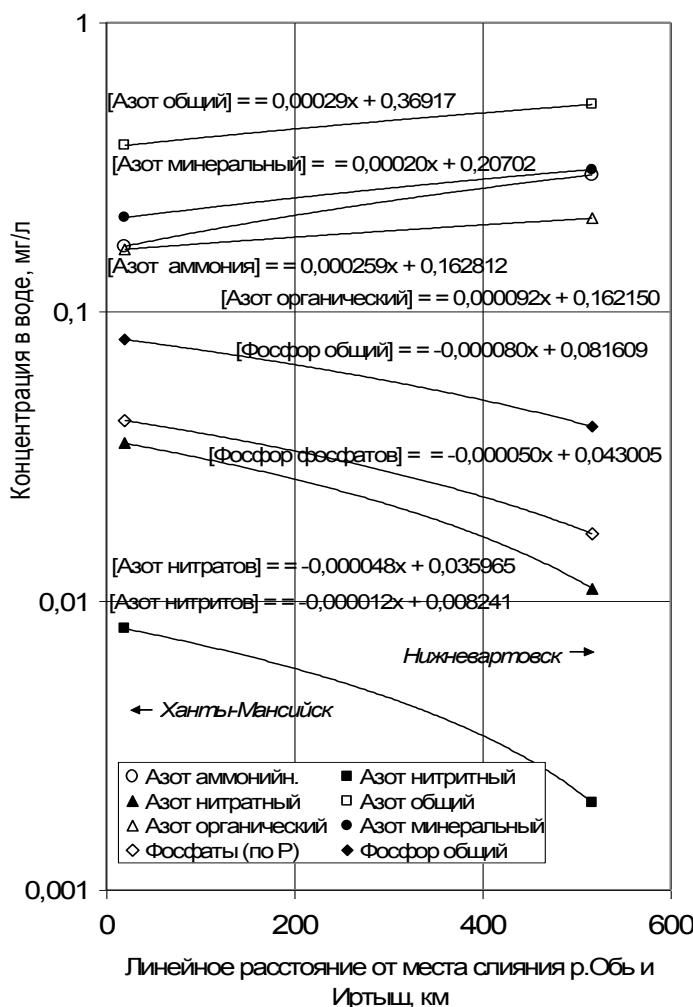


Рисунок 66 - Изменение концентрации в воде азота общего, азота нитритов, азота нитратов, азота аммония, азота органического и минерального, фосфора общего и фосфора фосфатов на участке р.Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском

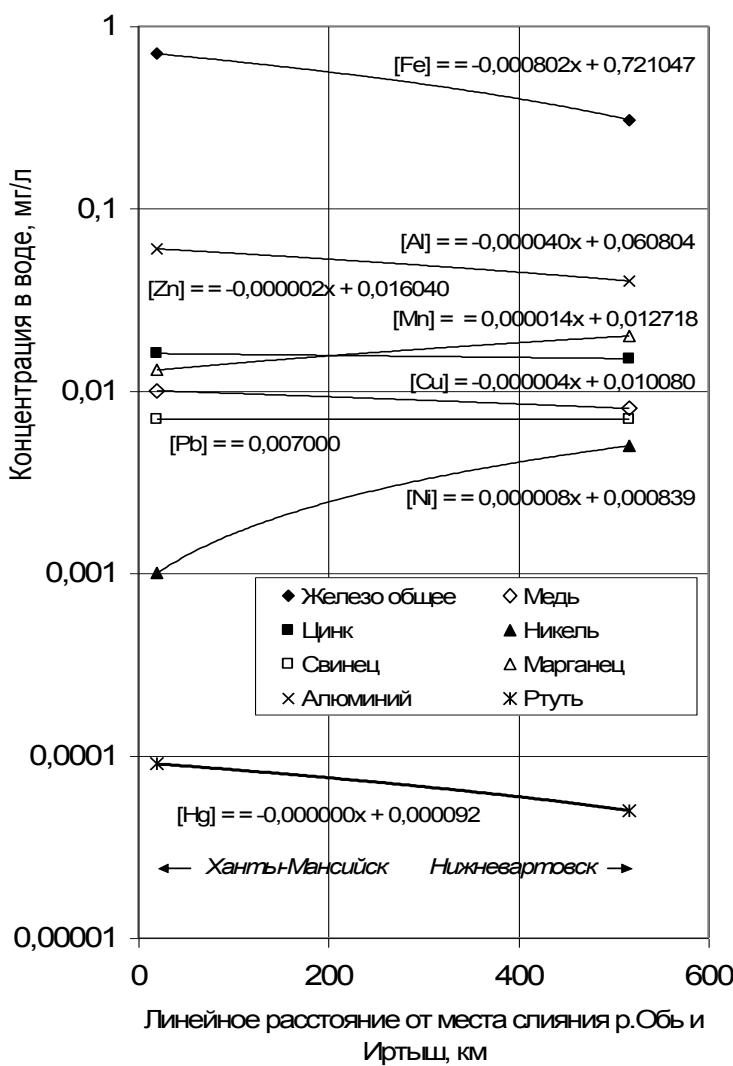


Рисунок 67 - Изменение концентрации в воде тяжелых металлов на участке Оби между Нижневартовском и Ханты-Мансийском

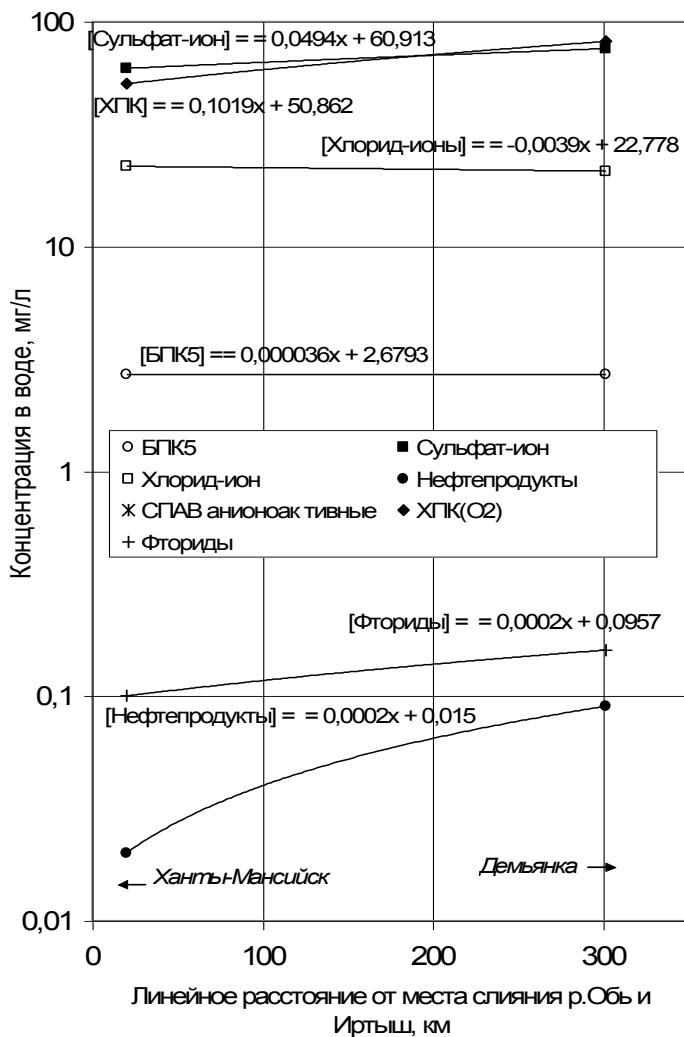


Рисунок 68 - Изменение концентрации в воде сульфат-, хлорид-, фтор-ионов, нефтепродуктов, СПАВ, ХПК и БПК₅ на участке Иртыша между н.п.Демьянским и Ханты-Мансийском

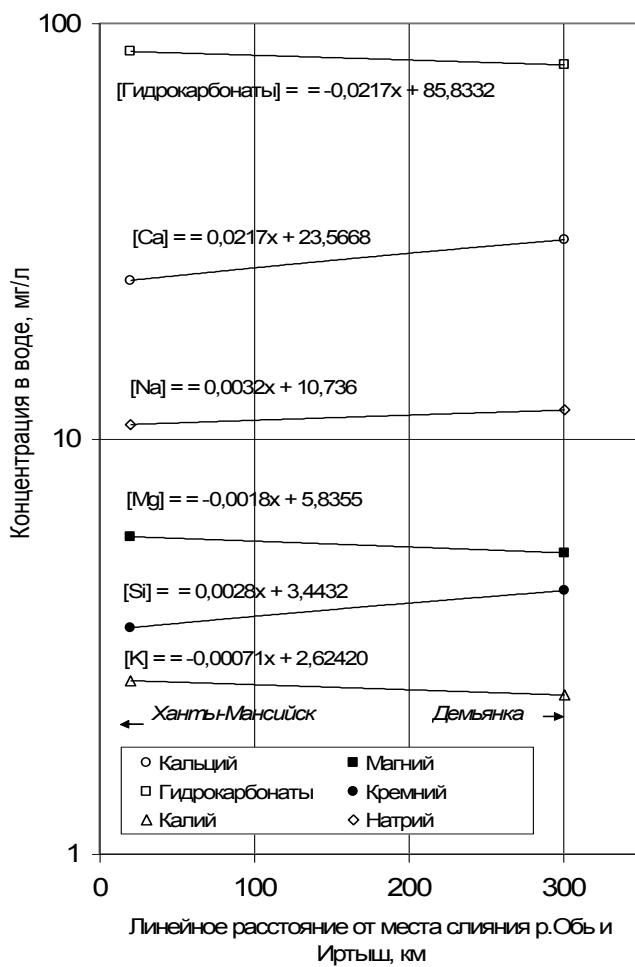


Рисунок 69 - Изменение концентрации в воде Ca, Mg, Na, Si, K и гидрокарбонатов на участке Иртыша между н.п.Демьянским и Ханты-Мансийском

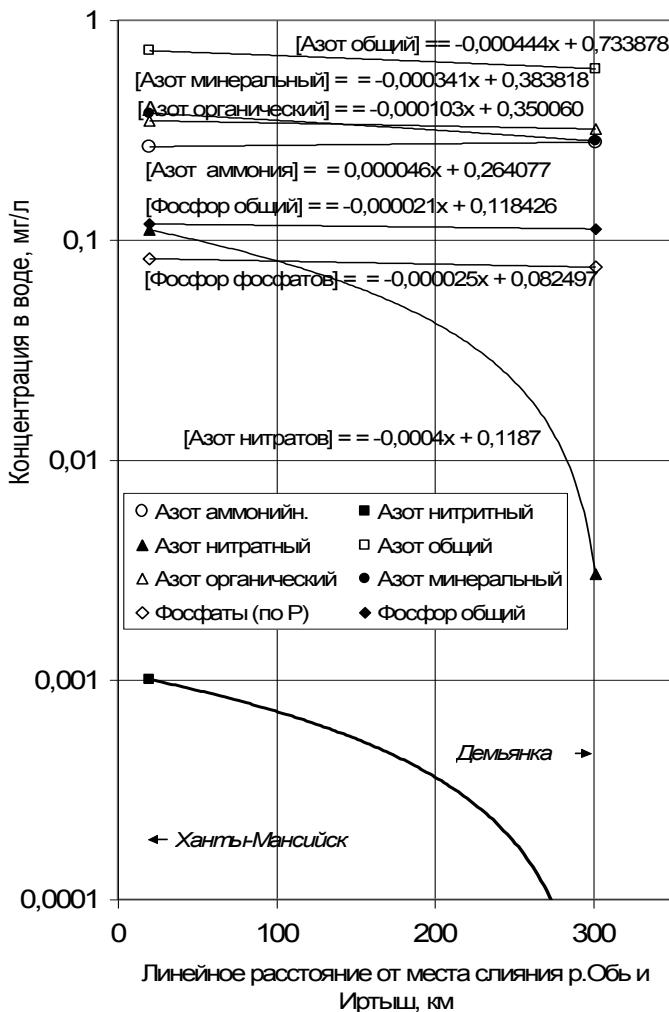
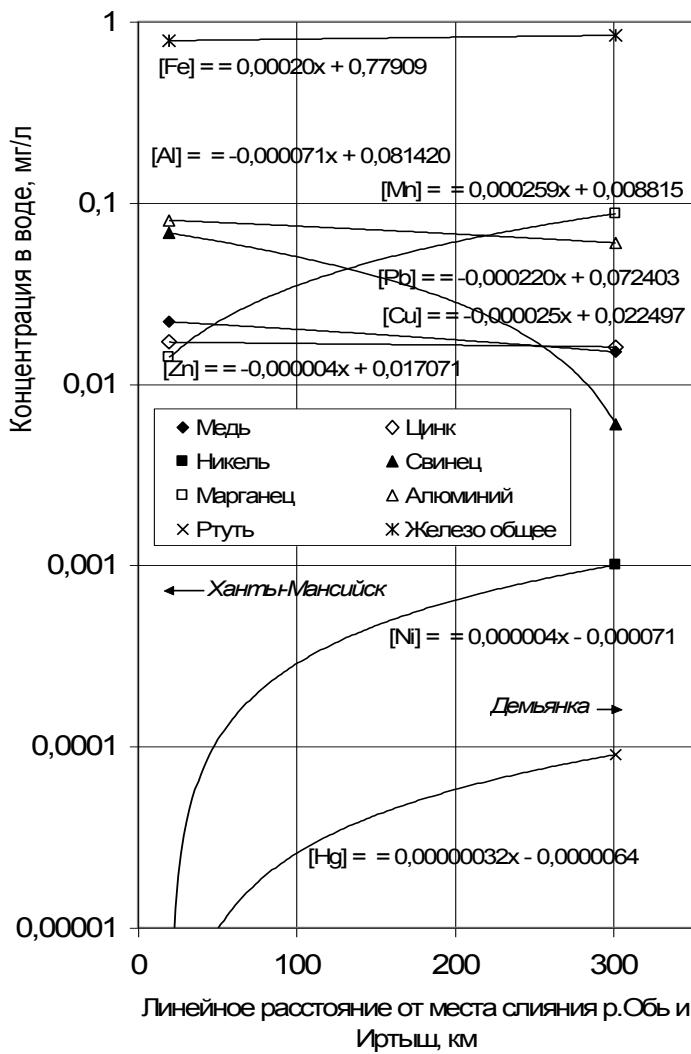


Рисунок 70 - Изменение концентрации в воде азота общего, азота нитритов, азота нитратов, азота аммония, азота органического и минерального, фосфора общего и фосфора фосфатов на участке р.Иртыш между н.п.Демьянским и Ханты-Мансийском



71 - Изменение концентрации в воде тяжелых металлов на участке р.Иртыши между н.п.Демьянским и Ханты-Мансийском

Об опасности и токсичности ряда химических компонентов, превышающих в воде ПДК, уже сказано выше. В представленных моделях ряд химических компонентов не превышают ПДК, но при этом прослеживается вполне определенная тенденция повышения их содержания в воде на территории ХМАО, в связи с чем есть целесообразность проанализировать причины такого изменения и возможные последствия при дальнейшем нарастании данной тенденции.

Так, прежде всего, следует отметить некоторое повышение на графике в воде Оби БПК₅. Как известно, определение БПК (бdioхимического потребления кислорода) даёт относительное представление о содержании в воде легкоокисляющегося органического вещества. Чем выше его концентрация, тем больше потребление кислорода.

Таким образом, определение БПК в поверхностных водах используется с целью оценки содержания биохимически подвижных органических веществ, условий обитания гидробионтов и характеристики качества воды («Руководство ...», 1977).

Ранее уже говорилось о повсеместном повышении уровня загрязнения вод Оби органическими соединениями. В связи с этим уместно остановиться так же и на показателе ХПК (химическое потребление кислорода). На представленном рисунке 64. в Оби не отмечено значительного изменения данного показателя между створами, потому, что он остается стабильно высоким на всем протяжении исследуемого участка. Химическое потребление кислорода (ХПК) – количество кислорода, расходуемого на окисление содержащихся в воде органических и неорганических веществ в кипящем кислом растворе дихромата калия, содержащем катализатор.

Повышенное ХПК в исследуемых образцах воды свидетельствует о повышенном содержании органических ве-

ществ в воде рек Обь и Иртыш, что, по-видимому, является следствием загрязнения речной системы хозяйственными и промышленными стоками.

В связи с этим абсолютно объективным является отмеченное на протяжении обследованного участка повышение содержания в воде Оби **азота нитритов и нитратов**.

Нитриты - неустойчивые компоненты природных вод, поэтому при благоприятных для окисления условиях они встречаются в незначительных количествах (до 10 мкг/дм³). Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов микробного разложения органических остатков в условиях дефицита кислорода и является одним из критериев сильного загрязнения водного объекта.

Нитраты являются конечным продуктом минерализации органических азотосодержащих веществ. Их содержание в воде, как правило, значительно превышает содержание аммонийного и нитритного азота. Для нитратов характерно уменьшение содержания в вегетационный период за счёт потребления водными растениями и увеличение осенью при отмирании водных организмов и минерализации органических веществ. Максимальное содержание нитритов наблюдается в зимний период. В незагрязнённых водных объектах концентрация нитратного азота обычно не превышает десятков миллиграммов в кубическом дециметре.

Предельно допустимая концентрация нитратного азота в природных водах для водных объектов рыбохозяйственного назначения составляет 9,1 мг/дм³.

Снижение большинства химических загрязнителей воды рассматривается как факт положительный. Но при этом следует отметить, что снижение на обследованных участках Оби и Иртыша таких показателей, как нефтепродукты и ряд тяжелых металлов (железо, ртуть, кремний и др.) может со-

проводиться их фиксацией в донных отложениях. Как показали результаты исследования 2004 года, поступление ряда тяжелых металлов на исследуемые участки рек осуществляется путем трансграничного переноса с территорий, расположенных выше по течению, а на территории ХМАО происходит их депонирование в донных отложениях.

Характер распределения химических компонентов в водной среде существенно дополняют расчеты баланса отдельных компонентов в годовом стоке между отдельными створами. Метод основан на расчете разности годовых стоков отдельных элементов между входным и выходным створами исследуемого участка реки. При равенстве потоков баланс будет равен нулю и, следовательно, на данном участке не отмечается процессов накопления или дополнительного поступления указанного элемента. Положительный баланс говорит о том, что входной годовой поток превышает выходной и какая-то часть данного элемента депонируется на исследуемом участке. При отрицательном балансе, то есть когда выходной годовой поток превышает входной, есть вероятность дополнительного поступления определенных компонентов на исследованном участке реки, либо имеют место естественные процессы выноса данных элементов из пойменных почв донных отложений. Расчеты годового стока отдельных компонентов и балансы стоков в створах представлены в таблицах 65, 66.

Как показывают результаты исследования 2005 года, большинство химических компонентов в Обь – Итышской речной системе имеют отрицательный баланс. Это означает, что вынос данных компонентов с обследованных участков превышает их поступление через входной створ. Отрицательный баланс загрязняющих веществ возможен в результате их дополнительного поступления с водами притоков, или с площади водосбора, или вследствие их

Таблица 65

Годовой сток компонента в створе, т/год

Место отбора	Объ				Иртыш
	Створ 1 Обь после слияния	Створ 2 Обь до сли- яния	Створ 4 Нижне- вартовск	Створ 3 Иртыш до слияния	
БПК _s	7,11E+02	1,03E+03	3,80E+02	1,54E+02	1,24E+02
Азот аммоний.	6,79E+01	4,42E+01	5,13E+01	1,52E+01	1,28E+01
Азот нитритный	9,61E-01	2,10E+00	3,45E-01	5,73E-02	4,60E-03
Азот нитратный	2,47E+01	9,21E+00	1,90E+00	6,36E+00	1,38E-01
Азот общий	2,00E+02	9,87E+01	8,98E+01	4,15E+01	2,76E+01
Азот органический	1,07E+02	4,32E+01	3,63E+01	1,99E+01	1,47E+01
Азот минеральный	9,36E+01	5,55E+01	5,35E+01	2,16E+01	1,29E+01
Фосфаты (по Р)	2,69E+01	1,11E+01	2,94E+00	4,70E+00	3,45E+00
Фосфор общий	3,78E+01	2,10E+01	6,91E+00	6,76E+00	5,15E+00
Кальций	7,05E+03	5,26E+03	4,21E+03	1,38E+03	1,38E+03
Магний	1,79E+03	3,95E+02	5,53E+02	3,32E+02	2,44E+02
Сульфат-ион	1,58E+04	1,14E+04	9,36E+03	3,55E+03	3,49E+03
Хлорид-ион	3,52E+03	2,60E+03	1,71E+03	1,30E+03	9,94E+02
Нефтепродукты	6,41E+00	5,26E+00	8,64E+00	1,15E+00	4,14E+00
Железо общее	2,42E+02	1,85E+02	5,28E+01	4,49E+01	3,85E+01

Таблица 65. (Окончание)

Место отбора	Объ	Створ 1 Объ после слияния	Створ 2 Объ до сли- яния	Створ 4 Нижне- вартовск	Створ 3 Иртыш до слияния	Иртыш
Ингредиент						
pH	2,41E+03	1,76E+03	1,27E+03	4,02E+02	3,03E+02	Створ 6 Иртыш Де- мьянка
СПАВ анионоактивные	0,00E+00	0,00E+00	5,18E-01	0,00E+00	0,00E+00	
XПК(O_2)	2,17E+04	1,05E+04	5,99E+03	3,03E+03	3,75E+03	
Жесткость (мгэкв/дм ³)	5,00E+02	2,95E+02	2,56E+02	9,63E+01	8,92E+01	
Гидрокарбонаты	2,17E+04	1,64E+04	1,41E+04	4,89E+03	3,65E+03	
Кремний	1,03E+03	6,31E+02	2,42E+02	2,01E+02	1,98E+02	
Фториды	3,20E+01	1,32E+01	2,76E+01	5,73E+00	7,36E+00	
Калий	7,05E+02	3,95E+02	2,64E+02	1,50E+02	1,11E+02	
Натрий	2,68E+03	1,23E+03	8,81E+02	6,19E+02	5,38E+02	
Медь	8,01E+00	2,63E+00	1,38E+00	1,26E+00	6,90E-01	
Цинк	6,41E+00	4,21E+00	2,59E+00	9,74E-01	7,36E-01	
Никель	3,20E-01	2,63E-01	8,64E-01	2,87E-02	4,60E-02	
Свинец	2,60E+01	1,84E+00	1,21E+00	3,90E+00	2,76E-01	
Марганец	5,77E+00	3,42E+00	3,45E+00	8,02E-01	4,00E+00	
Алюминий	2,56E+01	1,58E+01	6,91E+00	4,58E+00	2,76E+00	
Ртуть	1,60E-02	2,37E-02	8,64E-03	1,72E-03	4,14E-03	

Таблица 66**Расчет баланса, т/год**

	Баланс на участке Иртыша	Баланс на участке Оби	Баланс в точке слияния Оби и Иртыша	Общий баланс в Обь-Иртышской системе
БПК ₅	-29,8	-648,9	471,0	-207,7
Азот аммонийный	-2,4	7,1	-8,5	-3,8
Азот нитритный	-0,1	-1,8	1,2	-0,6
Азот нитратный	-6,2	-7,3	-9,1	-22,6
Азот общий	-13,9	-8,9	-60,1	-82,9
Азот органический	-5,3	-6,9	-43,6	-55,8
Азот минеральный	-8,7	-2,0	-16,4	-27,1
Фосфаты (по Р)	-1,2	-8,1	-11,2	-20,5
Фосфор общий	-1,6	-14,1	-10,0	-25,7
Кальций	9,4	-1048,5	-411,6	-1450,8
Магний	-88,5	158,0	-1067,3	-997,9
Сульфат-ион	-60,1	-2006,4	-915,1	-2981,6
Хлорид-ион	-307,1	-895,2	381,0	-821,3
Нефтепродукты	3,0	3,4	0,0	6,4
Железо общее	-6,3	-132,7	-11,9	-150,8
pH	-99,6	-491,8	-244,4	-835,8
СПАВ анионоактивные	0,0	0,5	0,0	0,5
ХПК(O ₂)	722,4	-4505,8	-8162,8	-11946,1
Жесткость (мгЭКВ/дм ³)	-7,0	-39,1	-108,9	-155,0
Гидрокарбонаты	-1245,6	-2239,2	-433,0	-3917,8
Кремний	-2,8	-389,7	-193,3	-585,8
Фториды	1,6	14,5	-13,2	3,0

Таблица 66. (Окончание)

	Баланс на участке Иртыша	Баланс на участке Оби	Баланс в точке слияния Оби и Иртыша	Общий баланс в Обь-Иртышской системе
Калий	-38,7	-130,4	-160,7	-329,8
Натрий	-80,6	-353,3	-829,0	-1262,9
Медь	-0,6	-1,2	-4,1	-5,9
Цинк	-0,2	-1,6	-1,2	-3,1
Никель	0,0	0,6	0,0	0,6
Свинец	-3,6	-0,6	-20,2	-24,5
Марганец	3,2	0,0	-1,5	1,7
Алюминий	-1,8	-8,9	-5,3	-16,0
Ртуть	0,0	0,0	0,0	0,0

активного выноса из донных и пойменных отложений, где ранее образовался их значительный резерв. Стабильный положительный баланс имеют нефтепродукты. Их поступление на обследованные участки Оби и Иртыша превышают годовой сток через выходной створ, в связи с чем есть вероятность их накопления и депонирования на территории ХМАО.

Нефть и нефтепродукты относятся к числу трудноокисляемых органических веществ, как на очистных сооружениях канализации, так и в естественных условиях – в водоемах. Неочищенная нефть отличается высокой стабильностью, особенно при низкой температуре воды. В экспериментальных водоемах при низкой температуре воды сохраняет токсичность для водорослей 2 мес (Dickman, 1971). Нефтепродукты, попавшие в водоем со сточными водами, подвергаются различным изменениям, постепенно опускаются на дно водоема. Бактериальное окисление

нефтепродуктов на дне происходит примерно в 10 раз медленнее, чем на поверхности (Изюрова, 1950) В водоемах примерно 40% нефти оседает на дне, 40% остается в воде в виде эмульсии и 20% – на поверхности в виде пленки.

Нефтяная пленка даже толщиной 0,5 мм на поверхности водоемов затрудняет аэрацию воды, а нефть на дне образует донные отложения; в иле в местах спуска сточных вод обнаружено 3,5-22,0% нефти (Дадашев и др., 1957). Самоочищение водоемов от нефти происходит очень медленно. За 2,7 сут содержание эмульгированных нефтепродуктов в воде снижалось при 20 °C на 40%, а при 5°C лишь на 15% (Ломако и др., 1965). В присутствии водной растительности в модельных опытах нефтяная пленка исчезала при ее толщине 0,06 см через 4-6 сут, а при 0,6 см – через 20-22 сут (Морозов, Петров, 1972). Следовательно, в водоемах нельзя рассчитывать на самоочищение от нефти. Особенно неблагоприятно для водоемов сочетание загрязнения нефтью и тяжелыми металлами, о чем свидетельствуют полученные результаты исследований. Нефть обладает способностью захватывать и концентрировать тяжелые металлы. При этом возрастают 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, 1972).

Наиболее полную картину характера и уровней загрязнения водных объектов дает сопоставление результатов исследования воды и донных отложений.

2.11.5. Определение тяжелых металлов в донных отложениях

Большинство тяжелых металлов обладают кумулятивными свойствами и способны накапливаться в донных отложениях, создавая угрозу для гидроэкосистем на длительный промежуток времени. Отбор проб донных отложений был произведен в тех же створах параллельно отбору проб воды. В донных отложениях так же как и пробах воды были проведены определения наличия и количественного содержания загрязняющих веществ. Результаты химического анализа донных отложений представлены в таблице 67.

В донных отложениях было проведено определение содержания хрома, свинца, железа, алюминия, марганца, никеля, цинка, меди, кадмия, ванадия, ртути и нефтепродуктов, то есть всего 12 показателей. Согласно существующим нормативам, из представленных элементов нормируется содержание хрома, свинца, марганца, никеля, цинка, меди, ванадия, ртути, следовательно, 8 показателей (Никитин и др., 1990). При этом, основными элементами, имеющими повышенную концентрацию в донных отложениях являются никель, цинк и медь. Содержание никеля повышено во всех пробах и составило от 6,25 до 13 ПДК. Также оказалось повышенным во всех исследованных пробах содержание цинка и меди, которое составило, соответственно, 1,78-3,48 ПДК и 4,7-9,3 ПДК. Наиболее неблагополучной по содержанию указанных компонентов можно считать пробу на Оби в створе № 5 (входной створ в районе н.п.Соснино), где наблюдается самое высокое содержание никеля – 13 ПДК, цинка 3,48 ПДК, меди 9,3 ПДК. Содержание свинца приближается к предельно допустимой концентрации. Здесь же отмечены самые высокие показатели

из ненормируемых элементов: железа – 30950 мг/кг, алюминия – 29250 мг/кг, кадмия – 0,73 мг/кг.

В донных отложениях Иртыша наблюдается повышенное содержание никеля – 6,25-7,5 ПДК, цинка – 1,78-2,6 ПДК, меди – 4,7-7,0 ПДК, наиболее высокое по сравнению с другими пробами содержание ртути до 0,043 мг/кг и нефтепродуктов до 93 мг/кг. Самое высокое содержание нефтепродуктов установлено в пробе донных отложений Иртыша, взятой в районе н.п. Демьянское, равное 93 мг/кг. Следует отметить, что и в 2004 году содержание нефтепродуктов в данной точке так же было высоким и в 2,5 раза превышало аналогичные показатели в пробах Оби и Иртыша. В текущем году содержание нефтепродуктов в этом створе в 1,7 раза превышает прошлогодний показатель. Таким образом, отчетливо прослеживается тенденция загрязнения нефтепродуктами участка Иртыша, расположенного в районе н.п. Демьянское.

В отличие от 2004 года, в этом году не обнаружено присутствия нефтепродуктов в донных отложениях створов, образующих так – называемый Ханты-Мансийский треугольник, то есть равноудаленные друг от друга створы на участке слияния Оби и Иртыша. Представленные данные полностью соответствуют результатам исследования воды на содержание нефтепродуктов. Именно в данных створах содержание нефтепродуктов в воде так же не превышало допустимых концентраций.

По другим показателям полученные результаты вполне сопоставимы с результатами прошлогодних исследований. В пробах донных отложений Оби в 2004 году наблюдалось повышение содержания никеля – до 9,4 ПДК, цинка – до 1,1 ПДК, меди – до 27,7 ПДК. Установлено высокое содержание железа – до 29055 мг/кг, алюминия – до 17625 мг/кг, ртути – до 0,042 мг/кг.

Таблица 67

Результаты анализа данных отложений р.Обь, р.Иртыш

Место отбора	Содержание тяжелых металлов, мг/кг								Нефтепродукты, МГ/Г			
	Cr	Pb	Fe	Al	Mn	Ni	Zn	Cu	Cd	V	Hg	
Створ 1	33	15	23250	20625	230	33	65	23	0,48	88	0,035	0,000
Створ 2	24	10	20150	15625	524	27	44	15	0,35	60	0,030	0,000
Створ 3	23	10	17150	14250	518	25	41	14	0,33	60	0,030	0,000
Створ 4	30	14	24725	22000	537	34	63	21	0,53	60	0,037	0,033
Створ 3	41	19	30350	29250	398	52	80	28	0,73	88	0,038	0,038
Створ 6	29	14	20950	17750	733	30	60	21	0,45	60	0,043	0,093

В донных отложениях Иртыша также было отмечено повышенное содержание никеля до 3 ПДК, меди – до 8,4 ПДК, имеет место наличие ртути (0,016 мг/кг) и нефтепродуктов (0,054 мг/г).

В пробах текущего года по сравнению с результатами 2004 г. увеличилось в среднем в 4,5 раза содержание цинка, никеля в 1,7 раза, содержание меди, напротив, уменьшилось в среднем в 2 раза. Кроме того, в текущем году на 22,9% в донных отложениях увеличилось содержание ртути, на 12,6% содержание свинца.

Результаты расчета удельной концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов в пойме и донных отложениях представлены в таблице 68. Полученные при этом результаты свидетельствуют, что в донных отложениях обследованных участков рек концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов (и, соответственно, суммарные запасы) могут достигать значительных величин. Содержание тяжелых металлов в донных отложениях Оби по большинству показателей превышают содержание их в иртышских донных отложениях. Плотность загрязнения нефтепродуктами, напротив, в 2,6 раза выше в донных отложениях Иртыша. По средней плотности запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби наиболее выделяются: железо – 7,3 кг, алюминий – 6,6 кг, марганец – 126,7 г, цинк – 18,9 г, хром – 9,6 г, ванадий – 20,8 г, свинец – 4,4 г, ртуть – 10,5 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами составляет 5,3 г/м². В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей несколько меньше, но все же достаточно высокое: железа – 5,7 кг, алюминия – 4,8 кг, марганца – 187,7 г, цинка – 15,2 г, хрома – 7,8 г, ванадия – 18 г, свинца – 3,6 г, ртути – 10,9 мг, нефтепродуктов – 14 г на квадратный метр.

Таблица 68.
Плотность запасов тяжелых металлов в 0-20 см слое донных отложений, т/км² (г/м²)

Ингредиенты	Место отбора					среднее		
	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5	Створ 6	Общ.	Иртыш
Cr	9,9	7,2	6,9	9	12,3	8,7	9,6	7,8
Pb	4,5	3	3	4,2	5,7	4,2	4,4	3,6
Mn	69	157,2	155,4	161,1	119,4	219,9	126,7	187,7
Ni	9,9	8,1	7,5	10,2	15,6	9	11,0	8,3
Cu	6,9	4,5	4,2	6,3	8,4	6,3	6,5	5,3
Zn	19,5	13,2	12,3	18,9	24	18	18,9	15,2
Cd	0,144	0,105	0,099	0,159	0,219	0,135	0,2	0,1
Fe	6975	6045	5145	7417,5	9105	6285	7385,6	5715,0
Al	6187,5	4687,5	4275	6600	8775	5325	6562,5	4800,0
V	26,4	18		18		18	20,8	18,0
Hg	0,0105	0,009	0,009	0,0111	0,0114	0,0129	0,0105	0,0109
Нефте- продукты	0	0	0	9,9	11,4	27,9	5,3	14,0

По сравнению с 2004 годом в донных отложениях Оби несколько увеличилась плотность запасов железа, алюминия, ванадия, цинка. В донных отложениях Иртыша прослеживается увеличение железа, алюминия, марганца, хрома, ртути, нефтепродуктов. Для сравнения, в 2004 г. средняя плотность запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби 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 5,7 г/м². В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей составляло: железа – 2,04 кг, алюминия – 1,5 кг, марганца – 51,5 г, меди – 7,3 г, хрома – 4 г, ртути – 5 мг, нефтепродуктов – 12,3 г на квадратный метр.

Таким образом, депонирование значительных количеств тяжелых металлов в донных отложениях, является определенным критерием неблагополучия водоема, а также источником загрязняющих веществ на последующий длительный период времени.

2.11.6. Содержание тяжелых металлов в рыбе

В водах Средней Оби обитает 29 видов рыб, относящихся к 9 семействам. Промысловое значение имеют 13 видов, в том числе муксун, пелянь, чир, пыжьян, нельма, осетр, язь, щука, елец, плотва, окунь, налим, стерлядь. Обь в пределах ХМАО служит для ценных сиговых рыб миграционным путем, а пойма Оби – местом нагула молоди всех видов сигов и пеляди, готовящейся к размножению. 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 сниже-

ния уловов, прошедшего в последние годы, ихтиологи считают загрязнение Оби. Воздействие загрязнения на ихтиофауну бассейна выражается не только в снижении численности рыб, но и в уменьшении их весового роста. Так, по данным СибРыбНИИПроекта, ежегодные потери уловов от антропогенного воздействия в Обь-Иртышском бассейне составляют 6,8 тыс. тонн (Брусынина, Крохалевкий, 1989; Никонов, 1977; Петкевич, 1971).

Согласно СанПиН 2.3.2. 1078-01 («Гигиенические...», 2002) предельно допустимые концентрации (ПДК) содержания тяжелых металлов в рыбе нормируются по четырем элементам, а именно: свинец – не более 1.0 мг/кг, мышьяк – не более 1.0 мг/кг, ртуть – не более 0.3 мг/кг и кадмий – не более 0.2 мг/кг. Кроме того, были определены не нормируемые показатели, такие как хром, марганец, никель, медь, цинк, железо, алюминий, ванадий. Для исследования были взяты образцы мышечной ткани рыбы следующих видов: язь, окунь, плотва, карась, лещ, щука, чебак, стерлядь, пелядь, отловленные в реках Обь и Иртыш. Результаты исследований представлены в таблице 69.

Содержание определяемых элементов во всех исследованных образцах было значительно ниже ПДК. Содержание свинца в различных видах рыбы составило от 0.034 до 0.244 мг/кг. В среднем содержание свинца в мышечной ткани рыбы, выловленной в Оби и Иртыше, составило 0.092 ± 0.058 мг/кг, что соответственно в 10,8 раза ниже ПДК. Наименьшее количество свинца было установлено в мышечной ткани чебака, выловленного в Оби (0.034 мг/кг), а наибольшее в плотве, выловленной в Иртыше (0.244 мг/кг). Содержание кадмия находилось в пределах 0.003-0.017 мг/кг, что также значительно ниже ПДК. Как и в предыдущем случае, наименьшее количество отмечено в пробе чебака из Оби, наибольшее в пеляди, пойманной

также в Оби. В среднем содержание кадмия в рыбе составило 0.009 ± 0.004 мг/кг, при ПДК, равном 0.2 мг/кг. Содержание в рыбе мышьяка, ванадия и ртути было ниже предела обнаружения. Из ненормируемых показателей обращает на себя внимание содержание в рыбе железа, алюминия, цинка и меди. Средние показатели содержания железа составили $3,395 \pm 2,726$ мг/кг, меди $0,968 \pm 0,412$ мг/кг, цинка $2,505 \pm 1,661$ мг/кг.

Полученные результаты не имеют существенных различий с данными, полученными в 2004 году. Содержание нормируемых элементов в образцах рыбы было значительно ниже ПДК. Содержание свинца в различных видах рыбы, исследованной в 2004 году, составляло от 0.015 до 0.186 мг/кг. В среднем содержание свинца в мышечной ткани рыбы, выловленной в Оби, было равно 0.036 ± 0.031 мг/кг, в Иртыше – 0.099 ± 0.073 мг/кг, что соответственно в 28 и 10.1 раза ниже ПДК. Наименьшее количество свинца было установлено в мышечной ткани язя, выловленного в Оби (0.015 мг/кг), а наибольшее также в язе, но только выловленном в Иртыше в районе п. Демьянка (0.186 мг/кг). Следует отметить, что содержание свинца, а также присутствие всех других тяжелых металлов было несколько выше в мелкой рыбе, например в плотве или язе, вес которых составлял от 7 до 16 грамм. Содержание кадмия находилось в пределах 0.001-0.014 мг/кг. Как и в предыдущем году, наименьшее количество отмечено в пробе язя из Оби, наибольшее в мелкой рыбе, пойманной в Иртыше. В среднем содержание кадмия в рыбе Оби составило 0.003 ± 0.002 мг/кг, в Иртыше 0.008 ± 0.006 мг/кг, что в 67 и, соответственно, в 25 раз ниже ПДК. Содержание в рыбе ванадия также было ниже предела обнаружения. Как и в 2005 году, из ненормируемых показателей более высокими отмечено содержание в рыбе железа, алюминия, цинка и меди.

Таким образом, не смотря на повсеместное загрязнение водоемов, содержание тяжелых металлов в рыбе по результатам наблюдений двух лет не превышает ПДК. В среднем содержание свинца в мышечной ткани рыбы, выловленной в Оби и Иртыше, составило 0.092 ± 0.058 мг/кг, что соответственно в 10,8 раза ниже ПДК, содержание кадмия в рыбе составило 0.009 ± 0.004 мг/кг, при ПДК, равном 0.2 мг/кг.

Согласно действующего СанПиН 2.3.2. 1078-01 («Гигиенические...», 2002) указанные виды рыбы, обитающие в Оби и Иртыше, пригодны для употребления в пищу без ограничений.

2.11.7.Итоги мониторинговых исследований 2005г.

1. Представлены результаты комплексного экологического обследования основных магистральных рек Ханты-Мансийского автономного округа – Оби и Иртыша в зоне их слияния вблизи Ханты-Мансийска и на входе вблизи административных границ округа. Исследованиям подверглись вода, донные отложения рек и пойменных водоемов, а также основные виды рыб, обитающие в этих реках. В исследованных объектах определены основные химические показатели, содержание тяжелых металлов, нефтепродуктов, а также содержание техногенных радионуклидов – ^{137}Cs и ^{90}Sr .

2. Основными загрязнителями вод Оби и Иртыша являются органические соединения, нефтепродукты и тяжелые металлы, такие как железо, медь, свинец, алюминий, марганец, ртуть. Концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах составили: органических соединений по БПК₅ -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.

3. Результаты, полученные на входном створе со стороны Оби (створ 5), расположенного в районе н.п. Соснино, непосредственно вблизи границы ХМАО и Томской области, показывают, что на территорию округа путем трансграничного переноса с сопредельных территорий поступает повышенное количество органических веществ по БПК₅ – 1,03 ПДК, по ХПК – 2,14 ПДК, железа – 2,14 ПДК, меди 17 ПДК, цинка 2,2 ПДК, свинца – 1,16 ПДК, ртути – 9 ПДК.

4. На территории ХМАО в воде Оби происходит последовательное повышение содержания органических веществ до 1,9 ПДК по БПК₅ и 4,5 ПДК по ХПК, железа до 7,56 ПДК, меди до 25 ПДК, свинца до 13,5 ПДК. Содержание ртути остается на уровне 5-9 ПДК.

5. В пробах воды Иртыша отмечалось повышенное содержание органических соединений, которое проявлялось повышением показателей БПК₅ до 1,34 ПДК и ХПК до 3,5 ПДК. Так же как и в предыдущих пробах было отмечено повышенное содержание железа – 7,83 ПДК, меди – 22 ПДК, цинка – 1,7 ПДК, свинца – 11,3 ПДК, марганца – 1,4 ПДК, алюминия – 2 ПДК.

6. Загрязняющие вещества в водоемах распределены неравномерно. Наиболее неблагополучной можно считать пробу воды, взятую на Иртыше в районе н.п. Демьянское. В данной пробе отмечено самое высокое содержание органических соединений – до 5,44 ПДК по ХПК, нефтепродуктов до 1,8 ПДК, железа до 8,38 ПДК и марганца до 8,7 ПДК. Кроме того, данная проба отличается высоким содержанием фенолов – 5 ПДК и ртути – 9 ПДК.

7. По сравнению с результатами 2004 года произошло некоторое улучшение обстановки по загрязнению вод дан-

ных рек нефтепродуктами. Если в 2004 году загрязнение нефтепродуктами носило повсеместный характер, в текущем году отмечено локальное загрязнение нефтепродуктами воды Иртыша в районе н.п. Демьянское. Но при этом наблюдается повышение содержания в воде отдельных тяжелых металлов. Так, концентрация меди в 2005 году возросла до 25 ПДК против 17 ПДК в прошлом году, марганца с 4,3 ПДК до 8,7 ПДК

8. Особенno следует отметить значительное повышение содержания в воде высокотоксичных элементов, относящихся к 1 и 2 классам опасности. По сравнению с 2004 годом значительно увеличилось содержание свинца с 1,42 ПДК до 13,5 ПДК, в результате чего концентрация данного элемента в двух пробах превысила экстремально высокие значения. Так же в 5 пробах из 6 исследованных обнаружено наличие ртути в концентрациях в 5-9 раз превышающих допустимый уровень.

9. В донных отложениях рек Оби и Иртыша установлено повышенное содержание никеля от 6,25 до 13 ПДК, меди 4,7-9,3 ПДК, цинка 1,78-3,48 ПДК. Наиболее неблагополучной по присутствию тяжелых металлов является проба в створе № 5 (входной створ на Оби в районе н.п. Соснино), где наблюдается самое высокое количество никеля – 13 ПДК, цинка – 3,48 ПДК, меди – 9,3 ПДК. Самое высокое содержание нефтепродуктов установлено в пробе донных отложений Иртыша, взятой в районе н.п. Демьянское, которое в 1,7 раза превышает прошлогодний показатель.

10. По сравнению с результатами прошлого года в донных отложениях Оби и Иртыша увеличилось содержание цинка в среднем в 4,5 раза, в 1,7 раза содержание никеля, количество меди, напротив, уменьшилось в среднем в 2 раза. Так же на 22,9% увеличилось содержание ртути, на 12,6% содержание свинца.

11. Средняя плотность запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби составила: железа – 7,3 кг, алюминия – 6,6 кг, марганца – 126,7 г, цинка – 18,9 г, хрома – 9,6 г, ванадия – 20,8 г, ртути – 10,5 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами составляет 5,3 г/м². В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей несколько меньше, но все же достаточно высокое: железа – 5,7 кг, алюминия – 4,8 кг, марганца – 187,7 г, цинка – 15,2 г, хрома – 7,8 г, ванадия – 18 г, ртути – 10,9 мг, нефтепродуктов – 14 г на квадратный метр.

12. Количество тяжелых металлов в мышечной ткани рыбы во всех исследованных образцах не превышает ПДК. В среднем содержание свинца в мышечной ткани рыбы, выловленной в Оби и Иртыше, составило 0.092 ± 0.058 мг/кг, что в 10,8 раза ниже ПДК, среднее содержание кадмия составило 0.009 ± 0.004 мг/кг, при ПДК, равном 0,2 мг/кг.

Определены плотности запасов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в донных отложениях и поймах Оби и Иртыша. Плотность запасов ¹³⁷Cs в пойме повышается по течению рек: в пойме Оби с 400 до 1000 Бк/м², в пойме Иртыша – с 400 до 2000 Бк/м², плотности запасов ⁹⁰Sr выше по уровню и также повышаются по течению: для Оби с 1600 до 1700 Бк/м², для Иртыша – от 1800 до 2400 Бк/м². Самая высокая величина плотности запасов 2647 Бк/м² по ⁹⁰Sr отмечена в створе № 1 на Оби после впадения Иртыша. Получены регрессионные уравнения, описывающие изменения плотности запасов в поймах рек.

13. Определены интегральные запасы радионуклидов в пойме Оби на участке от границы с Томской областью (Соснино) до Ханты-Мансийска (длина участка 550 км) и Иртыша от устья р. Демьянки до Ханты-Мансийска (длина участка 307 км). Запасы радионуклидов в пойме 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. Суммарные запасы на обоих пойменных участках равны 62 ГБк ^{137}Cs и 45 ГБк ^{90}Sr .

14. Определены объемные концентрации радионуклидов в воде исследованных створов и представлены регрессионные зависимости их изменения вдоль русла рек. Концентрации радионуклидов в воде по течению рек изменяются следующим образом: ^{137}Cs – уменьшаются с 2, 2 до 2 Бк/м³ в Оби и с 4,5 до 2 Бк/м³ в Иртыше, ^{90}Sr – уменьшаются с 22 до 16 Бк/м³ в Оби и увеличиваются с 43 до 55 Бк/м³ в Иртыше. Объемные концентрации радионуклидов в воде рек по обоим радионуклидам на два-три порядка ниже установленного уровня вмешательства.

15. Расчет годовых стоков радионуклидов показал, что их поступление со стороны входного створа Оби примерно в 2 раза выше такового со стороны Иртыша. Так, годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет 472 ГБк, что в 2,3 раза превышает таковое со стороны Иртыша, равное 207 ГБк. По ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно 3520 и 1978 ГБк с соотношением величин 1,8. Во всех исследованных створах значения годовых стоков ^{90}Sr на порядок превышают значения годовых стоков ^{137}Cs . Для обского рукава отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ равно 7,5 на входе (Соснино) и 7,7 на выходе (Ханты-Мансийск), для иртышского рукава – 9,6 (Демьянский) и 27,3 (Ханты-Мансийск).

16. 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 депониро-

вание в пойме Иртыша 92 ГБк ^{137}Cs , поступающего из бассейна Иртыша на территорию ХМАО.

17. Содержание радионуклидов в рыбе не превышает установленных уровней, равных 130 Бк/кг по ^{137}Cs и 100 Бк/кг по ^{90}Sr . Наиболее высокое содержание радионуклидов зафиксировано в мышечной ткани карася – 0,61 Бк/кг по ^{137}Cs и 1,15 Бк/кг по ^{90}Sr , а также окуня – 0,43 Бк/кг по ^{137}Cs и 2,90 Бк/кг по ^{90}Sr , отловленных в Иртыше в районе н.п. Демьянского.

18. В связи с тем, что по результатам исследований текущего года отмечена крайне неблагоприятная тенденция повышения в воде содержания высокотоксичных металлов, ртути и свинца, относящихся к первому и второму классам опасности, а также значительное возрастание к уровню прошлого года концентрации в воде техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr , целесообразно организовать постоянный мониторинг за состоянием водных экосистем на территории ХМАО, увеличить кратность отбора проб воды и донных отложений до двух-четырех раз в год. Целесообразно также в сложившейся ситуации организовать несколько круглогодичных стационарных пунктов наблюдения и контроля, хотя бы по одной точке на Оби и Иртыше.

2.12. Накопление, распределение, миграция ^{90}Sr , ^{137}Cs , тяжелых металлов и других химических токсикантов в реках Иртыш, Обь и в их пойме. 2006г.

2.12.1. Оценка уровней содержания и расчет годовых стоков ^{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, расчеты годовых стоков радионуклидов и баланса годовых стоков радионуклидов в исследованных створах в 2006 г приведены в таблице 70.

Для обоих радионуклидов наблюдается возрастание объемной активности по течению рек – в Иртыше с 0,9 до 10 Бк/м³ по ^{137}Cs и с 20 до 44,2 Бк/м³ по ^{90}Sr (при этом отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ снижается с 23,5 до 4,2), что связано, очевидно, с их поступлением из мест депонирования в пойме. Для Оби это увеличение наблюдалось от 3 до 6,3 Бк/м³ по ^{137}Cs и с 34,3 до 476 Бк/м³ по ^{90}Sr а отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ возрастило с 11,4 до 74,4. В створе №1 сразу же после слияния рек отмечено резкое увеличение концентрации обоих радионуклидов, вероятно, связанное с гидродинамическими особенностями поведения водных потоков.

Из представленных результатов следует, что годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет 480 ГБк, что более чем на порядок превышает таковое со стороны Иртыша, равное 39 ГБк. По ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно 5480 и 920 ГБк с соотношением величин около шести. Вследствие более высоких значений концентраций во всех исследованных створах годовые стоки ^{90}Sr почти на порядок величин превышают значения годовых стоков ^{137}Cs .

Таблица 70

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша и оценка их годовых стоков

Створ	Расстояние, км	Содержание, $\text{Бк}/\text{м}^3$ ^{137}Cs	$\frac{^{90}\text{Sr}}{^{137}\text{Cs}}$ ^{90}Sr	расход воды, $\text{км}^3/\text{год}$	Годовой сток, ГБк ^{137}Cs	Баланс год.стока, ГБк ^{90}Sr
№3 - р.Иртыш до слияния с Обью	20	10,6	44,2	4,2	57,3	-1610
№6 - р.Иртыш (Демьянка)	307	0,9	20,0	23,5	605	-565
№8 - р.Обь – ниже слияния	-95	1,0	16,5	16,4	39	920
№1 - р.Обь – ниже слияния	-20	10,6	125,0	11,8	320	3396
№2 – р.Обь до слияния с Иртышом	20	6,4	476,3	74,4	263	-1204
№4 - р.Обь (Нижневартовск)	517	6,2	16,3	2,6	173	2815
№5 - р.Обь (Соснино)	538	3,0	34,3	11,4	160	5480
					общий баланс:	-2877
						-33650

Показательно, что рассчитанные значения балансов годовых стоков для обоих радионуклидов имеют отрицательные значения как для Оби, так и для Иртыша, соответствуя превышению выходных стоков над входными. Это так же указывает на то, что в пойме рек имеются значительные депо радионуклидов, поддерживающие высокие значения стоков.

Измеренные значения концентрации радионуклидов в Оби и Иртыше на два-три порядка величин ниже санитарно-гигиенических норм для населения. Так, уровень вмешательства по ^{90}Sr для воды в соответствии с Нормами («Нормы ...», 1999) равен $5000 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ($5 \text{ Бк}/\text{л}$).

Динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде рек Обь и Иртыш в исследованных створах в период 2004-2006 гг. отражена в таблице 71 и в виде графиков на рисунке 72.

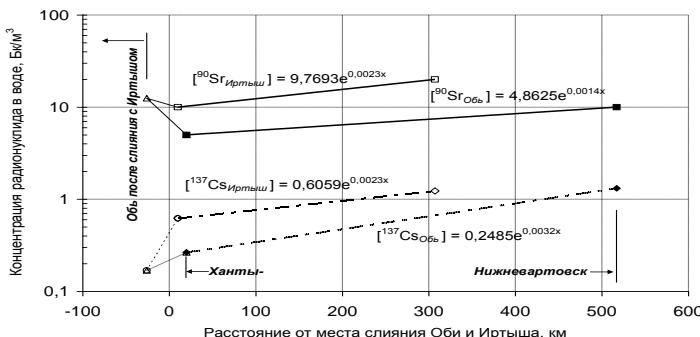
Из графиков следует, что концентрации радионуклидов, за исключением ^{90}Sr в Иртыше, в 2004-2005 гг уменьшились по течению обеих рек; в Иртыше содержание ^{90}Sr несколько возрастило перед его устьем. После слияния рек отмечалось увеличение содержания в воде обоих радионуклидов (кроме 2004 г), что указывает на наличие участков в районе Ханты-Мансийска, играющих роль накопителей радионуклидов и источников вторичного загрязнения водной системы Оби после слияния. В 2006 г концентрации радионуклидов резко возросли, причем в подавляющем большинстве случаев отмечен положительный градиент концентрации по течению рек, т.е. концентрации на выходных створах рек заметно превышали таковые на входных.

Динамика содержания радионуклидов в воде Оби и Иртыша в 2004-2006 гг. приведена на рис. 73-74.

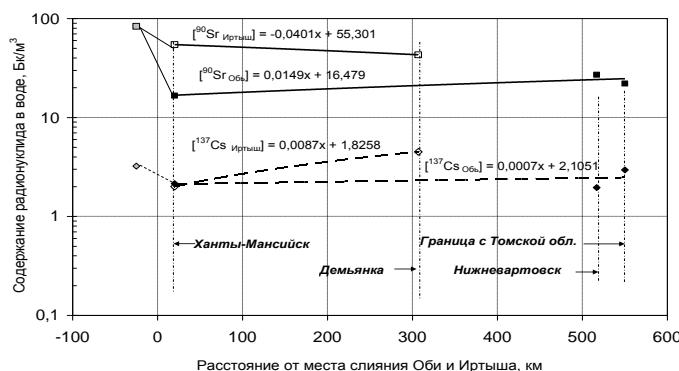
Таблица 71

**Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша
в 2004-2006 годах, Бк/м³**

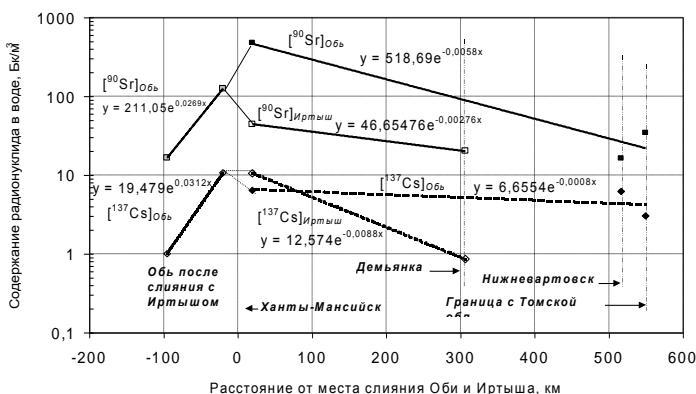
Створ	^{137}Cs			^{90}Sr		
	2004 г	2005 г	2006 г	2004 г	2005 г	2006 г
р. Иртыш	р.Иртыш - 19 км до слияния с Обью (створ 3)	0,62	1,3	10,6	10	54,5
	р.Иртыш- Демьянка (створ 6)	1,23	2,0	0,9	20	43,0
р. Обь	р.Обь – 95 км ниже слияния (створ 8)	-	-	1,0	-	16,5
	р.Обь – 20 км ниже слияния (створ 1)	0,17	2,1	10,6	12,5	83,5
	р.Обь -15 км до слияния с Иртышом (створ 2)	0,265	1,6	6,4	5	16,6
	р.Обь - Нижневартовск (створ 4)	1,315	1,3	6,2	10	27,0
	р.Обь - граница ХМАО (створ 5)	-	2,1	3,0	-	22,0
						34,3



а)



б)



в)

Рисунок 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)

Из данных, приведенных на рис. 73-74, следует, что по сравнению с результатами прежних исследований, проведенных в 2004-2005 году («Организация...», 2004; «Организация ...», 2005), отмечено следующее:

а) в 2006 году произошло общее увеличение концентрации ^{137}Cs в воде рек почти на порядок по сравнению с 2005 г, и в несколько десятков раз по сравнению с 2004 г. Тенденция роста наблюдалась, начиная с 2004 г. Максимальное увеличение концентрации зафиксировано по ^{137}Cs в створах Оби до и после слияния с Иртышом – с 0,15 до 10 Бк/м³ и с 0,25 до 6 Бк/м³ соответственно (по сравнению с 2004 г.).

б) увеличение концентрации ^{137}Cs на выходных створах исследованных участков рек в 2006 г протекало на фоне снижения концентрации на входном створе Иртыша с 2 до 0,9 Бк/м³ и небольшом возрастании на входном створе Оби с 2,1 до 3 Бк/м³.

в) наблюдалось изменение градиента концентрации ^{90}Sr по течению в Иртыше, а именно увеличение содержания в воде радионуклидов в створах Оби и Иртыша перед их слиянием по сравнению с точками на входных створах этих рек.

г) зарегистрировано увеличение концентрации обоих радионуклидов в воде Оби после слияния с Иртышом по сравнению с концентрациями в реках перед их слиянием, как это наблюдалось и ранее.

д) отмечено, что наиболее резкое увеличение концентрации ^{90}Sr в створах обеих рек произошло годом ранее – в период с 2004 по 2005 г; а в 2006 году концентрации по этому радионуклиду в большинстве створов либо немного уменьшились, либо стабилизировались на уровне 2005 года. Исключение составляет створ №2 Оби перед впадением Иртыша, в котором в течение всего наблюдаемого промежутка времени 2004-2006 г. отмечался значительный устойчивый рост объемной активности ^{90}Sr , составивший практически два порядка величины.

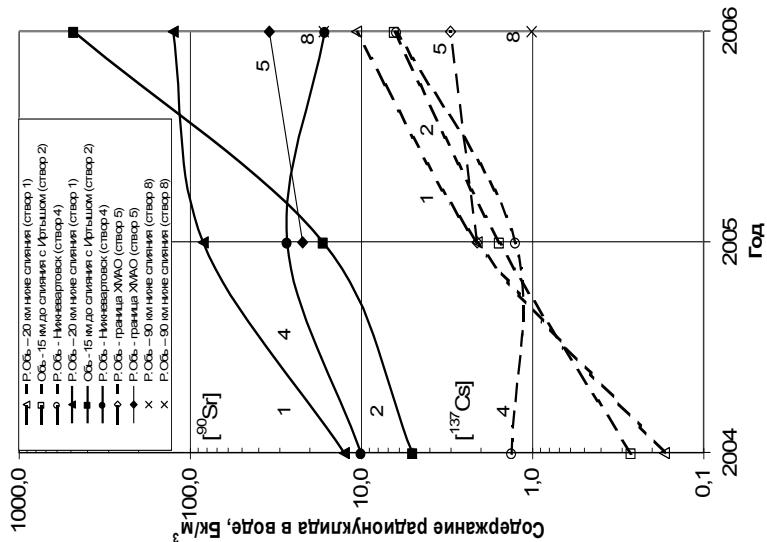


Рисунок 74 – Динамика ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде реки Обь в течение 2004-2006 гг.

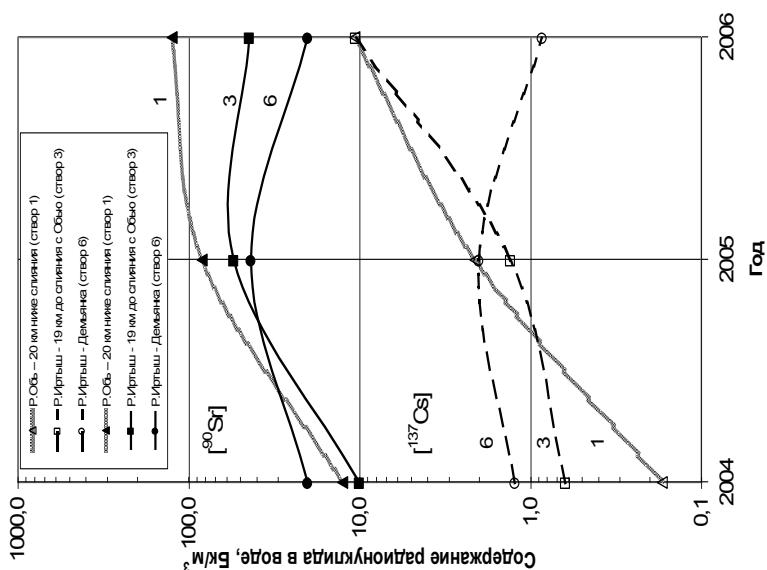


Рисунок 73 – Динамика ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде реки Иртыш в течение 2004-2006 гг.

Отмеченные изменения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде исследованных створов рек пока не внушают опасений с позиций норм безопасности. 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 все большее влияние оказывает 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 и его более раннее достижение исследуемых створов рек. 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 рек на территории ХМАО обусловлено долгоживущими радионуклидами, поступившими ранее по магистральным рекам

Обь и Иртыш в результате деятельности предприятий ядерного цикла и депонированными в поймах этих рек и донных отложениях (первичное загрязнение), а также продолжающимся переносом радионуклидов по гидрографической сети рек от источников сброса, дренажом из мест их депонирования на территории ХМАО, смывом со всей водосборной территории, загрязненной глобальными радиоактивными выпадениями (вторичное загрязнение).

2.12.2. Оценка уровней содержания и расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыш и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты определения послойного содержания радионуклидов в пробах донных и пойменных отложений в исследованных створах Оби и Иртыша приведены в таблице 72.

Таблица 72

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в сухих пробах почвенных отложений

Место отбора	Повторность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 1, т. 1, 2, 3	1	0-5	0,33 ± 0,06	0,72 ± 0,02
		5-10	0,32 ± 0,08	4,94 ± 0,21
		10-15	0,26 ± 0,059	0,835 ± 0,05
		15-20	0,18 ± 0,063	1,6 ± 0,2
		20-25	H.O.	1,94 ± 0,42
		25-30	H.O.	0,8 ± 0,06
		30-35	H.O.	2,49 ± 0,32
		35-40	H.O.	3,29 ± 0,44
	2	0-5	0,41 ± 0,08	0,32 ± 0,03
		5-10	0,24 ± 0,066	0,8 ± 0,07

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повтор-ность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 2, т.1, 2, 3 -	1	0-5	4,47 ± 0,29	0,86 ± 0,03
	5-10	6,065 ± 0,39	2,17 ± 0,22	
	10-15	1,28 ± 0,19	2,88 ± 1,55	
	15-20	0,47 ± 0,099	22,44 ± 5,45	
	20-25	0,171 ± 0,066	3,67 ± 1,22	
	25-30	H.O.	6,15 ± .78	
	30-35	H.O.	7,22 ± 1,22	
	35-40	H.O.	9,66 ± 2,36	
	2	0-5	5,38 ± 0,39	3,29 ± 1,6
	5-10	5,262 ± 0,49	2,43 ± 1,5	
	10-15	2,28 ± 0,26	H.O.	
	15-20	0,57 ± 0,088	H.O.	
	20-25	0,26 ± 0,077	8,41 ± 2,33	
	25-30	0,17 ± 0,061	4,11 ± 0,12	
	30-35	H.O.	7,14 ± 1,41	
	35-40	H.O.	3,01 ± 0,56	

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повторность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 3, т. 1, 2, 3 -	1	0-5	0,59 ± 0,2	2,77 ± 1,52
		5-10	1,32 ± 0,16	11,37 ± 4,22
		10-15	2,02 ± 0,2	8,57 ± 1,32
		15-20	3,18 ± 0,37	11,49 ± 2,23
		20-25	0,45 ± 0,1	5,53 ± 1,86
		25-30	H.O.	4,24 ± 1,71
		30-35	H.O.	3,29 ± 1,6
		35-40	H.O.	0,2 ± 0,02
		0-5	0,88 ± 0,12	5,52 ± 1,87
		5-10	1,15 ± 0,16	7,48 ± 1,61
2	2	10-15	2,62 ± 0,28	9,45 ± 1,02
		15-20	4,44 ± 0,36	16,38 ± 3,52
		20-25	0,49 ± 0,1	19,38 ± 2,01
		25-30	H.O.	12,08 ± 1,32
		30-35	H.O.	11,82 ± 2,41
		35-40	H.O.	10,33 ± 1,56

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повторность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 4, т.1 Пойма р.Обь, Нижневартовск	1	0-5	0,26 ± 0,099	0,27 ± 0,03
	5-10	0,27 ± 0,094		1,6 ± 0,12
	10-15	0,2 ± 0,055		1,94 ± 0,21
	15-20	H.O.		0,46 ± 0,06
	20-25	0,2 ± 0,051		2,17 ± 0,85
	25-30	H.O.		0,7 ± 0,09
	30-35	0,399 ± 0,087		2,28 ± 1,48
	2	0-5	0,135 ± 0,054	2,42 ± 0,36
	5-10	0,255 ± 0,075		0,73 ± 0,09
	10-15	0,215 ± 0,063		4,74 ± 1,32
	15-20	H.O.		0,99 ± 0,08
	20-25	0,192 ± 0,063		0,125 ± 0,05
	25-30	H.O.		0,62 ± 0,05
	30-35	0,38 ± 0,069		8,2 ± 1,25

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повтор-ность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 5, т.1, 2, 3	1	0-5	0,29 ± 0,073	3,0 ± 0,32
		5-10	0,35 ± 0,089	2,2 ± 0,58
		10-15	0,68 ± 0,11	4,41 ± 1,52
		15-20	0,91 ± 0,14	3,61 ± 1,12
		20-25	0,75 ± 0,11	3,55 ± 0,45
		25-30	0,52 ± 0,1	3,73 ± 1,36
		30-35	0,36 ± 0,065	21,54 ± 2,85
		2	0-5	0,28 ± 0,08
		5-10	0,45 ± 0,099	2,09 ± 0,56
		10-15	1,01 ± 0,13	4,26 ± 1,33
		15-20	0,98 ± 0,12	1,82 ± 0,54
		20-25	0,42 ± 0,084	2,59 ± 0,33
		25-30	0,74 ± 0,099	3,77 ± 1,27
		30-35	0,42 ± 0,099	2,14 ± 0,42
				3,75 ± 0,34

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повтор-ность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 6, т.1 Пойма р Иртыш, левый берег, с. Демьянское рамка 30x30	1	0-5	н.о.	3,48 ± 0,32
		5-10	н.о.	2,52 ± 1,0
		10-15	0,19 ± 0,049	3,61 ± 0,34
		15-20	0,099 ± 0,032	1,47 ± 0,56
		20-25	0,18 ± 0,051	4,24 ± 1,57
	2	25-30	н.о.	0,67 ± 0,03
		0-5	0,1 ± 0,022	2,81 ± 0,89
		5-10	н.о.	7,66 ± 1,49
		10-15	0,126 ± 0,044	4,37 ± 1,34
		15-20	0,189 ± 0,063	5,11 ± 0,98
	20-25	0,33 ± 0,074	4,89 ± 1,32	
		25-30	0,14 ± 0,024	2,14 ± 0,75

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повторность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 6, т.1 Пойма р Иртыш, правый берег, с. Демьянское рамка 30x30	1	0-5	0,23 ± 0,058	1,5 ± 0,62
		5-10	0,59 ± 0,11	1,82 ± 0,56
		10-15	0,21 ± 0,073	2,68 ± 0,72
		15-20	0,32 ± 0,085	2,04 ± 0,61
		20-25	0,24 ± 0,08	3,8 ± 1,32
		25-30	0,21 ± 0,075	1,53 ± 0,91
		30-35	0,35 ± 0,1	2,46 ± 0,48
		35-40	н.о.	2,78 ± 0,67
	2	0-5	0,27 ± 0,066	4,28 ± 1,16
		5-10	н.о.	5,03 ± 1,34
		10-15	0,27 ± 0,075	3,16 ± 0,73
		15-20	0,18 ± 0,054	2,76 ± 0,64
		20-25	н.о.	2,9 ± 0,82
		25-30	0,29 ± 0,078	4,01 ± 1,51
		30-35	0,31 ± 0,062	4,64 ± 1,43
		35-40	0,49 ± 0,089	2,52 ± 0,65

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повтор- ность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 9, т. 1, р. Вах	1	0-5	2,92 ± 0,2	0,94 ± 0,03
	5-10	0,74 ± 0,095	0,41 ± 0,07	
	10-15	0,12 ± 0,048	0,57 ± 0,14	
	15-20	0,1 ± 0,033	0,22 ± 0,08	
	20-25	H.O.	0,25 ± 0,04	
	25-30	H.O.	0,7 ± 0,09	
	30-35	H.O.	H.O.	
	2	0-5	3,82 ± 0,4	0,93 ± 0,03
	5-10	H.O.	0,86 ± 0,07	
	10-15	H.O.	1,79 ± 0,09	
	15-20	H.O.	4,47 ± 1,45	
	20-25	H.O.	2,71 ± 1,43	
	25-30	H.O.	0,96 ± 0,06	
	30-35	H.O.	0,41 ± 0,03	

Таблица 72. (Продолжение)

Место отбора	Повторность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 9, т.2 р. Вах	1	0-5	0,16 ± 0,037	0,51 ± 0,07
		5-10	H.O.	0,45 ± 0,06
		10-15	0,15 ± 0,043	H.O.
		15-20	H.O.	0,73 ± 0,07
		20-25	H.O.	0,64 ± 0,03
	2	25-30	H.O.	H.O.
		30-35	H.O.	H.O.
		0-5	0,24 ± 0,055	H.O.
		5-10	0,14 ± 0,038	15,88 ± 2,78
		10-15	H.O.	1,08 ± 0,45
		15-20	H.O.	1,95 ± 0,65
		20-25	H.O.	0,7 ± 0,03
		25-30	H.O.	H.O.
		30-35	H.O.	14,46 ± 5,32

Таблица 72. (Окончание)

Место отбора	Повтор- ность	Слой, см	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Створ 8, т.1,2,3	1	0-5	1,17 ± 0,16	6,57 ± 1,35
		5-10	1,34 ± 0,19	5,46 ± 1,27
		10-15	3,37 ± 0,35	9,94 ± 2,24
		15-20	1,2 ± 0,19	7,43 ± 1,37
		20-25	1,28 ± 0,18	5,7 ± 2,07
		25-30	1,16 ± 0,15	6,72 ± 1,96
		30-35	0,37 ± 0,099	4,34 ± 1,91
		35-40	н.о.	7,73 ± 2,37
	2	0-5	1,18 ± 0,11	1,02 ± 0,37
		5-10	1,33 ± 0,16	1,92 ± 0,92
		10-15	3,21 ± 0,27	2,71 ± 0,76
		15-20	н.о.	10,15 ± 4,08
		20-25	1,11 ± 0,12	13,59 ± 2,37
		25-30	1,2 ± 0,16	7,42 ± 2,37
		30-35	0,69 ± 0,13	9,35 ± 1,75
		35-40	0,49 ± 0,11	14,91 ± 2,67

н.о.– не обнаружен, значение ниже инструментального предела обнаружения.

На рисунках 74-85 представлены графики вертикального профиля распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах в исследованных створах, полученные в результате математической обработки экспериментальных данных определения концентрации указанных радионуклидов в пробах. Моделирование вертикального распределения радионуклидов с учетом особенностей этого распределения проведено аппроксимацией полиномами второй или третьей степеней, что в большинстве случаев обеспечивало достоверность аппроксимации с $R^2 > 0,6-0,7$. В ряде случаев, когда квадрат коэффициента корреляции обеспечивал достаточно высокую достоверность аппроксимации ($R^2 > 0,8$), вертикальное распределение радионуклидов представлено простыми аналитическими функциями – экспоненциальными или степенными.

Ниже дана радиоэкологическая характеристика участков поймы в исследованных створах рек.

Створ № 1: р.Обь, ~20 км ниже слияния с Иртышом

Вертикальное распределение радионуклидов (рисунок 74) представлено следующими регрессионными уравнениями:

$$[^{90}\text{Sr}, \text{Бк/л}] = 889508,72x^3 - 508223,78x^2 + 78193,14x - 444,51; \\ R^2 = 0,74$$

$$[^{137}\text{Cs}, \text{Бк/л}] = 1742,96e^{-7,37x}; \\ R^2 = 0,82$$

Концентрации обоих радионуклидов максимальны в верхних слоях почв 0-10 см, достигая значений объемной активности ~ 4000 Бк/м³ по ^{90}Sr и ~ 1000 Бк/м³ по ^{137}Cs . Вертикальное распределение характеризуется резким спадом концентрации ^{137}Cs на глубине более 20 см, в то время как содержание ^{90}Sr возрастает в глубинных слоях ~ 40 см. В целом содержание ^{90}Sr выше, чем ^{137}Cs , кроме самого верхнего слоя.

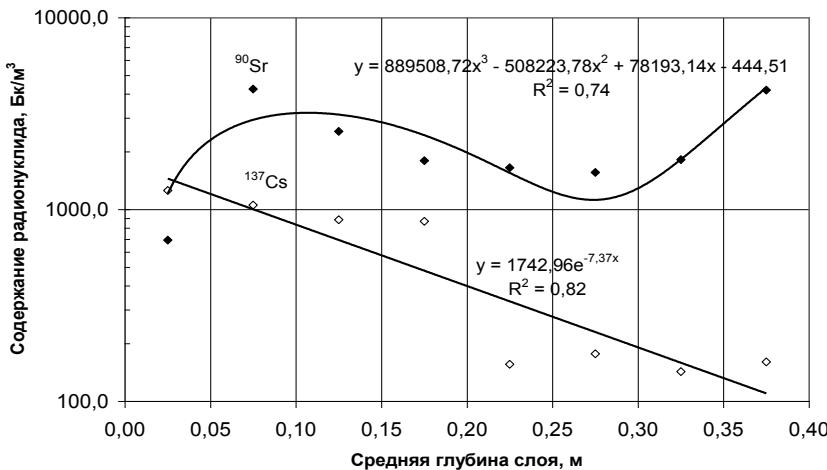


Рисунок 74 - Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Оби (створ 1-точки 1,2 и 3)

Створ № 2: р. Обь, ~15 км выше от места слияния с Иртышом

Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах данного створа описывается следующими уравнениями регрессии:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 20971,17x^{0,82}; \\ R^2 = 0,59$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 15704,56e^{-13,70x}; \\ R^2 = 0,94$$

Содержание ${}^{137}\text{Cs}$ в почве 75 понижается с глубиной от 10000 до 100 $\text{Бк}/\text{м}^3$, а ${}^{90}\text{Sr}$ – возрастает от 1000 до 10000 $\text{Бк}/\text{м}^3$. В слое 15-20 см объемная активность стронция-90 имеет экстремум, достигая уровня 20000 $\text{Бк}/\text{м}^3$. На глубине 10-15 см концентрации радионуклидов примерно одинаковы. В основном, содержание ${}^{90}\text{Sr}$ выше, чем ${}^{137}\text{Cs}$, кроме верхних слоев 0-10 см.

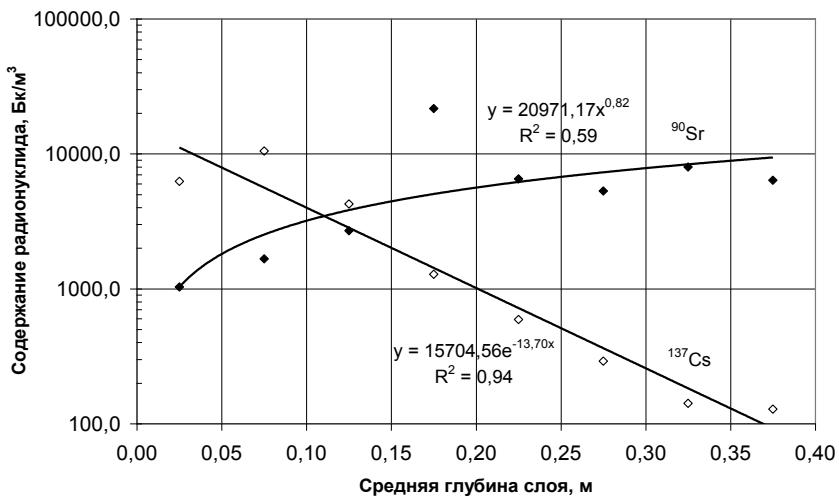


Рисунок 75 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 2)

Створ № 3: р. Иртыш, 20 км выше от места слияния с р. Обью

Уравнения регрессии для вертикального распределения радионуклидов в рассматриваемом створе имеют следующий вид:

$$[^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 516515,30x^3 - 572395,00x^2 + 155972,31x - 146,03; \\ R^2 = 0,79$$

$$[^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 7977,46e^{-10,68x}; \\ R^2 = 0,54$$

Содержание ^{90}Sr в пойменных почвах исследуемой точки постепенно возрастает по сравнению с поверхностными слоями (рис. 76), примерно удваиваясь в каждом последующем нижележащем слое. Максимальные значения концентраций около ~ 10000 $\text{Бк}/\text{м}^3$ достигаются на глубинах 10-20 см. В дальнейшем вертикальный профиль радионуклидов различается – на фоне некоторого понижения со-

держания ^{90}Sr отмечается резкое уменьшение содержания ^{137}Cs . Содержание ^{90}Sr во всех слоях выше, чем ^{137}Cs .

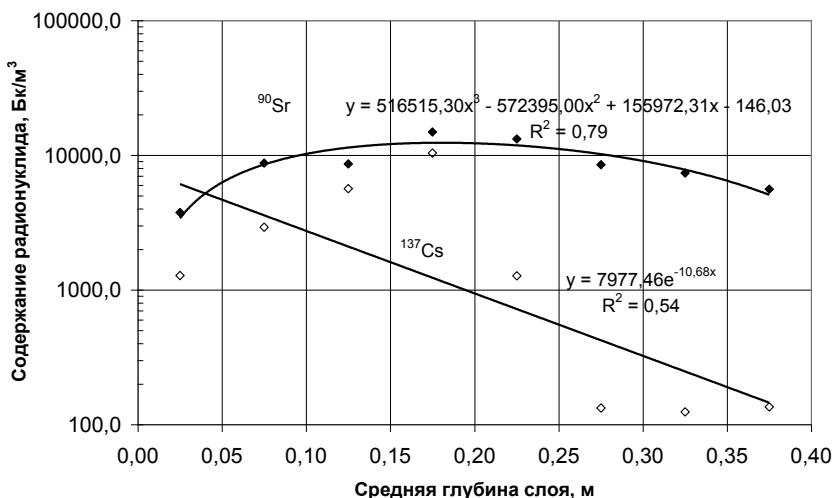


Рисунок 76 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Иртыша (створ 3)

Створ № 4: р. Обь, пойма напротив Нижневартовска

Вертикальное распределение радионуклидов в данном створе (рис. 77) представлено следующими математическими моделями:

$$[^{90}\text{Sr}, \text{ Бк/м}^3] = 1166139,51x^3 - 545539,14x^2 + 67710,66x - 441,60;$$

$$R^2 = 0,71$$

$$[^{137}\text{Cs}, \text{ Бк/м}^3] = 175664,78x^3 - 75356,73x^2 + 7185,84x + 346,89;$$

$$R^2 = 0,72$$

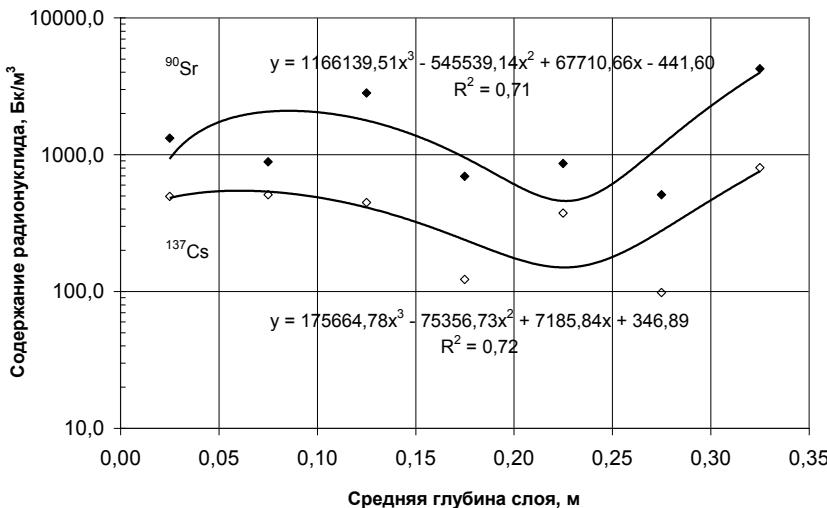


Рисунок 77 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 4)

Профили вертикального распределения обоих радионуклидов в данном створе принципиально подобны, отличаясь между собой уровнями объемных активностей. Вертикальное распределение характеризуется некоторым снижением содержания обоих радионуклидов до глубины 25-30 см и последующим резким увеличением их объемных активностей на глубинах более 30 см. Причем именно в нижних исследованных слоях на глубине 30-35 см отмечены максимальные концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs . Содержание ^{90}Sr , как и в предыдущих описанных створах, во всех слоях оказалось выше, чем ^{137}Cs .

Створ № 5: пойма р. Оби на границе с Томской областью, Соснино

Уравнения регрессии, описывающие вертикальное распределение радионуклидов в данном створе (рис. 78), выглядят следующим образом:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 1626230,45x^3 - 701795,59x^2 + 82863,34x + 316,01;$$

$$R^2 = 0,88$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 62734,20x^3 - 78890,37x^2 + 21081,84x + 49,98;$$

$$R^2 = 0,84$$

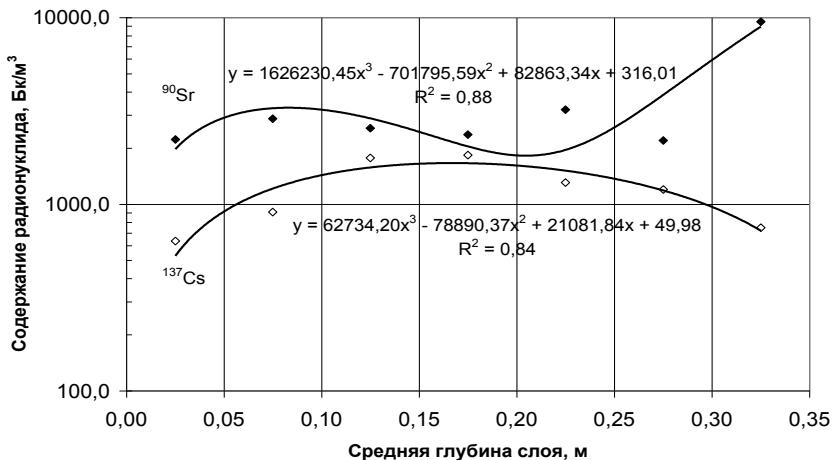


Рисунок 78 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Оби (створ 5)

Распределение ${}^{90}\text{Sr}$ в исследуемой точке по высоте керна имеет вид, подобный профилю в предыдущем створе – со слабо выраженным минимумом в слое 15-20 см и резким увеличением содержания в нижележащих слоях. С некоторым допущением можно считать, что вплоть до глубины 25-30 см содержание ${}^{90}\text{Sr}$ практически постоянно, находясь в диапазоне 2000-3000 $\text{Бк}/\text{м}^3$, и значительная часть его запасов депонирована на глубинах 35 см и более. Распределение ${}^{137}\text{Cs}$ описывается куполообразной кривой с максимумом на глубине около 15 см.

Створ № 6: пойма р. Иртыш, н.п. Демьянское

В точке 1 (левый берег Иртыша) вертикальное распределение радионуклидов удовлетворительно аппроксируется следующими полиномами:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 398877,37x^3 - 311466,24x^2 + 50962,85x + 2997,93; \\ R^2 = 0,69$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -220867,36x^3 + 85119,86x^2 - 7046,29x + 346,77; \\ R^2 = 0,72$$

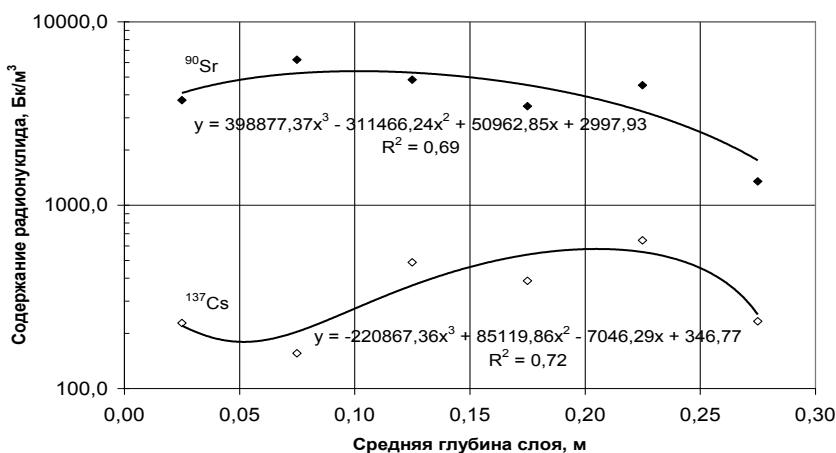


Рисунок 79 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Оби (створ 6, левый берег)

В представленной точке створа (рис.79) концентрация ${}^{90}\text{Sr}$ постепенно уменьшается с глубиной, а распределение ${}^{137}\text{Cs}$ имеет ярко выраженный максимум на глубинах 20-25 см. Объемные активности ${}^{90}\text{Sr}$ примерно на порядок превышают соответствующие значения для ${}^{137}\text{Cs}$.

В точке створа, находящейся на правом берегу Иртыша вблизи н.п. Демьянское (рисунок 80) содержание в почве радионуклидов представлено следующими регрессионными уравнениями:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -90287,77x^3 + 60426,63x^2 - 10334,60x + 2965,99;$$

$$R^2 = 0,22$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 14621,72x^3 - 2255,89x^2 - 874,14x + 645,98;$$

$$R^2 = 0,54$$

Данные зависимости описывают слабое изменение концентрации обоих радионуклидов по вертикальной координате в широком интервале глубин от 5 до 40 см. Учитывая низкое значение R^2 для представленных зависимостей можно полагать, что в данном створе вертикальное распределение радионуклидов однородно.

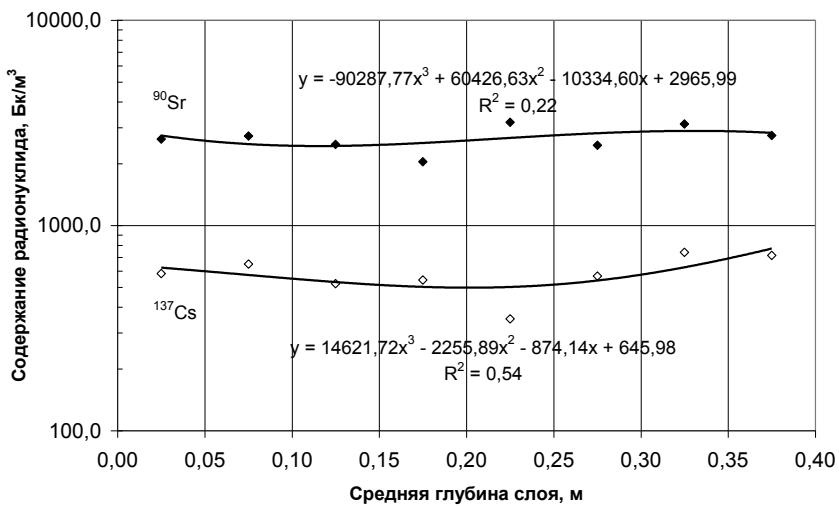


Рисунок 80 - Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Оби (створ 6, правый берег)

Усредненный профиль вертикального распределения рассматриваемых радионуклидов в данном створе, таким образом, имеет вид, представленный графиками на рисунке 81, и описывается следующими уравнениями:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 114466,67x^3 - 112161,51x^2 + 19227,71x + 2998,98;$$

$$R^2 = 0,51$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -5382,71x^2 + 1739,38x + 344,92;$$

$$R^2 = 0,61$$

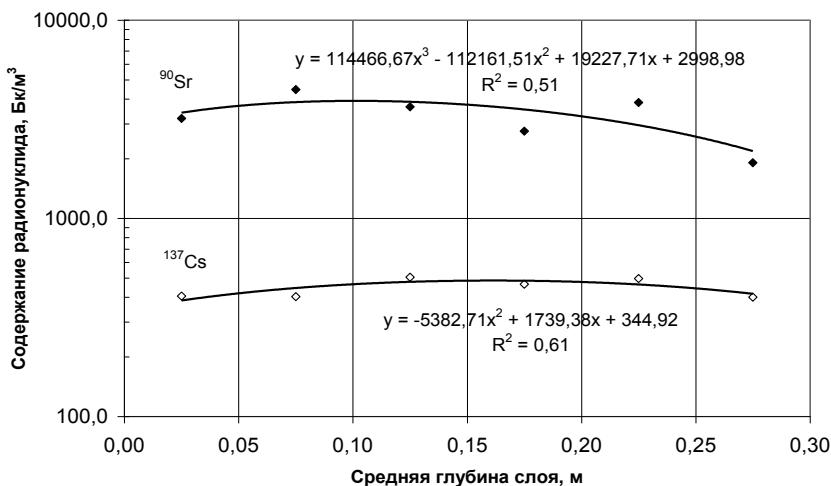


Рисунок 81 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах Оби (створ 6, среднее значение по левому и правому берегам)

В принципиальном плане представленные усредненные по точкам створа регрессионные зависимости отражают слабо изменяемое по высоте и практически равномерное содержание радионуклидов в почве, причем для ¹³⁷Cs такая однородность распределения наблюдается более явно. Содержание стронция-90 во всех слоях примерно на порядок выше, чем цезия-137.

Створ № 9: пойма р. Вах, в 5 км от ее устья

В точке 1 данного створа вертикальное распределение радионуклидов имеет вид (рисунок 82):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = -112748,15x^3 - 8352,67x^2 + 13883,76x + 502,59; \\ R^2 = 0,53$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 4104,49e^{-12,78x}; \\ R^2 = 0,74$$

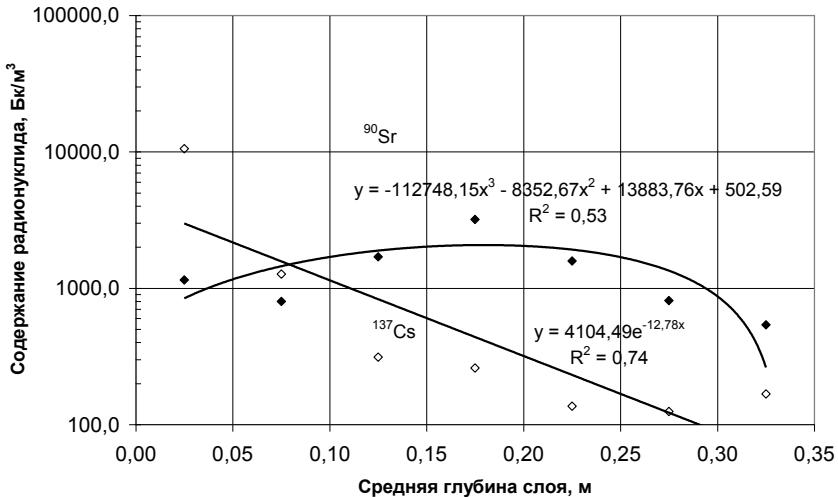


Рисунок 82 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах р. Вах (створ 9 точка 1)

В точке 2 створа 9 (рисунок 83):

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 363783,07x^2 - 92446,27x + 6970,59; \\ R^2 = 0,62$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 416,28e^{-3,93x}; \\ R^2 = 0,70$$

Обе точки створа характеризуются монотонным снижением содержания ^{137}Cs по глубине почвенного керна и принципиально различным поведением ^{90}Sr . В первом случае отмечается максимум в распределении стронция-90 на глубине 15-20 см и спад на больших глубинах, в другом – наоборот, минимум в слое 10-15 см и резкое возрастание концентрации на глубине 30-35 см.

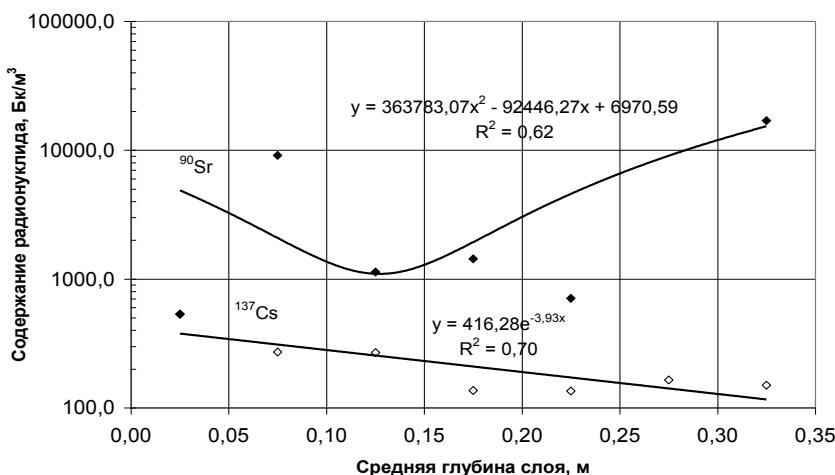


Рисунок 83 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах р.Вах (створ 9 точка 2)

Для усредненного по обеим точкам в створе вертикального распределения радионуклидов в почвах поймы (рисунок 84) получены следующие зависимости:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 148118,81x^2 - 40978,12x + 4048,83; \\ R^2 = 0,37$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк}/\text{м}^3] = 2271,37e^{-10,54x}; \\ R^2 = 0,71$$

Представленные модели по своему характеру принципиально подобны зависимостям, описывающим вертикальное распределение в точке 2 рассматриваемого створа.

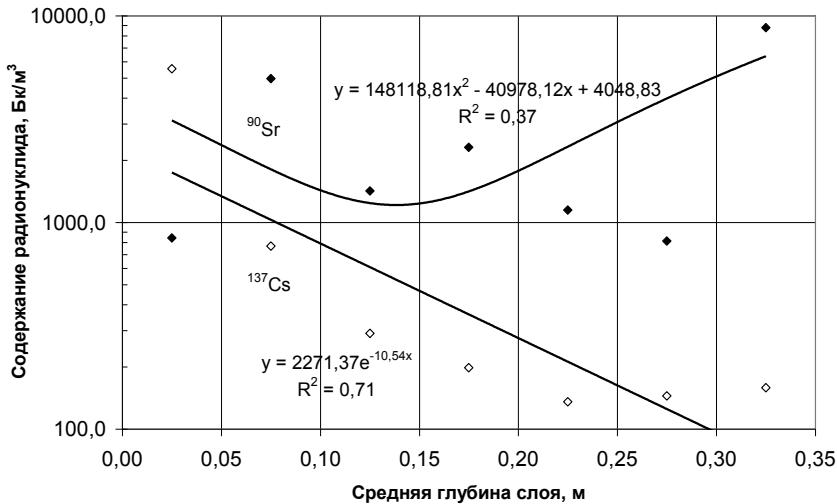


Рисунок 84 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах р.Вах (створ 9, среднее по т. 1 и 2)

Створ № 8: пойма р. Обь, 95 км ниже устья Иртыша

Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах исследуемого створа, усредненное по трем точкам, имеет вид, представленный на рисунке 85 и описывается следующими регрессионными уравнениями:

$$[{}^{90}\text{Sr}, \text{Бк/м}^3] = 685297,49x^3 - 495318,22x^2 + 115489,27x - 89,62;$$

$$R^2 = 0,72$$

$$[{}^{137}\text{Cs}, \text{Бк/м}^3] = 6050,48e^{-4,32x};$$

$$R^2 = 0,43$$

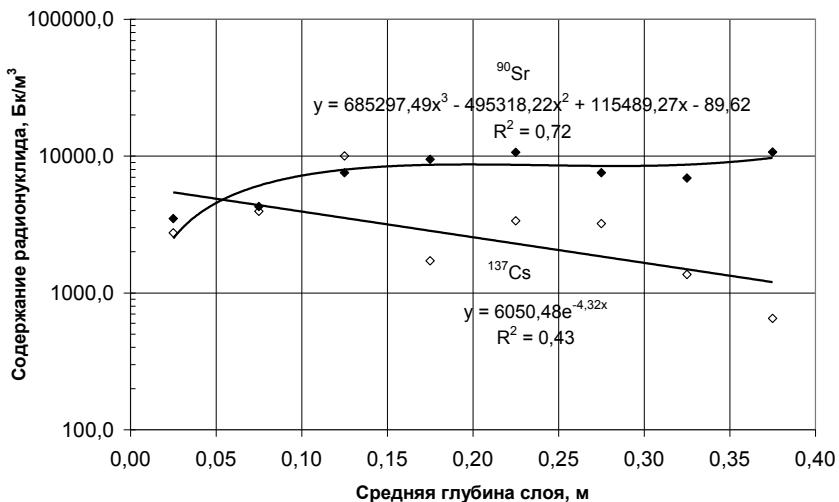


Рисунок 85 – Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных почвах р.Обь
(створ 8 точка I)

Объемная активность ^{137}Cs в почвах поймы немонотонно уменьшается с глубиной слоя, принимая минимальное значение в слое 35-40 см, а ^{90}Sr – возрастает, достигая на этой глубине максимального значения. В приповерхностных слоях 0-10 см содержание обоих радионуклидов близко друг к другу, составляя 3000-4000 Бк/м³.

Интенсивные аллювиальные процессы, протекающие в поймах Оби и Иртыша, искажают картину первичного загрязнения поймы этих рек. Сезонные и годичные гидродинамические явления сопровождаются многократным сносом по течению верхних слоев пойменных и донных грунтов, их перемешиванием, отмучиванием, сортировкой, осаждением, внося неоднородность в распределение радионуклидов, особенно в верхних слоях пойменных грунтов. В результате, вместе со взвешенными в воде твердыми частицами происходит миграция и твердый сток сорбирован-

ных 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 грунтах. 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 каждом исследованном створе определялась интегрированием по вертикальной координате в пределах от 0 до 0,4 м полученных для данных створов аппроксимирующих уравнений, описывающих профиль вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в точках отбора проб. Для каждого створа величина локальной плотности запасов в пойме определялась как среднее значение по всем исследованным точкам данного створа. Пределы интегрирования определялись глубиной отбора проб грунтов. Следовательно, в данной работе величины плотности запасов (поверхностного загрязнения) и интегральных запасов рассматриваются в привязке к поверхностному слою почвы, ограниченному глубиной 0,4 м. Найденные значения, вероятно, занижены, поскольку в приведенных расчетах не рассматривались запасы радионуклидов, депонированных в более глубоких слоях. На основании имеющихся литературных данных в поймах круп-

ных сибирских рек глубина миграции радионуклидов может достигать 1-1,5 м. Как следует из приведенных графиков вертикального распределения, в ряде исследованных точек концентрация радионуклидов не только не уменьшалась на предельных глубинах отбора проб, но принимала максимальные значения и имела тенденцию к дальнейшему возрастанию

Результаты определения плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах Оби и Иртыша представлены в таблице 73.

Математические модели, построенные на основе данных таблицы 73, отражающие изменения средних по стварам значений плотностей запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах Оби и Иртыша, приведены на рисунке 86, и так же сведены в таблице 74.

Как следует из приведенных графиков на рис.86 и данных табл. 74, по данным экспедиции 2006 года плотности запасов обоих радионуклидов в поймах Оби и Иртыша возрастают по течению обеих рек, причем с наибольшим градиентом – в пойме Иртыша. Для Оби плотность запасов возрастает с 442 до 910 Бк/м² по ^{137}Cs и с 1939 до 2174 Бк/м² по ^{90}Sr , для Иртыша – со 160 до 736,5 Бк/м² по ^{137}Cs и с 1702 до 2433 Бк/м² по ^{90}Sr . Особенностью приведенных зависимостей, вероятно, отражающих гидродинамические условия в месте слияния двух рек, является характерный спад концентраций непосредственно после впадения Иртыша в Обь.

На достаточно большом удалении от места слияния концентрация радионуклидов снова возрастает, практически совпадая с концентрационным трендом на Оби до впадения Иртыша.

Среднее значение плотности запасов, определенное по трем годам (с 2004 по 2006 гг.), также приведено в таблице 74.

Таблица 73.

Расчет плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr (Бк/м 2) на различных участках поймы Оби и Иртыша

Створ 1:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(1742.96 \cdot e^{-7.37\bar{x}} \right) d\bar{x} = 224.091$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(889508.72 \cdot \bar{x}^3 - 508223.78 \cdot \bar{x}^2 + 78193.14 \cdot \bar{x} - 444.51 \right) d\bar{x} = 928.396$
Створ 2:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(15704.56 \cdot e^{-13.7\bar{x}} \right) d\bar{x} = 1.142 \times 10^3$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(20971.17 \cdot \bar{x}^{0.82} \right) d\bar{x} = 2.174 \times 10^3$

Таблица 73. (Продолжение)

Строп 3:	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} (7977.46 \cdot e^{-10.68\underline{x}}) d\underline{x} = 736.53$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} 516515.30 \cdot \underline{x}^3 - 572395.00 \cdot \underline{x}^2 + 155972.31 \cdot \underline{x} - 146.03 d\underline{x} = 3.514 \times 10^3$	
Строп 4:	
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} (175664.78 \cdot \underline{x}^3 - 75356.73 \cdot \underline{x}^2 + 7185.84 \cdot \underline{x} + 346.89) d\underline{x} = 230.268$	
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} (1166139.51 \cdot \underline{x}^3 - 545539.14 \cdot \underline{x}^2 + 67710.66 \cdot \underline{x} - 441.60) d\underline{x} = 1.065 \times 10^3$	

Таблица 73. (Продолжение)

Створ 5:
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(62734.20 \cdot \underline{\mathbf{x}}^3 - 78890.37 \cdot \underline{\mathbf{x}}^2 + 21081.84 \cdot \underline{\mathbf{x}} + 49.98 \right) \text{d}\underline{\mathbf{x}} = 425.044$
Створ 6 (среднее):
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(1626230.45 \cdot \underline{\mathbf{x}}^3 - 701795.59 \cdot \underline{\mathbf{x}}^2 + 82863.34 \cdot \underline{\mathbf{x}} - 316.01 \right) \text{d}\underline{\mathbf{x}} = 1.939 \times 10^3$
Створ 6 (среднее):
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(-5382.71 \cdot \underline{\mathbf{x}}^2 + 1739.38 \cdot \underline{\mathbf{x}} + 344.92 \right) \text{d}\underline{\mathbf{x}} = 162.287$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(114466.67 \cdot \underline{\mathbf{x}}^3 - 112161.51 \cdot \underline{\mathbf{x}}^2 + 19227.71 \cdot \underline{\mathbf{x}} + 2998.98 \right) \text{d}\underline{\mathbf{x}} = 1.078 \times 10^3$

Таблица 73. (Окончание)

Створ 9 (среднее):
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(2271.37 \cdot \underline{\text{e}}^{-10.54\underline{\text{X}}} \right) \, d\underline{\text{X}} = 212.32$
Створ 8 (среднее):
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(148118.81 \cdot \underline{\text{X}}^2 - 40978.12 \cdot \underline{\text{X}} + 4048.83 \right) \, d\underline{\text{X}} = 1.501 \times 10^3$
Створ 8 (среднее):
$^{137}\text{Cs} = \int_0^{0.4} \left(6050.48 \cdot \underline{\text{e}}^{-4.32\underline{\text{X}}} \right) \, d\underline{\text{X}} = 1.152 \times 10^3$
$^{90}\text{Sr} = \int_0^{0.4} \left(685297.49 \cdot \underline{\text{X}}^3 - 495318.22 \cdot \underline{\text{X}}^2 + 115489.27 \cdot \underline{\text{X}} - 89.62 \right) \, d\underline{\text{X}} = 3.022 \times 10^3$

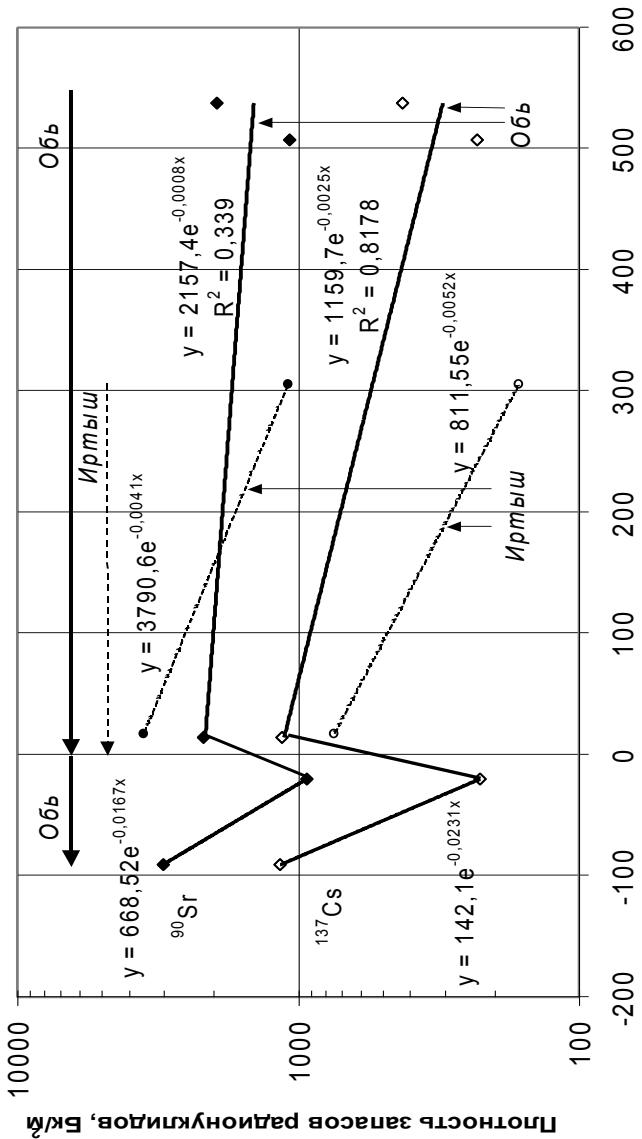


Рисунок 86 - Изменение плотности запасов радионуклидов по течению в поймах исследованных участков Оби и Иртыша

Таблица 74
Изменение плотности запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr (Бк/м 2) по течению рек на исследованных участках в поймах Оби и Иртыша

Река	Створ	Расстояние, км	^{137}Cs , Бк/м 2			^{90}Sr , Бк/м 2		
			2004	2005	2006	среднее	2004	2005
Обь	8	-90,5	-	-	1152,0	1152,0	-	-
	1	-19,7	1418,0	268,0	224,1	636,7	993,1	2647,0
	2	14,5	555,6	1032,0	1142,0	909,9	189,1	1742,0
	4	507,5	1985,0	400,0	230,3	871,8	129,1	1246,0
	5	538	-	459,0	425,0	442,0	-	1683,0
	3	18,5	245,4	1983,0	736,5	988,3	106,3	2433,0
Иртыш	6	295	2660,0	347,0	162,3	1056,4	211,8	1702,0

Видно, что оценки запасов, произведенные по результатам измерений содержания радионуклидов в различных точках створов, сильно варьируют. Такая вариация отражает не столько динамику содержания радионуклидов, сколько неравномерность их депонирования в пойме, связанную с протеканием аллювиальных пойменных процессов.

Оценки интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойменных почвах исследуемых участков Оби (от административной границы Ханты-Мансийского Автономного округа с Томской областью до устья Иртыша) и Иртыша (от н.п. Демьянское до устья Иртыша) представлены в таблице 75.

Полученная оценка запасов радионуклидов, выполненная на основе результатов исследований экспедиции 2006 г, дает следующие величины: в пойме Оби 3,9 ТБк по ^{137}Cs и 11 ТБк по ^{90}Sr , и в пойме Иртыша 1,2 ТБк по ^{137}Cs и 6,6 ТБк по ^{90}Sr .

Таким образом, можно констатировать, что в целом запасы радионуклидов в пойменных почвах в 2006г существенно не изменились, но отмечено их перераспределение в нижнюю часть поймы по течению рек.

Таблица 75

**Оценка интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr (Бк) на исследованных участках пойм
Оби и Иртыша (по результатам 2006 г)**

На участке Оби от устья Иртыша до границы ХМАО (Соснино)	
$^{137}\text{Cs} = 10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{538} \left(1159.7 \cdot e^{-0.002\bar{x}} \right) d\bar{x} = 3.43 \times 10^{12}$	
$^{90}\text{Sr} = 10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{538} \left(2157.4 \cdot e^{-0.00008\bar{x}} \right) d\bar{x} = 9.432 \times 10^{12}$	
На участке Оби протяженностью 95 км ниже устья Иртыша	
$^{137}\text{Cs} = 10 \cdot 10^6 \cdot \int_{-95}^0 \left(142.1 \cdot e^{-0.023\bar{x}} \right) d\bar{x} = 4.906 \times 10^{11}$	
$^{90}\text{Sr} = 10 \cdot 10^6 \cdot \int_{-95}^0 \left(668.52 \cdot e^{-0.016\bar{x}} \right) d\bar{x} = 1.556 \times 10^{12}$	

Таблица 75 (Окончание)

Суммарные запасы в пойме Оби	
$^{137}\text{Cs} = 3.43 \times 10^{12} + 4.906 \times 10^{11} = 3.921 \times 10^{12}$	
$^{90}\text{Sr} = 9.432 \times 10^{12} + 1.556 \times 10^{12} = 1.099 \times 10^{13}$	
Запасы в пойме Иртыша	
$^{137}\text{Cs} = 10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{307} (811.55 \cdot e^{-0.005x}) dx = 1.244 \times 10^{12}$	
$^{90}\text{Sr} = 10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{307} (3790.6 \cdot e^{-0.004x}) dx = 6.619 \times 10^{12}$	

2.12.3. Оценка уровней содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауны рек Иртыши и Обь

Результаты определения ^{137}Cs и ^{90}Sr в золе рыб различных пород из исследованных створов Оби и Иртыша приведены в таблице 76.

Как следует из данных таблицы, концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных породах рыб в зависимости от их вида и места отлова изменяется в широких пределах, и может варьировать от фоновых уровней, находящихся ниже чувствительности измерительной аппаратуры до 10 Бк/кг ^{137}Cs и до 135Бк/кг ^{90}Sr в расчете на сырой вес. Для всех видов рыб концентрация ^{90}Sr на порядок выше, чем концентрация ^{137}Cs , что является следствием преобладания в воде рек концентрации первого радионуклида. Наиболее высокое содержание по ^{90}Sr зафиксировано для отловленных в районе Ханты-Мансийска окуня – 135 и 121 Бк/кг и леща – 98,2 Бк/кг, что близко или превышает уровень, равный 100 Бк/кг, установленный по ^{90}Sr («Гигиенические...», 2002). По ^{137}Cs максимальные содержания зафиксированы на более низком уровне - 9,98 и 7,5 Бк/кг для карася и 9,6 и 9,0 Бк/кг для щуки, отловленных на Оби в районе Нижневартовска, однако указанные показатели не превышают установленного по ^{137}Cs уровня, равного 130 Бк/кг.

Таблица 76

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе Оби и Иргыша

Место отлова	Название рыбы	Название повторноть	Вес сыр, г	Вес золы, г	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг
Нижневартовск	плотва	1	3800	705,0	0,23±0,07	20,4±14,9
		2	3200	620,0	0,31±0,047	24,0±15,5
		3	3240	450,0	1,08±0,10	74,1±24,3
чебак	1	2415	460,0	0,98±0,34	16,4±14,1	
	2	2467	470,0	0,65±0,17		н.о.
	3	2520	480,0	0,50±0,15	43,6±17,6	
карась	1	1956	266,8	7,52±0,35	32,9±9,84	
	2	2481	338,4	9,98±0,99	31,73±9,62	
	3	2101	286,6	6,86±0,69	29,67±9,36	
язь	1	4323	715	0,80±0,21	н.о.	
	2	4595	760	0,61±0,21	н.о.	
	3	4111	680	0,7±0,16	н.о.	
ёрш	1	2950	400	2,7±0,53	н.о.	
	2	2877	390	2,53±0,34	н.о.	
	3	3098	420	2,28±0,26	н.о.	

Таблица 76. (Окончание)

		щука	1	3055	460	9,58±0,77	н.о
Ханты-Мансийск,	окунь	2	2723	410	8,11±0,63	н.о	
		3	3387	510	9,02±0,62	н.о	
		1	3221	560,0	7,18±0,74	135,0±34,0	
	судак	2	2703	470,0	7,21±0,78	121,1±31,1	
		3	2818	490,0	6,01±0,69	51,3±23,2	
		1	2810	350	1,77±0,33	н.о	
	лещ	2	2489	310,0	1,41±0,35	н.о	
		3	2650	330,0	0,99±0,32	н.о	
		1	3652	350	1,03±0,19	38,8±20,9	
	язь	2	3130	300	1,91±0,25	27,7±19,6	
		3	3026	290	0,59±0,18	98,2±28,3	
		1	2577	340	0,68±0,23	39,2±20,2	
	налим	2	2501	330	0,72±0,22	41,9±21,4	
		3	2273	300	0,79±0,2	н.о	
		1	2064	251,9	0,56±0,15	н.о	
Иргыш, Демьян- ское	щука	2	1838	224,3	0,60±0,16	н.о	
		3	2095	255,7	0,46±0,11	н.о	
			550	87,3	1,16±0,26	н.о	
	окунь		600	57,0	0,55±0,17	н.о	
			1150	215,2	1,17±0,41	н.о	
	язь						

2.12.4. Оценка уровней содержания тяжелых металлов и других химических токсикантов в воде рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа

Результаты исследования проб воды представлены в таблице 77. Предельно допустимые концентрации содержания отдельных веществ в воде представлены в таблице 78.

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 БПК₅ – 1,52 – 3,45 ПДК, по ХПК(O₂) – 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 по ряду других показателей загрязнение носит очаговый характер. Так, повышенное содержание свинца до 1 ПДК обнаружено только в одной пробе воды из 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 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 по ряду показателей изменился. Несколько воз-

росло содержание органических соединений, в частности показатель БПК₅ 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 характер загрязнение практически повсеместный. Максимальные концентрации нефтепродуктов в воде возросли с 1,8 до 8,0 ПДК.

На протяжении двух лет стабильным является загрязнение воды Оби и Иртыша тяжелыми металлами: железом, цинком, медью, алюминием. Нельзя не отметить существенное улучшение обстановки по загрязнению воды соединениями свинца. Если в 2005 году концентрация свинца доходила до 13,5 ПДК, то в 2006 году содержание данного элемента только в одной пробе достигает 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.

Далее имеет смысл более детально проанализировать результаты 2006 года в зависимости от места отбора проб. Прежде всего, представляет существенный интерес данные, полученные на входном створе со стороны Оби (створ 5), расположенного в районе н.п. Соснино, непосредственно вблизи границы ХМАО и Томской области. Анализ воды данного створа показывает, какие химические загрязнители поступают на территорию округа путем трансграничного переноса с территории Томской области. Согласно результатов исследования, в воде Оби, поступающей на территорию ХМАО, уже содержится повышенное количество

органических веществ по БПК₅ – 3,45 ПДК, по ХПК (O₂) – 2,29 ПДК, что значительно выше уровня 2005г., повышенное содержание железа – 5,51 ПДК; меди – 18 ПДК; цинка - 2,8 ПДК; свинца – 1,0 ПДК; алюминия – 2 ПДК; нефтепродуктов – 1,4 ПДК. Даже по сравнению с результатами исследования других участков реки, в данном створе отмечено самое высокое содержание органических веществ по БПК₅ - 6,90 мг/дм³ (3,45 ПДК), меди – 0,018 мг/дм³ (18 ПДК), цинка – 0,028 мг/дм³ (2,8 ПДК), свинца – 0,006 мг/дм³ (1,0 ПДК).

Следует отметить, что и в 2005 году в этом створе Оби было установлено повышенное содержание органических веществ, равное по БПК₅ – 1,03 ПДК, по ХПК (O₂) – 2,14 ПДК, а также повышенное содержание железа – 2,14 ПДК, меди 17 ПДК, цинка 2,2 ПДК, свинца – 1,16 ПДК, ртути – 9 ПДК. По сравнению с 2005 годом, в 2006 году на входном створе Оби ухудшилось положение по загрязнению воды органическими веществами, в 2,6 раза возросла концентрация в воде железа, наблюдается тенденция к увеличению в воде меди и цинка, до 2 ПДК возросло количество алюминия, присутствие нефтепродуктов в 1,4 раза превышает ПДК, чего не отмечалось в предыдущем году. При этом, по сравнению с прошлым годом, в воде данного створа не обнаружено ртути, ниже содержание свинца.

Следующий створ (створ 2) на Оби располагался за 14,5 км перед впадением Иртыша, что составляет 523,5 км ниже по течению от предыдущего створа. В пробах воды данного створа также отмечено повышение содержания органических соединений до 1,52 ПДК по БПК₅ и до 1,66 ПДК по ХПК (O₂), повышенено содержание железа до 6,31 ПДК; меди – 9 ПДК; цинка – 1,3 ПДК; алюминия – 2,0 ПДК; ртути – 4,0 ПДК. Обнаружены нефтепродукты в концентрации 1,6 ПДК и фенолы – 25 ПДК.

Таблица 77

Результаты анализа проб воды р.Обь, Иртыш, мг/дм³

Ингредиенты мг/дм ³	створ 1, точка 1	створ 1, точка 2	створ 2	створ 3	створ 5	створ 6	створ 8, точка 1	створ 8, точка 2
Массовая концентрация, мг/дм ³								
БПК ₅	3,82	4,28	3,04	6,82	6,90	3,31	3,34	3,16
Азот аммонийн.	0,19	0,15	0,14	0,18	0,23	0,29	0,26	0,12
Азот нитритный	0,002	0,002	0,003	0,003	0,001	0,002	0,005	0,002
Азот нитратный	0,012	0,006	0,005	0,001	0,001	0,000	0,022	0,016
Азот общий	0,90	0,50	0,79	0,99	0,86	0,72	0,90	0,50
Азот органический	0,70	0,34	0,64	0,81	0,63	0,43	0,61	0,36
Азот минеральный	0,20	0,16	0,15	0,18	0,23	0,29	0,29	0,14
Фосфаты (по Р)	0,058	0,047	0,041	0,055	0,024	0,027	0,052	0,054
Фосфор общий	0,088	0,064	0,066	0,082	0,058	0,080	0,082	0,086
Кальций	19,6	16,4	17,2	19,6	21,6	20,8	18,0	16,4
Магний	5,8	2,4	3,4	4,9	4,6	7,0	4,1	4,9
Сульфат-ион	24,9	15,7	14,7	20,3	18,4	22,1	14,7	18,4
Хлорид-ион	9,9	5,3	4,6	9,9	5,9	9,2	5,9	6,7
Нефтепродукты	0,21	0,40	0,08	0,10	0,07	0,07	0,07	0,06
Фенолы	0,025	0,012	0,025	0,017	0,000	0,008	0,017	0,011
Железо общее	0,709	0,501	0,631	0,696	0,551	0,751	0,654	0,629
pH	7,02	6,61	6,57	6,66	6,48	6,70	6,66	6,80

Таблица 77. (Окончание)

Ингредиенты мг/дм ³	створ 1, точка 1	створ 1, точка 2	створ 2	створ 3	створ 5	створ 6	створ 8, точка 1	створ 8, точка 2
Массовая концентрация, мг/дм ³								
СПАВ анионоактивные	0,012	0,011	0,010	0,024	0,016	0,012	0,009	0,009
ХПК (O ₂)	31,4	21,9	24,8	45,7	34,3	62,8	24,8	29,5
Жесткость(мгЭКВ/дм ³)	1,46	1,02	1Д4	1,38	1,46	1,62	1,24	1,22
Гидрокарбонаты	70,8	58,6	64,1	70,8	72,0	75,1	67,7	62,9
Кремний	3,9	3,5	3,9	3,8	4,6	3,5	3,7	
Фториды	0,23	0,21	0,21	0,32	0,21	0,37	0,21	0,37
Калий	0,533	1,289	1,390	0,227	0,736	0,554	0,758	0,859
Натрий	6,466	3,138	3,312	7,853	8,010	4,197	5,388	4,617
Медь	0,010	0,009	0,009	0,009	0,018	0,010	0,008	0,011
Цинк	0,012	0,005	0,013	0,012	0,028	0,018	0,012	0,012
Никель	0,005	0,003	0,003	0,006	0,002	0,002	0,003	0,003
Свинец	0,004	0,003	0,003	0,002	0,006	0,005	0,004	0,004
Марганец	0,007	0,002	0,003	0,012	0,004	0,013	0,004	0,005
Кадмий	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000
Алюминий	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Хром общий	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Мышьяк	0,000	0,001	0,002	0,000	0,003	0,001	0,006	0,007
Ртуть	0,00002	0,00001	0,00004	0,00010	н/о	н/о	н/о	н/о

Таблица 78

Пределенно допустимая концентрация содержания веществ в воде, мг/л

Ингредиент	ПДК	ВЗ	ЭВЗ	Класс опасности
1	2	3	4	5
Азот аммонийный	0,40	4,0	20,0	4
Азот нитритный	0,02	0,2	1,0	4
Азот нитратный	9,1	91	455,0	4
БПК 5	2,0	10,0	40,0	усл.4
pH	6,5-8,5	более 9,5 менее 5,0	более 9,7 менее 4,0	усл.4
Железо (III)	0,1			
Железо общее	0,1	3,0	5,0	4
Кальций (ион)	180,0	1800,0	9000	усл.4
Калий	50,0	500,0	2500	усл.4
Растворённый кислород не менее (зимой) (летом)	4,0 6,0	менее 3,0	менее 2,0	усл.4
Магний (ион)	40,0	400,0	2000	усл.4
Медь	0,001	0,03	0,05	3
Минерализация	1000	10000		усл.4
Мышьяк	0,05	0,5	2,5	3
Натрий (ион)	120,0	1200	6000	усл.4

Таблица 78. (Окончание)

1	2	3	4	5
Нефтепродукты	0,05	1,5	2,5	3
Никель	0,01	0,1	0,5	3
СПАВ	0,1	1,0	5,0	4
Сульфаты	100,0	1000,0	5000	усл.4
Сероводород (сульфиды)	0,00001	0,0001	0,0005	3
Фенолы	0,001	0,03	0,05	3
Фосфаты (по фосфору)	0,2	2,0	10,0	усл.4
Фториды	0,75	7,5	37,5	3
Хлориды	300	30000,0	15000	усл.4
Хром(VI)	0,02	0,2	1,0	3
Хром(III)	0,07	0,7	3,5	3
ХПК	15,0	150,0	750	4
Цинк	0,01	0,1	0,50	3
Алюминий	0,04	0,4	2,0	4
Ванадий	0,001	0,01	0,05	3
Свинец	0,006	0,018	0,030	2
Кадмий	0,005	0,015	0,025	2
Ртуть	отсутствие (0,00001)			1
Марганец	0,01	0,3	0,5	4
Взвешенные вещества	0,75	7,5	37,5	4

ВЗ – высокое значение
ЭВЗ – экстремально высокое значение

Динамика распределения химических компонентов в воде на обследованном участке Оби представлена в виде графиков на рисунках 87-90. На графиках в качестве нулевой отметки принята точка слияния Оби и Иртыша. Направление вверх по течению реки обозначено «Нижневартовск», вниз по течению «Ханты-Мансийск».

По сравнению с предыдущим створом отмечается повышение содержания фенолов до концентрации 0,025 мг/дм³ (25 ПДК). Так же отмечено появление в воде ртути в концентрации 0,00004 мг/дм³ (4 ПДК).

Таким образом, по сравнению с предыдущим, входным створом отмечена тенденция к увеличению в воде нефтепродуктов, общего железа, появление ранее отсутствующих компонентов, таких как фенолы и ртуть. При этом наблюдается некоторое снижение количества органических загрязнителей как по БПК₅ так и по ХПК (O₂) и некоторых тяжелых металлов, включая медь, цинк, свинец, марганец.

В 2005 году в пробах воды данного створа так же было отмечено повышенное содержание органических соединений до 1,9 ПДК по БПК₅ и до 2,66 ПДК по ХПК (O₂). Повышенное содержание общего железа - 7,05 ПДК, меди – 10 ПДК, цинка – 1,6 ПДК, свинца - 1,17 ПДК, марганца – 1,3 ПДК, алюминия – 1,5 ПДК, ртути – 9 ПДК. Сравнивая результаты исследований двух лет, следует отметить относительно стабильный состав основных загрязнителей и их концентрации. По результатам исследования 2005г. и 2006 г. отмечено повышенное содержание органических веществ, железа, меди, цинка, алюминия, ртути. В 2006 году по сравнению с предыдущим годом несколько снизилось содержание ртути, но при этом обнаружены нефтепродукты и фенолы, которых не наблюдалось в 2005 году.

Следующий створ (Створ 1) на Оби был расположен на 19,7 км ниже впадения Иртыша.

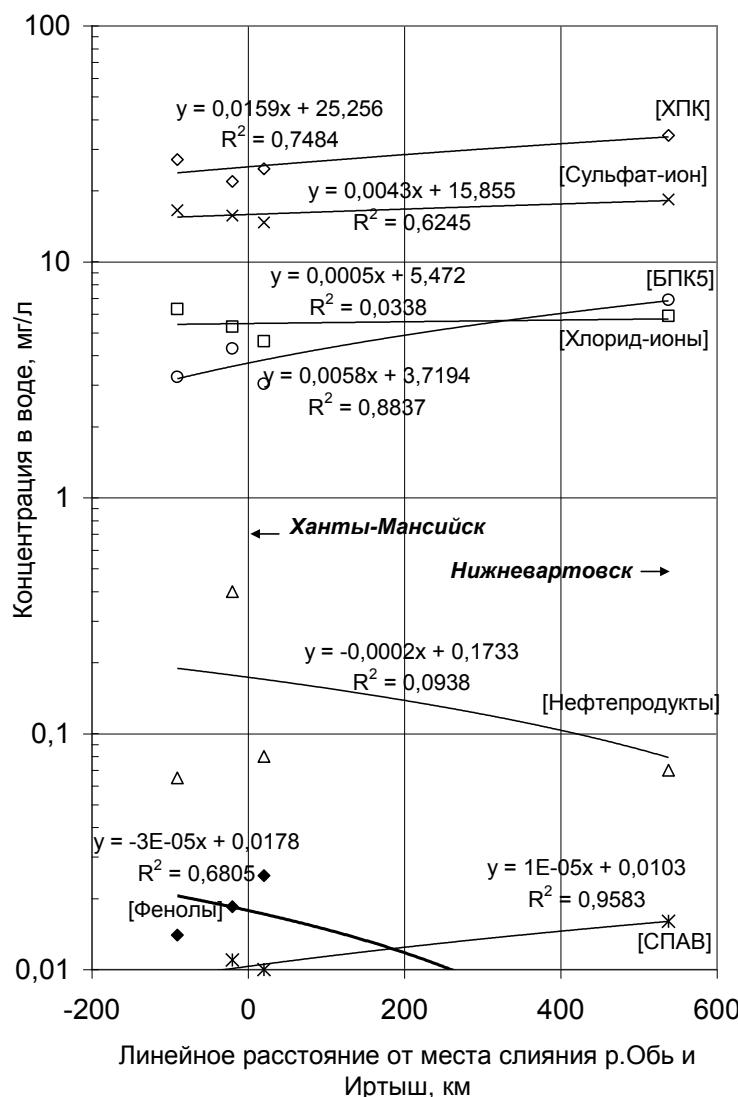


Рисунок 87 – Изменение ХПК(O_2), БПК₅, сульфат-ионов, хлорид-ионов, нефтепродуктов и СПАВ, фенолов в воде Оби на территории ХМАО.

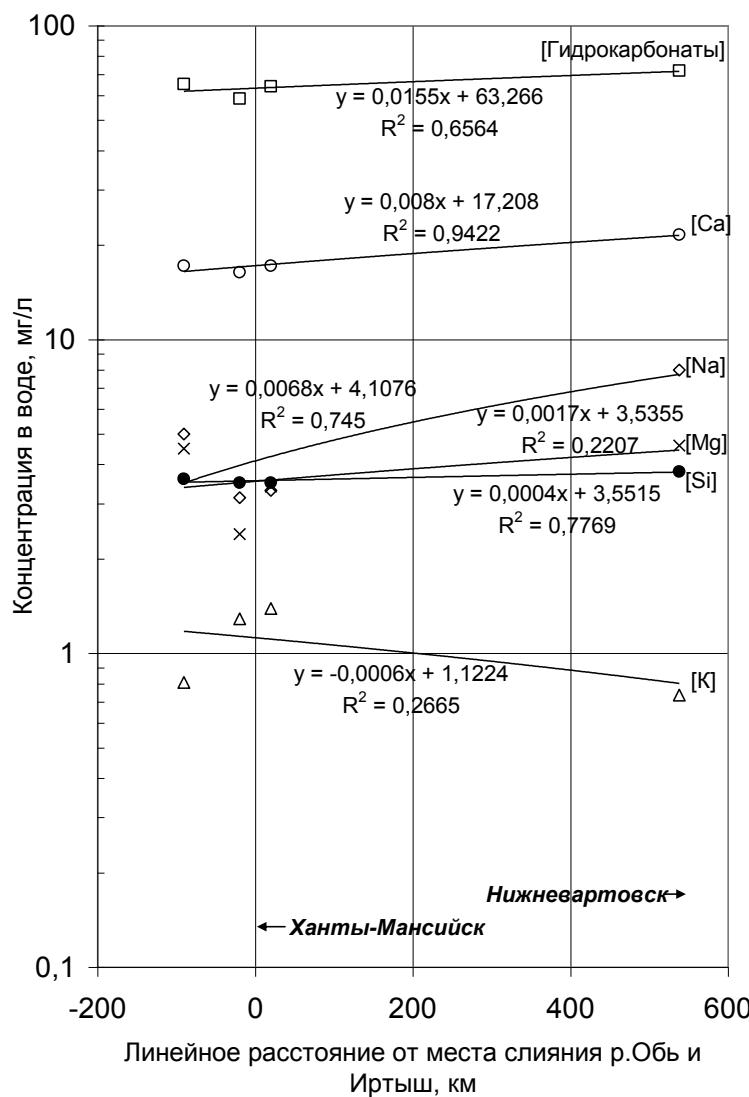


Рисунок 88 – Изменение гидрокарбонатов, кальция, натрия, магния, кремния и калия в воде Оби на территории ХМАО

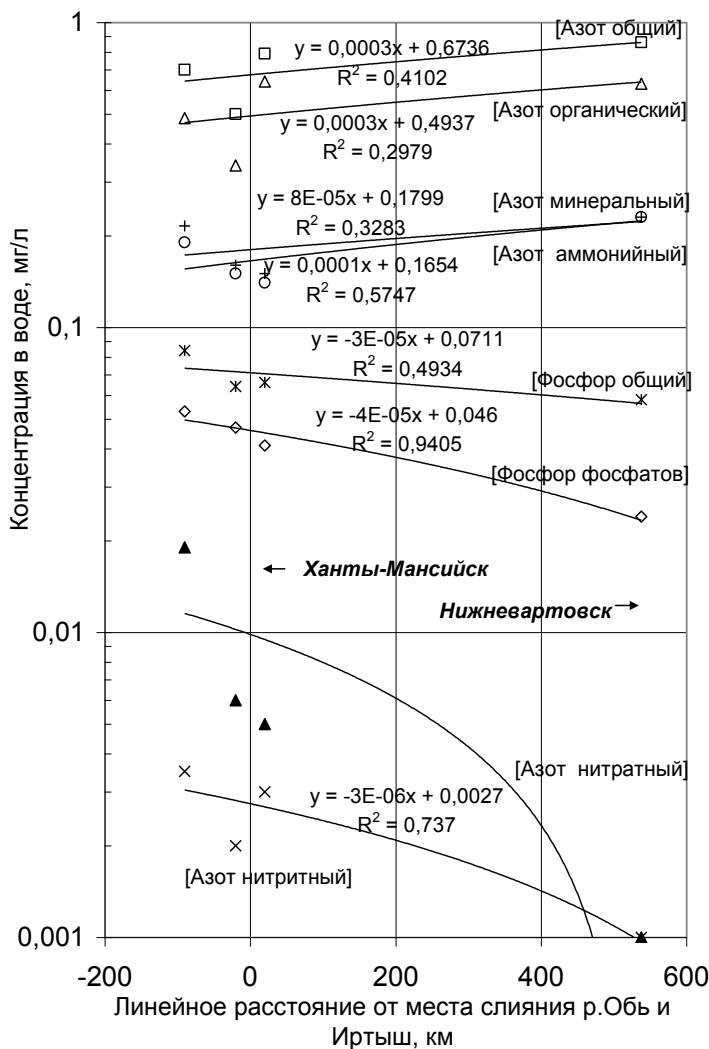


Рисунок 89 – Изменение азота общего, азота органического, азота аммонийного, минерального, нитритного, общего фосфора и фосфора фосфатов в воде Оби на территории ХМАО

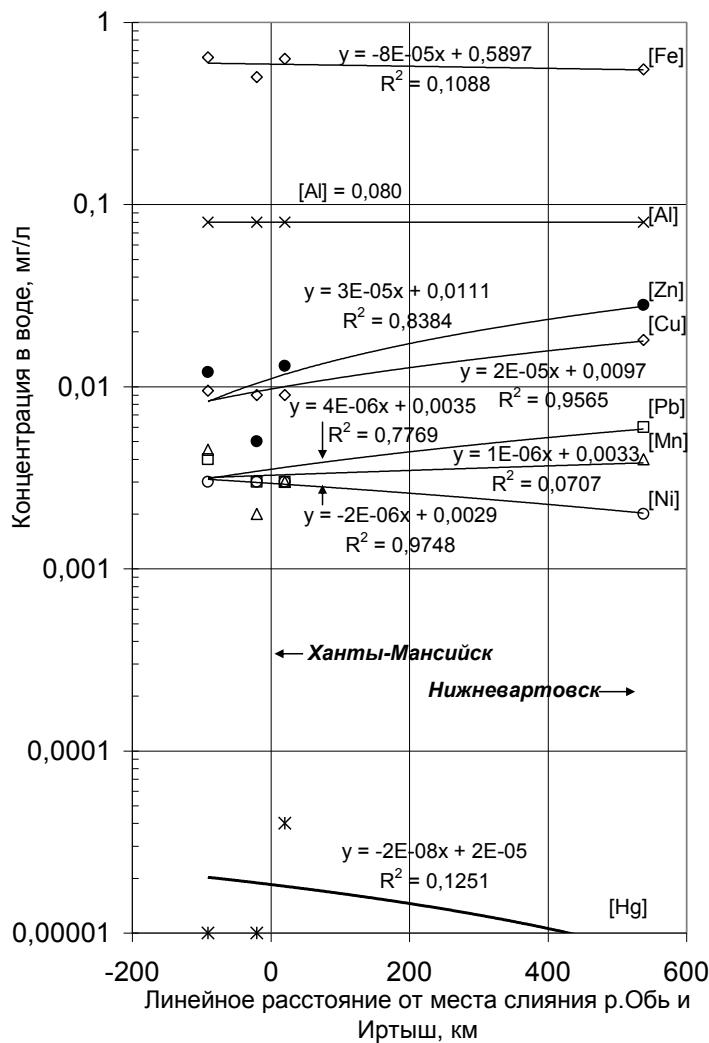


Рисунок 90 – Изменение железа, алюминия, цинка, меди, свинца, марганца, никеля и ртути в воде Оби на территории ХМАО

Особенность данного створа заключается в том, что на химические показатели воды определенное влияние оказывает слияние двух мощных водных потоков, связанных с впадением в Обь Иртыша. Исследованиями предыдущих лет установлено, что еще на значительном расстоянии ниже слияния водные потоки двух рек полностью не смешиваются и химический состав воды у противоположных берегов Оби может существенно различаться. На химические показатели воды левого берега Оби ниже впадения Иртыша, в отличие от правого, значительное влияние оказывают воды Иртыша (Трапезников и др., 2005). В целях получения более объективных результатов в створе №1 были отобраны пробы у противоположных берегов, обозначенные как точка 1 (левый берег) и точка 2 (правый берег). По ряду показателей полученные результаты имеют существенные отличия. Так содержание нефтепродуктов в воде различается почти в два раза, и составило $0,21 \text{ мг/дм}^3$ ($4,2 \text{ ПДК}$) у левого берега и $0,4 \text{ мг/дм}^3$ (8 ПДК) у правого. Содержание в воде фенолов, напротив, выше у левого берега и составило $0,025 \text{ мг/дм}^3$ (25 ПДК) против $0,012 \text{ мг/дм}^3$ (12 ПДК). Так же у левого берега несколько выше оказалось содержание в воде общего железа. Его концентрация составила $0,709 \text{ мг/дм}^3$ ($7,09 \text{ ПДК}$) и $0,501 \text{ мг/дм}^3$ ($5,01 \text{ ПДК}$), соответственно. По другим показателям существенных различий не наблюдалось.

В целом в створе №1 было отмечено повышенное содержание органических веществ по БПК₅ до $4,28 \text{ мг/дм}^3$ ($2,14 \text{ ПДК}$), по показателю ХПК (O_2) до $31,4 \text{ мг/дм}^3$ ($2,09 \text{ ПДК}$), нефтепродуктов – $0,4 \text{ мг/дм}^3$ (8 ПДК), фенолов – $0,025 \text{ мг/дм}^3$ (25 ПДК), железа общего – $0,71 \text{ мг/дм}^3$ ($7,1 \text{ ПДК}$), меди – $0,01 \text{ мг/дм}^3$ (10 ПДК), цинка – $0,012 \text{ мг/дм}^3$ ($1,2 \text{ ПДК}$), алюминия – $0,08 \text{ мг/дм}^3$ (2 ПДК), ртути – $0,00002 \text{ мг/дм}^3$ (2 ПДК).

По результатам исследований 2005 года в пробах воды, взятых из того же створа, отмечалось увеличение показателя ХПК (O_2) до 4,5 ПДК, содержания меди до 25 ПДК, свинца до 13,5 ПДК. Так же повышенным было содержание в воде общего железа -7,56 ПДК, цинка – 2 ПДК, марганца – 1,8 ПДК, алюминия – 2 ПДК, ртути – 5 ПДК.

Из результатов двухлетних наблюдений (2005-2006 гг.) следует, что постоянными загрязнителями воды Оби в данном створе являются органические вещества и тяжелые металлы, концентрация в воде последних может по годам изменяться. Если в 2005 году в воде данного створа была выявлена высокая концентрация свинца, в 2006 году данный показатель не превышает ПДК. При этом в 2006 году добавились загрязнение воды нефтепродуктами и фенолом в концентрациях 8 ПДК и 25 ПДК, соответственно.

Заключительный створ (Створ 8) на Оби был расположен на расстоянии 90,5 км ниже впадения Иртыша. Как и в предыдущем случае, отбор проб проводился на противоположных берегах. Точка 1 – левый берег, точка 2 – правый берег. Исследование данного створа крайне необходимо для последующего построения моделей и расчета баланса химических элементов на участке Оби ниже впадения Иртыша. В отличие от предыдущего створа химический состав воды у противоположных берегов не имел существенных различий. Это свидетельствует о том, что на данном расстоянии от места слияния Оби и Иртыша произошло полное перемешивание водных потоков, и водная масса стала более однородной. В воде данного створа отмечено повышенное содержание органических веществ, равное по БПК₅ – 1,58-1,67 ПДК, по ХПК (O_2) – 1,65-1,97 ПДК. Повыщено содержание нефтепродуктов 1,2-1,4 ПДК, фенолов – 11-17 ПДК, железа – 6,3-6,5 ПДК. Из тяжелых металлов в повышенных концентрациях содержалась медь – 8-11 ПДК, цинк – 1,2 ПДК,

алюминий – 2 ПДК. По сравнению с предшествующим створом произошло снижение количества органических веществ как по показателю БПК₅, так и по ХПК (O₂). Существенно, почти в 6 раз снизилось содержание нефтепродуктов, и в 1,8 раза количество фенолов. Содержание в воде общего железа и тяжелых металлов не значительно отличается от предыдущих результатов. В данном створе не установлено присутствия в воде ртути.

Таким образом, как следует из графиков на рисунках 87-90, на участке Оби, пересекающего значительную часть территории ХМАО, от створа №5 в районе н.п. Соснино и до створа №8, общей протяженностью 628,5 км, наблюдается последовательное снижение показателей БПК₅, ХПК(O₂). Прослеживается определенная тенденция снижения содержания в воде кальция, гидрокарбонатов, натрия, магния, общего азота, азота органического, минерального, аммонийного. Последовательное снижение некоторых тяжелых металлов: цинка, меди, свинца, марганца. При этом на данном участке прослеживается явный рост содержания в воде нефтепродуктов, азота нитратного и нитритного, калия, никеля, общего фосфора и фосфора фосфатов, а также содержание ртути. Относительно стабильным на данном участке остается содержание в воде железа, алюминия.

Снижение уровней загрязнения на обследованном участке реки, улучшение ряда санитарных показателей воды, может указывать на наличие процессов самоочищения водоёма или депонирования отдельных компонентов в донных отложениях. Резкое увеличение отдельных показателей между двумя точками контроля, а, следовательно, увеличение концентрации данного элемента в воде, можно характеризовать как признак загрязнения водоема или активной миграции данного элемента из донных отложений. В этом случае можно предположить-

но установить источник загрязнения, определить его приблизительные географические координаты.

На Иртыше были отобраны пробы воды для определения химических показателей в двух створах. Створ №3 располагался в районе Ханты-Мансийска, на расстоянии 18,5 км от впадения Иртыша в Обь. Таким образом, вместе со створами, расположенными на Оби, выше и ниже впадения Иртыша, створ №3 образует как бы равнобедренный треугольник. Для удобства при анализе полученных данных назовем его условно «малым Ханты-Мансийским треугольником». Следующий створ на Иртыше (Створ №6) располагался выше по течению в районе н.п. Демьянское, на расстоянии 276,5 км от предыдущего. Мысленно соединив данный створ с крайними створами, расположенными на Оби (Створы №№ 5 и 8) получим т.н. «большой Ханты-Мансийский треугольник». Он объединяет внешние створы на реках и характеризует поступление отдельных элементов путем трансграничного переноса с сопредельных территорий и последующий вынос их в нижерасположенные участки Оби.

Входной створ на Иртыше (Створ № 6) расположен в районе н.п. Демьянское. В пробах воды данного створа отмечено повышенное содержание органических веществ, которые по БПК₅ составили 1,65 ПДК, а по ХПК (O₂) – 4,2 ПДК. Из всех проанализированных проб это самый высокий показатель ХПК (O₂). Кроме того, в данной пробе воды установлено самое высокое содержание общего железа – 0,751 мг/дм³ (7,51 ПДК), также повышено содержание нефтепродуктов – 0,07 мг/дм³ (1,4 ПДК), фенолов – 0,008 мг/дм³ (8 ПДК), меди – 10 ПДК, цинка – 1,8 ПДК, марганца – 1,3 ПДК, алюминия – 2 ПДК.

Данная проба воды и по результатам исследований 2005 года также была отмечена как наиболее загрязненная и отличалась высоким содержанием органических соединений

– до 5,44 ПДК по ХПК, нефтепродуктов до 1,8 ПДК, железа до 8,38 ПДК и марганца до 8,7 ПДК. Кроме того, в данной пробе воды отмечено высокое содержанием фенолов – 5 ПДК и ртути – 9 ПДК. Как показывают результаты исследований, перечень основных загрязняющих компонентов остается примерно одинаковым, могут изменяться их концентрации. Наиболее стабильными загрязнителями воды Иртыша в данном створе являются органические соединения, железо, нефтепродукты, фенолы и тяжелые металлы.

Следующий створ на Иртыше (Створ №3) находился ниже по течению в районе г. Ханты-Мансийска, перед впадением Иртыша в Обь. Динамика изменения химических компонентов в воде между двумя створами представлена на рисунках 91-94. Прежде всего, следует обратить внимание на те химические ингредиенты, концентрация которых в воде превышала ПДК. Так, по сравнению с предыдущим створом, в пробе воды, взятой в районе Ханты-Мансийска, несколько изменились показатели, характеризующие загрязнение органическими веществами. Показатель БПК₅ возрос до 3,41 ПДК, показатель ХПК(O₂), напротив, несколько снизился до 3 ПДК. Увеличилось содержание в воде нефтепродуктов до 2 ПДК и фенолов до 17 ПДК. Содержание общего железа сохраняется в высоких концентрациях, и составило 6,96 ПДК. Выше предельно допустимых концентраций отмечено содержание в воде тяжелых металлов: меди 9 ПДК, цинка и марганца - 1,2 ПДК, алюминия - 2 ПДК, значительно возросло содержание ртути до 10 ПДК. Кроме основных загрязняющих компонентов в воде в районе Ханты-Мансийска, по сравнению с предыдущими результатами, наблюдается некоторое увеличение общего азота, азота органического, нитритного и нитратного, фосфора фосфатов, никеля, СПАВ, но концентрации данных компонентов в воде не превышают ПДК.

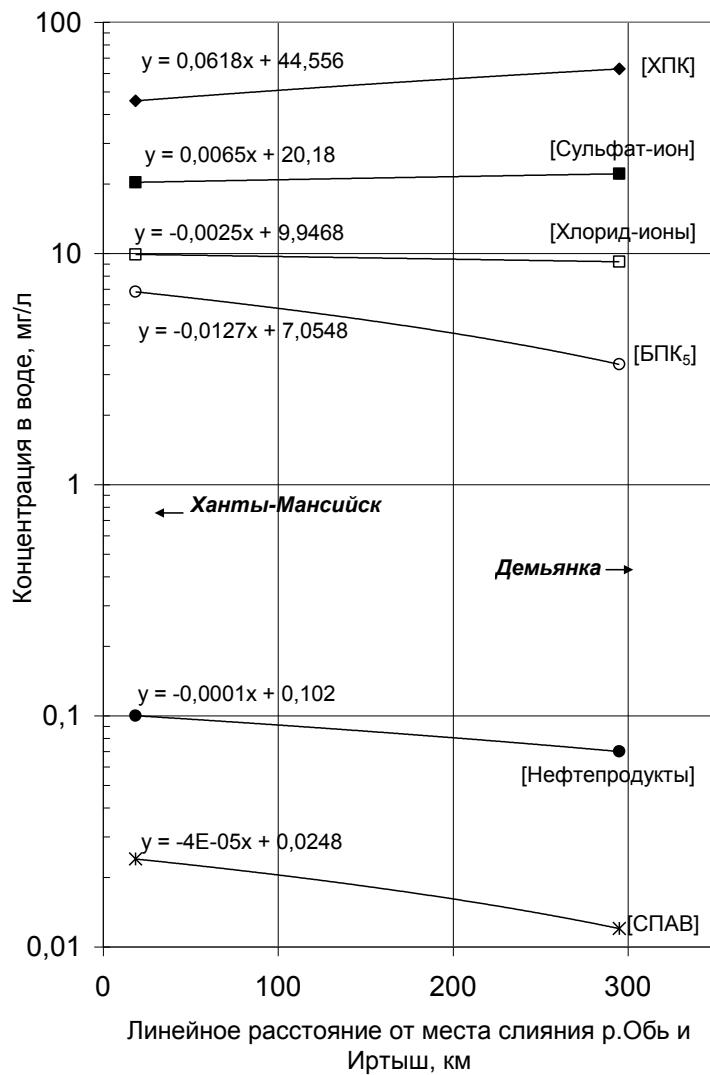


Рисунок 91 – Изменение ХПК(O_2), БПК₅, сульфат-ионов, хлорид-ионов, нефтепродуктов и СПАВ в воде Иртыша на территории ХМАО.

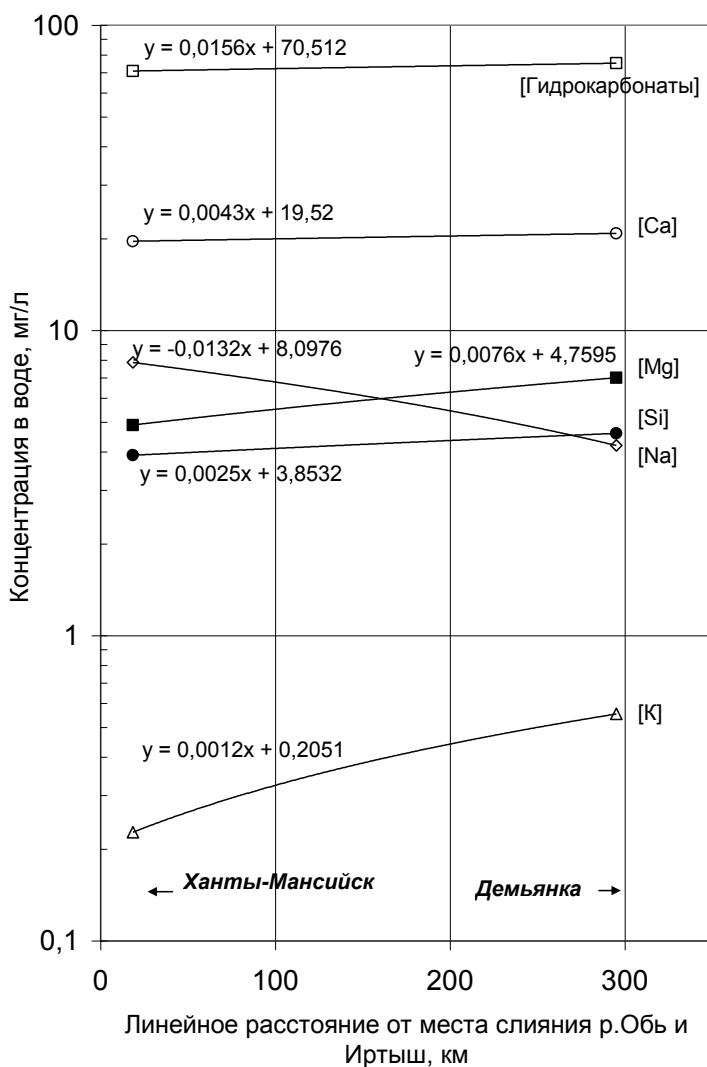


Рисунок 92 – Изменение гидрокарбонатов, кальция, натрия, магния, кремния и калия в воде Иртыша на территории ХМАО

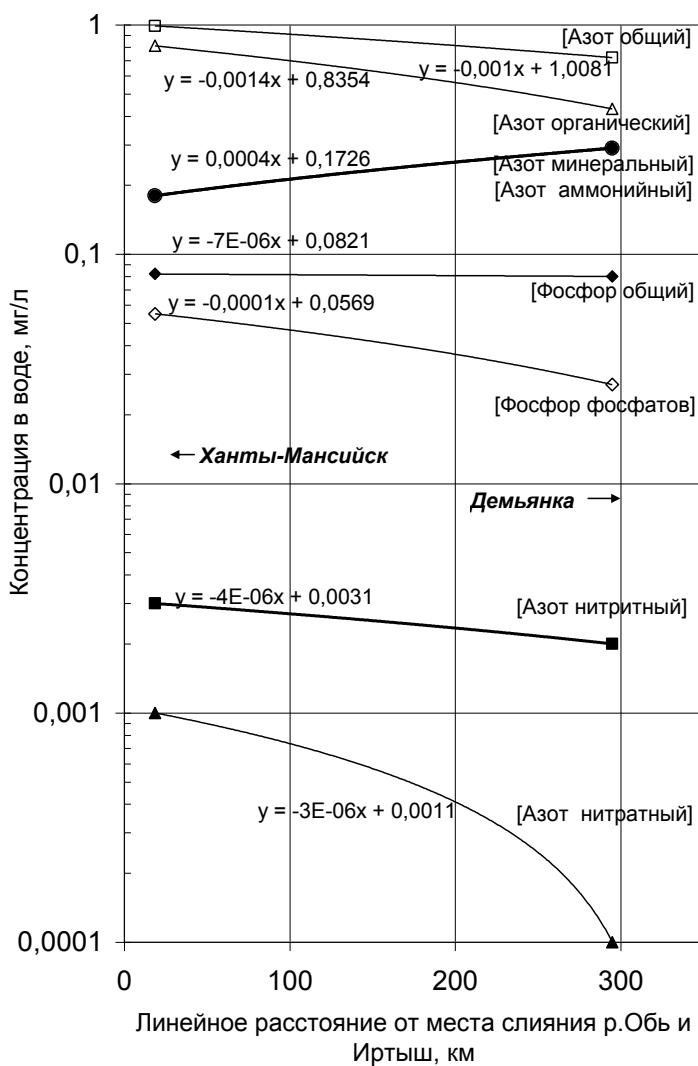


Рисунок 93 – Изменение азота общего, азота органического, азота аммонийного, минерального, нитритного, общего фосфора и фосфора фосфатов в воде Иртыша на территории ХМАО

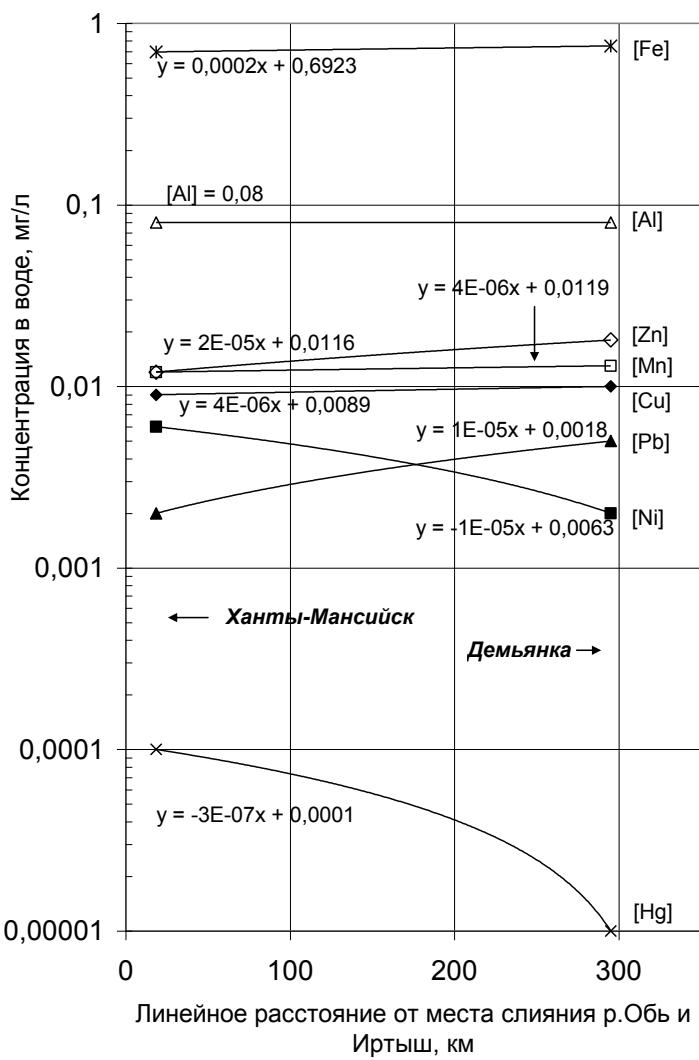


Рисунок 94 – Изменение железа, алюминия, цинка, меди, свинца, марганца, никеля и ртути в воде Иртыша на территории ХМАО

Таким образом, в данном разделе представлены данные химического состава воды Оби и Иртыша и дано их сравнение с результатами 2005 года.

Более ранние исследования химического состава воды относятся к 2004 году. Концентрации загрязняющих веществ в 2004 году в Оби и Иртыше составляли: 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, ртути – до 25 ПДК.

Динамика изменения химического состава воды на протяжении трех лет, с учетом географии отбора проб достаточно сложна и описание её без графического построения не представляется возможным. К сожалению, технически не возможно предоставить графическое изображение изменения всех 35 контролируемых показателей химического состава воды, поэтому на рисунках 95-108 отображена годовая динамика только тех показателей, содержание которых в воде часто превышало ПДК и поэтому их динамика представляет наибольший интерес.

На рисунке 95 представлена динамика изменения показателя БПК₅. Как известно, определение БПК (бdioхимического потребления кислорода) даёт относительное представление о содержании в воде легкоокисляющегося органического вещества. Чем выше его концентрация, тем больше потребление кислорода.

Таким образом, определение БПК в поверхностных водах используется с целью оценки содержания биохимически подвижных органических веществ, условий обитания гидробионтов и характеристики качества воды («Руководство...», 1977).

Величина БПК₅ для водных объектов рыбохозяйственного назначения нормируется не более 2 мг/дм³ («Перечень...», 1999).

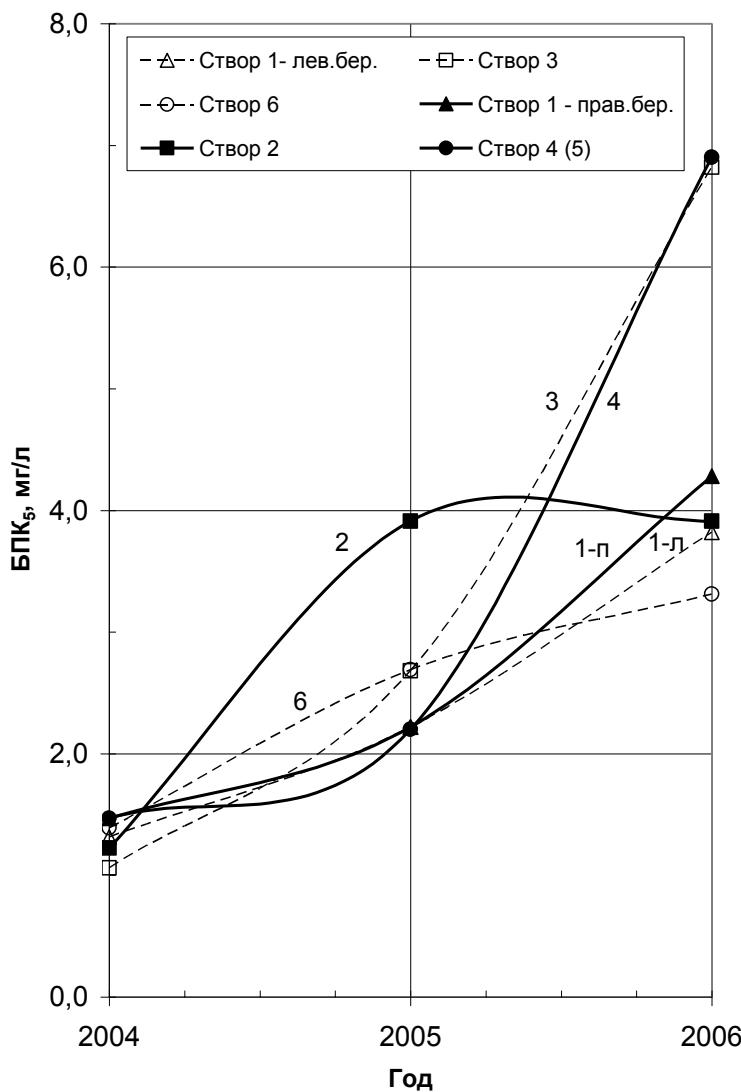


Рисунок 95 – Изменение показателя BPK_5 в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

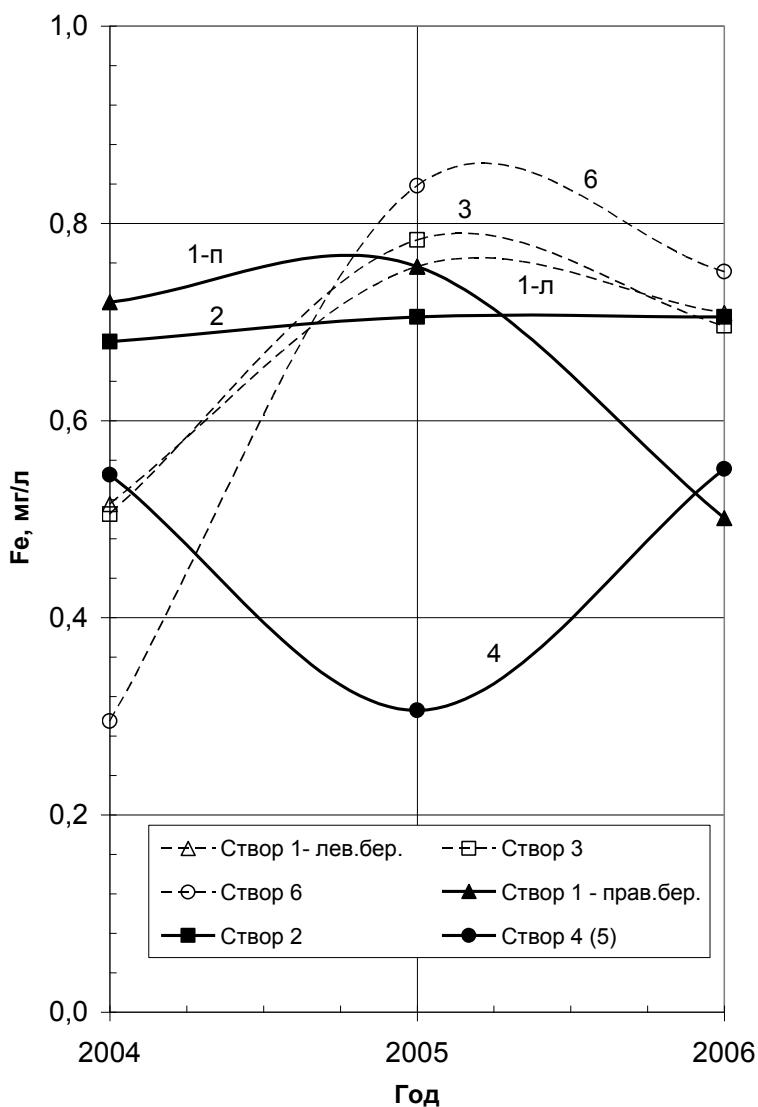


Рисунок 96 – Изменение содержания железа в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

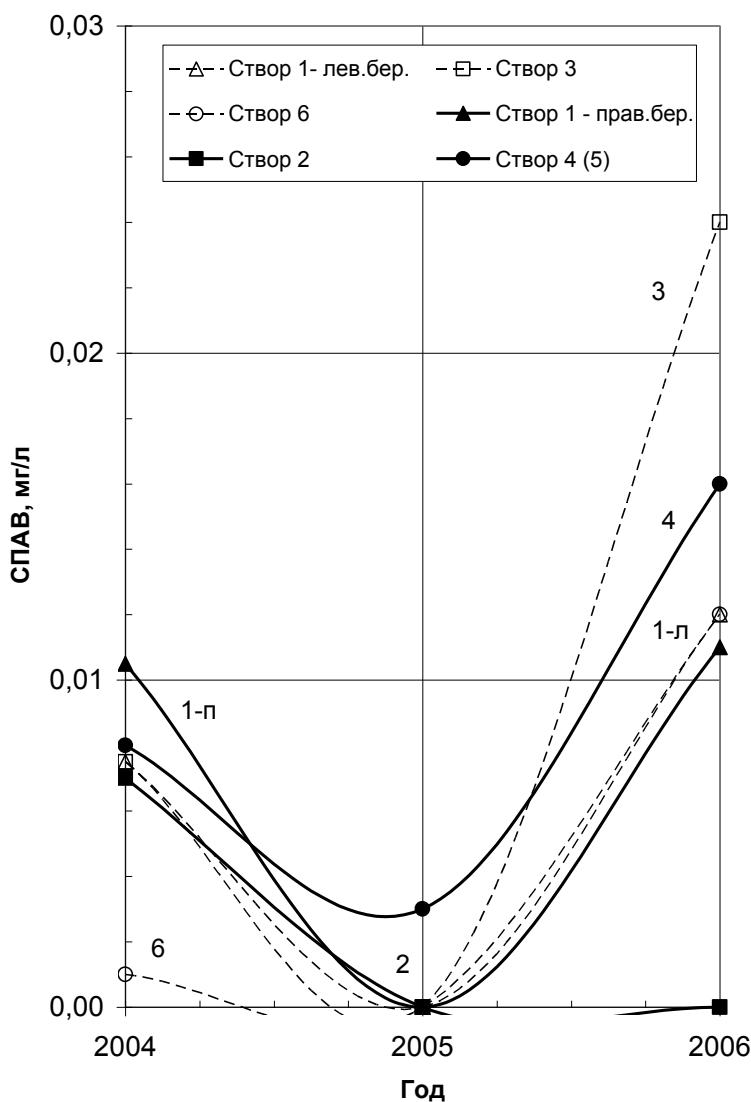


Рисунок 97 – Изменение содержания СПАВ в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

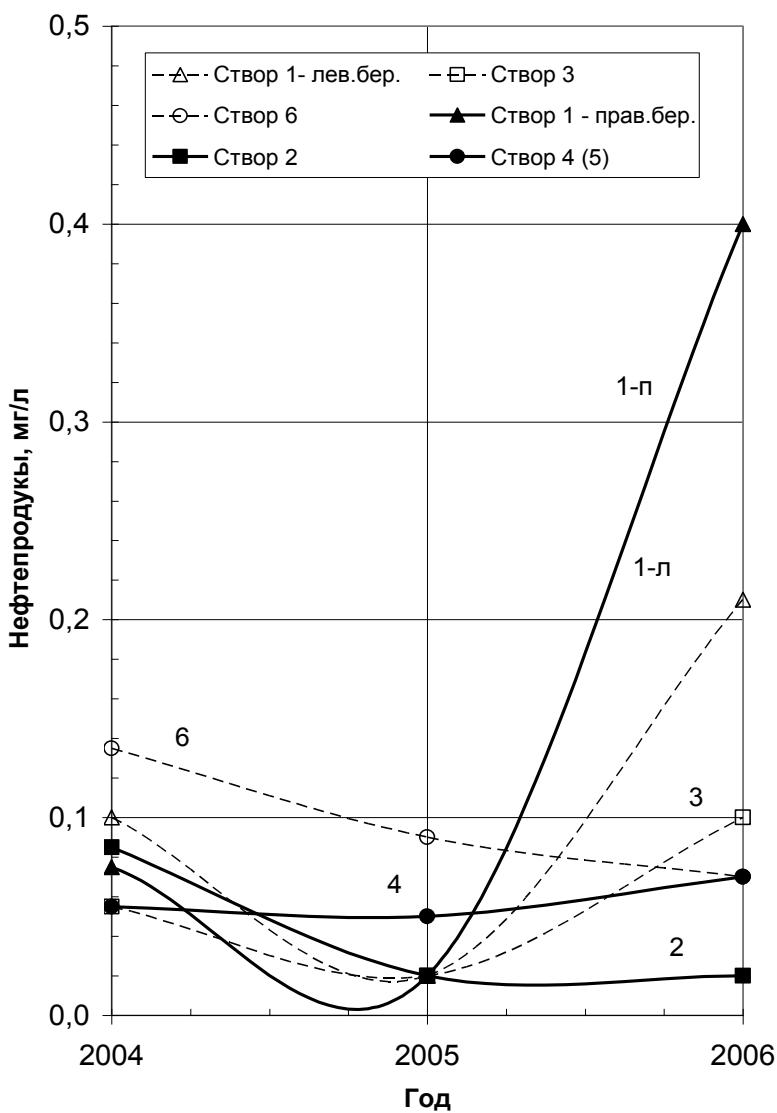


Рисунок 98 – Изменение содержания нефтепродуктов в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

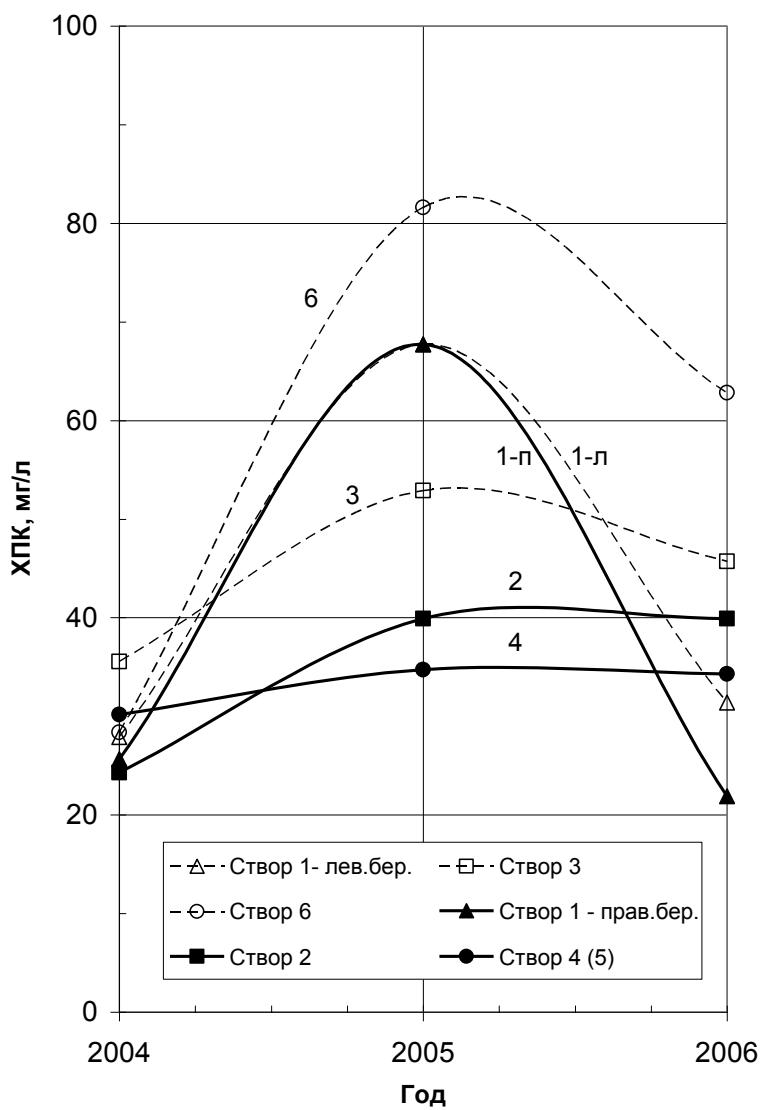


Рисунок 99 – Изменение показателя ХПК в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

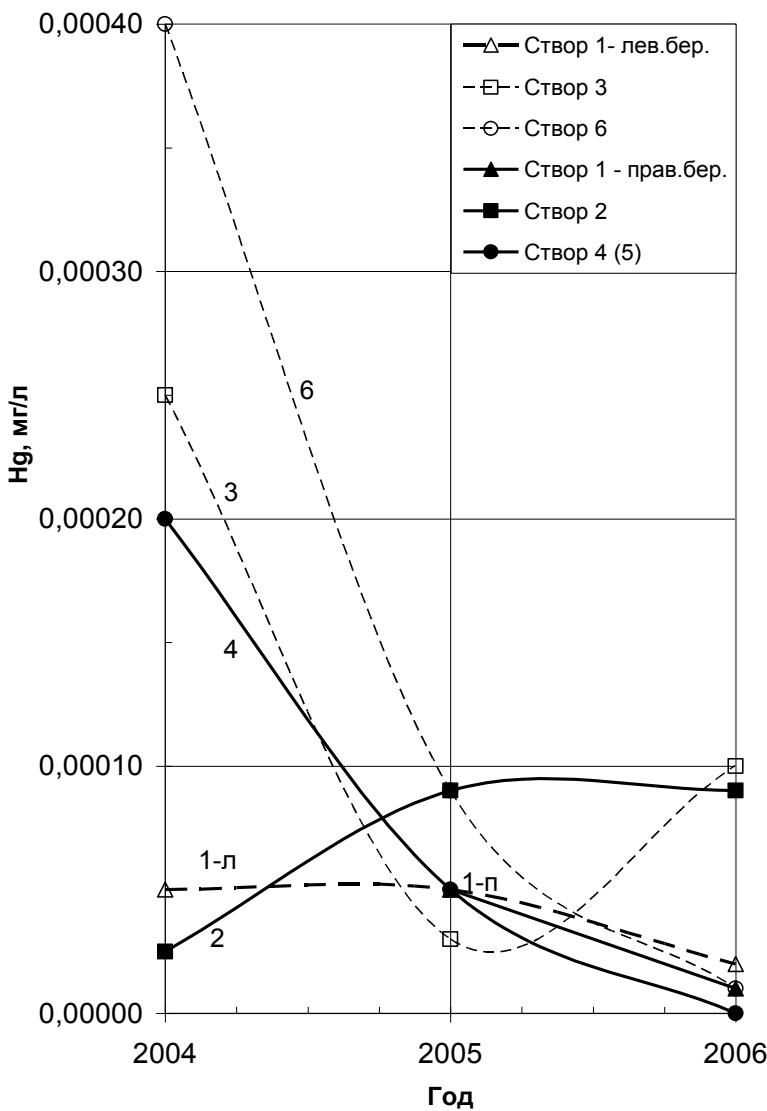
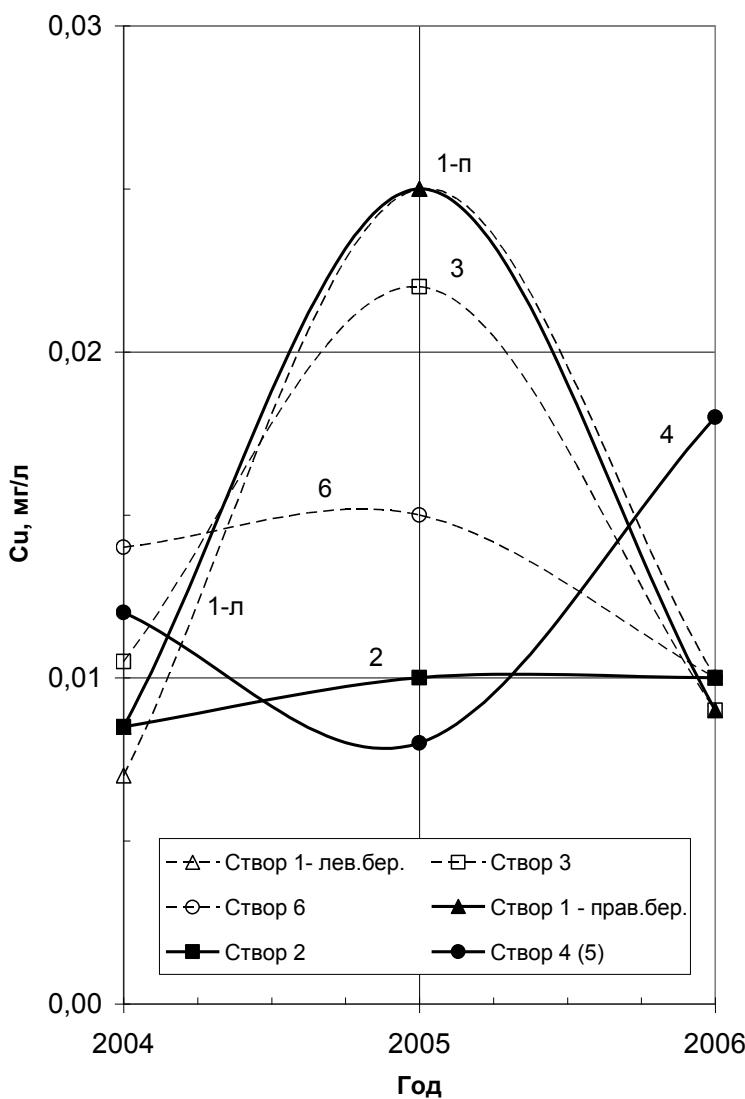


Рисунок 100 – Изменение содержания ртути в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.



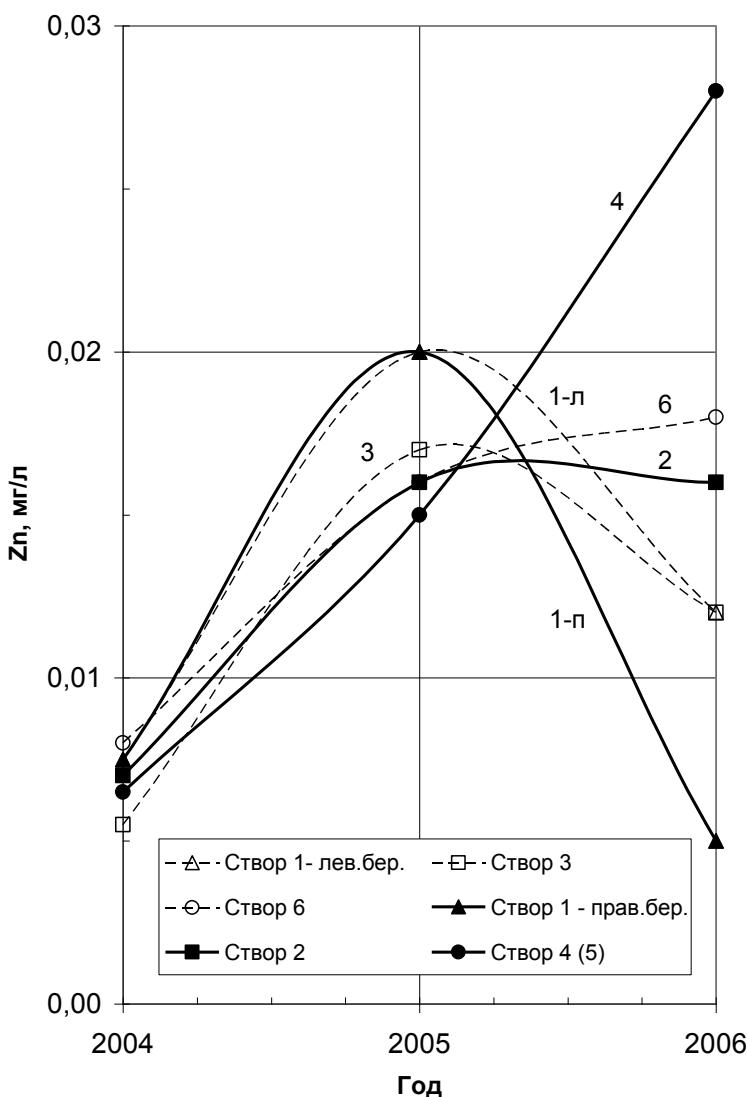


Рисунок 102 – Изменение содержания цинка в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

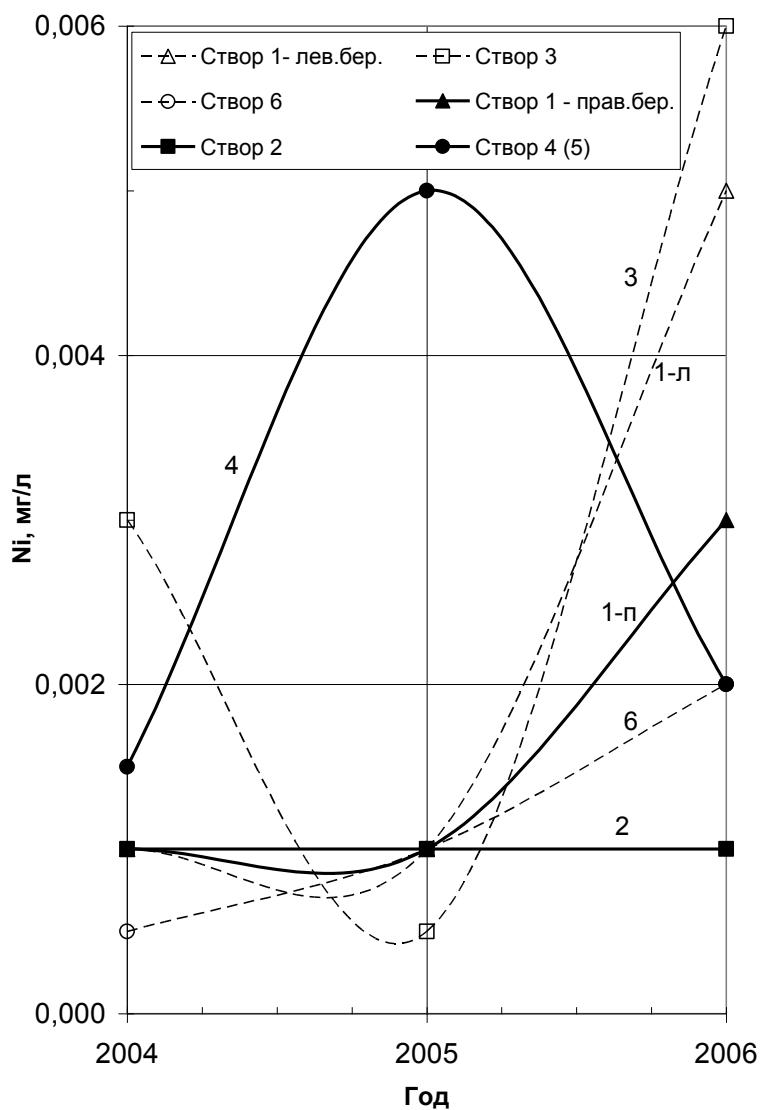


Рисунок 103 – Изменение содержания никеля в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

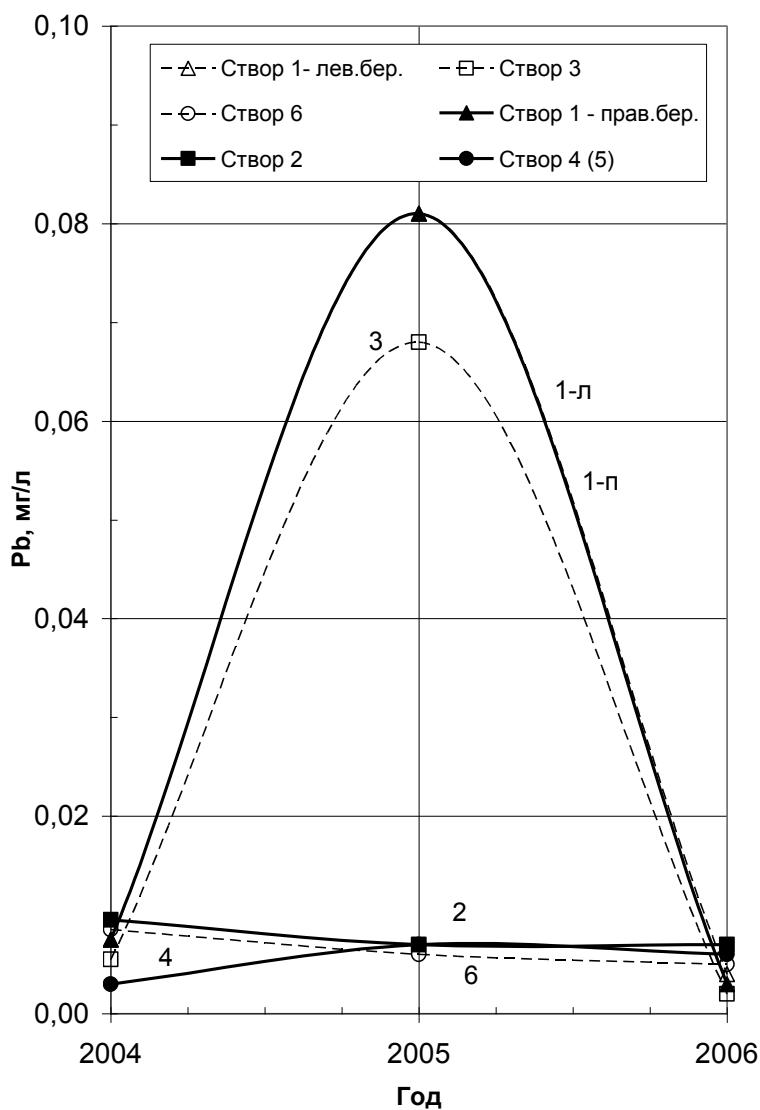


Рисунок 104 – Изменение содержания свинца в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

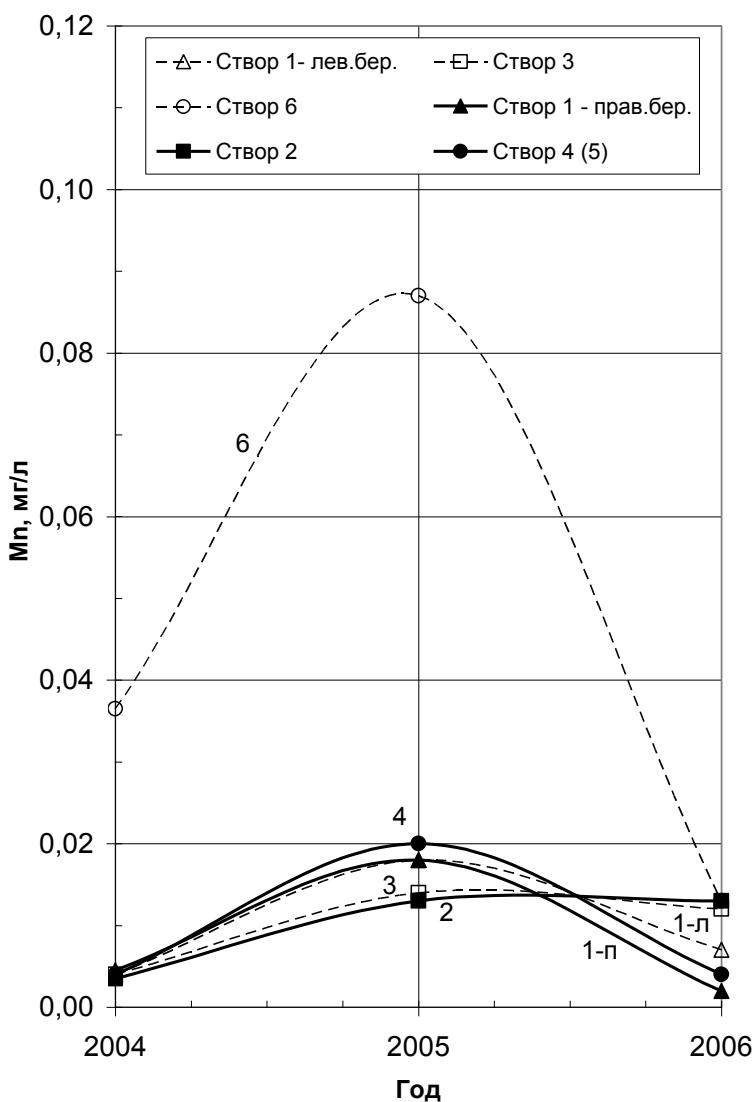


Рисунок 105 – Изменение содержания марганца в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

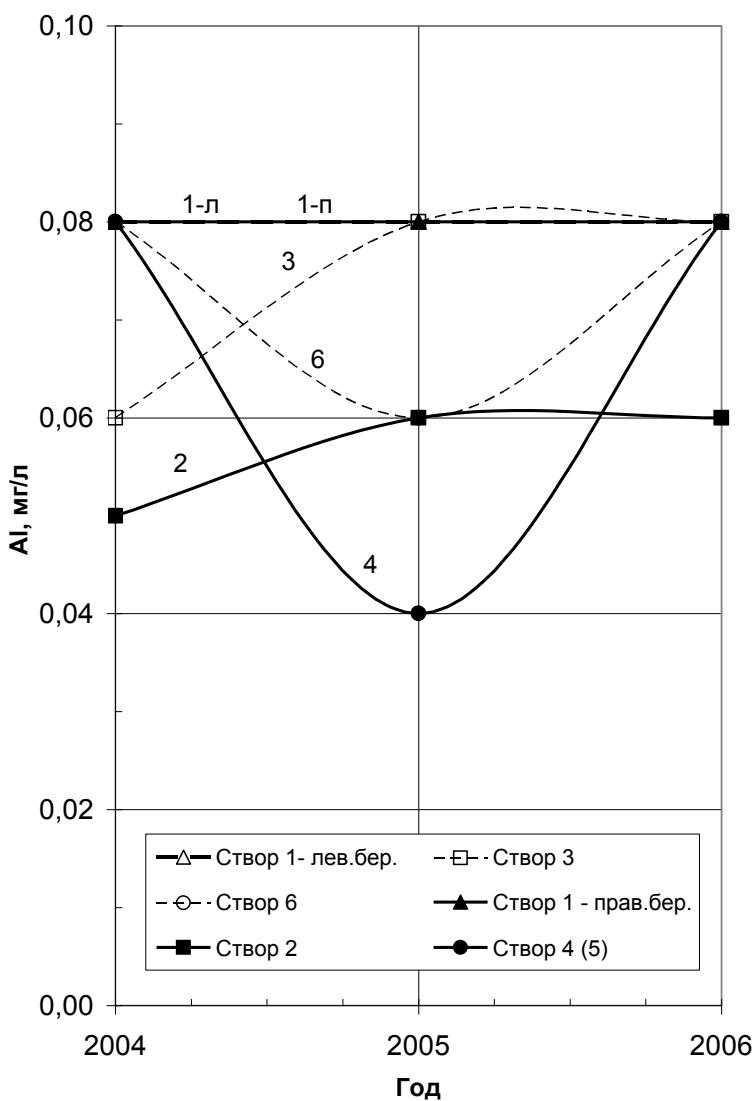


Рисунок 106 – Изменение содержания алюминия в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

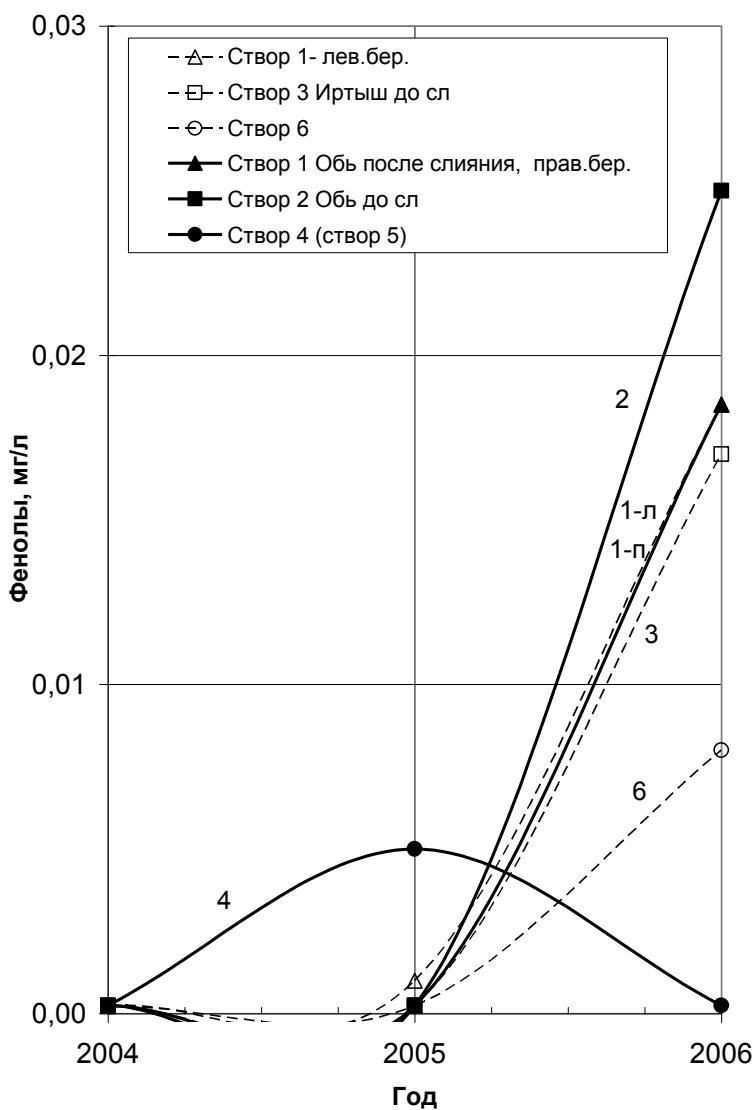


Рисунок 107 – Изменение содержания фенолов в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

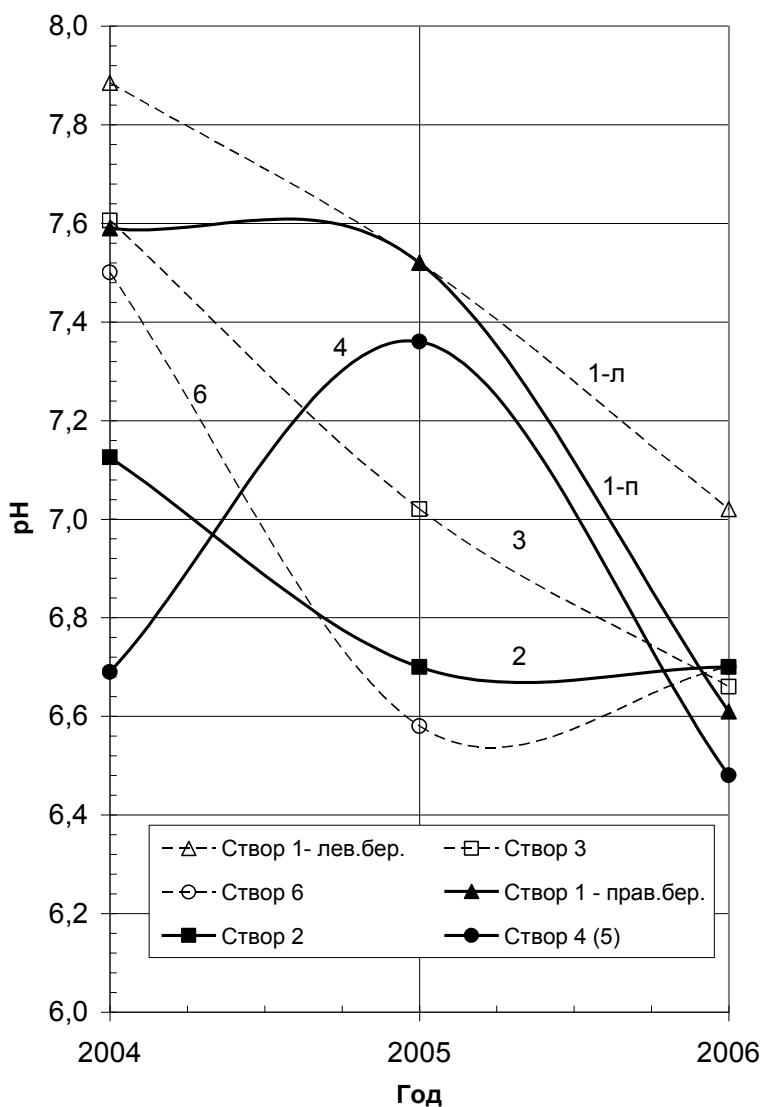


Рисунок 108 – Изменение pH воды Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

Как видно из графика на рисунке 95 в 2004 году результаты БПК₅ в воде Оби и Иртыша очень близки по значению и не превышают ПДК (2 мг/дм³). Ухудшение качества воды по органическим веществам наблюдается с 2005 года. Во всех исследованных пробах показатель БПК₅, превышал установленную ПДК. При этом все полученные показатели находились в диапазоне от 2 до 4 мг/дм³. Дальнейшее повышение БПК₅, а, следовательно, и уровня загрязнения воды органическими соединениями наблюдается в 2006 году. При этом значительно увеличился разброс показателей, что может свидетельствовать об очаговом характере загрязнения. Наибольшее содержание органических веществ, определяемых показателем БПК₅, установлено в пробах воды Иртыша в районе Ханты-Мансийска и на входном створе Оби в районе н.п. Соснино. По сравнению с 2004 годом показатель БПК₅ в этих точках увеличился в 6,4 и 4,7 раза, соответственно.

Следующий показатель, характеризующий также степень загрязнения воды органическими веществами, химическое потребление кислорода (ХПК). Химическое потребление кислорода (ХПК) – количество кислорода, расходуемого на окисление содержащихся в воде органических и неорганических веществ в кипящем кислом растворе дихромата калия, содержащем катализатор.

Показатель ХПК для поверхностных водоемов ХМАО не должен превышать 15 мг/дм³. Как свидетельствуют полученные результаты, величина ХПК, характеризующая суммарную концентрацию в воде органических веществ, начиная с 2004 года, превышала установленный уровень. Как и БПК₅, показатели ХПК в 2004 году в пробах воды Оби и Иртыша были близки по значению. Несколько выше, чем в остальных пробах, показатель ХПК в пробе воды створа №3 в районе Ханты-Мансийска.

Значительный рост ХПК был отмечен в 2005 году, что указывает увеличение содержания органических веществ в воде Иртыша. Самый высокий уровень загрязнения воды органическими соединениями был отмечен на входном створе Иртыша в районе н.п. Демьянское. Вероятно, вследствие чего, было отмечено повышение показателя ХПК в створах, расположенных ниже по течению Иртыша в районе г. Ханты-Мансийска и в Оби после впадения Иртыша. На участках Оби, расположенных выше впадения Иртыша, ухудшения обстановки по загрязнению органическими веществами отмечено не было. В 2006 году прослеживается тенденция снижения содержания органических соединений в воде Иртыша в своре н.п. Демьянское и ниже по течению в районе г. Ханты-Мансийска. Так же существенно улучшилась обстановка и в пробах Оби на участках, расположенных ниже впадения Иртыша. На участке Оби, расположенным выше впадения Иртыша, показатель ХПК в пробах воды на протяжении трехлетнего периода, как показывают графики, сохранялся примерно на одинаковом уровне.

Очень опасным загрязнителем вод открытых водоемов являются нефтепродукты. Для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования, а также рыбохозяйственных водоемов для суммы всех нефтяных компонентов установлена ПДК, которая составляет $0,05 \text{ мг}/\text{дм}^3$ («Перечень...», 1999). Трехлетняя динамика изменения в воде оби и Иртыша нефтепродуктов представлена на рис. 98. 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. Демянка. На следующий, 2005 год положение по загрязнению воды нефтепродуктами заметно улучшилось на всей обследованной территории Обь-Иртышской речной

системы, во всех исследованных пробах произошло снижение концентрации нефтепродуктов. Из трехгодичного периода 2005 год можно считать наиболее благополучным в плане загрязнения нефтепродуктами Обь-Иртышской речной системы в границах ХМАО. Даже в самой неблагополучной точке на Иртыше в районе н.п. Демьянка наметилась тенденция к понижению 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, как и в предыдущие годы сохраняется достаточно стабильная обстановка с содержанием в воде нефтепродуктов на уровне 1,4-1,6 ПДК. В пробах, взятых на расстоянии 14,5-20 км до впадения Иртыша, отчетливо прослеживается ежегодная тенденция на снижение данного показателя. Более существенно изменилась обстановка по загрязнению нефтепродуктами в текущем году на участке Оби, расположенным ниже впадения Иртыша. По сравнению с результатами 2005 года, концентрация нефтепродуктов в воде выросла в 214 раз, а по сравнению с пробами воды, взятыми до впадения Иртыша, содержание нефтепродуктов увеличилось в 5 раз. Такое неравномерное распределение нефтепродуктов в водной массе возможно при очаговом характере загрязнения воды нефтепродуктами. Вероятно, что при отборе проб 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 было отмечено загрязнение воды фенолами.

Нормативы, принятые для рыбохозяйственных водоемов устанавливают предельно допустимую концентрацию фенолов на уровне 0,001 мг/л. Динамика изменения содержания фенолов в воде Оби и Иртыша на протяжении трехлетнего периода представлена на рисунке 107. В целом обстановка по содержанию в воде фенолов до 2006 года 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 поменялась в 2006 году, когда по результатам исследования в 7 пробах из 8 исследованных было обнаружено присутствие фенолов в повышенной концентрации. Распределение фенолов по Обь-Иртышской речной системе указывает на то, что источник поступления данного поллютанта в воду обследованных водоемов располагается на территории ХМАО, поскольку наибольшие концентрации установлены в воде в районе так называемого малого Ханты-Мансийского треугольника. На входном створе Оби в районе н.п. Соснино содержание фенолов не превышало ПДК. Ниже по течению в районе Ханты-Мансийска содержание фенолов 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 увеличивается вдвое. Поскольку, увеличение содержания фенолов зафиксировано только в этом году, пока трудно сказать о характере его происхождения и уровне опасности. Данный вопрос требует дальнейшего изучения и наблюдения.

За последние пятьдесят лет появилась большая группа органических соединений, которые создали дополнительную проблему, связанную с загрязнением вод: это синтетические

поверхностно-активные вещества (СПАВ) или детергенты (тензиды). Такие вещества используют как моющие средства, понижающие поверхностное натяжение воды, их использование часто сопровождается пенообразованием.

Предельно допустимая концентрация СПАВ для рыбохозяйственных водоемов составляет 0,1 мг/дм³. Изменение содержания СПАВ на протяжении трехлетнего периода представлено на рисунке 97. Следует отметить, что на протяжении наблюданного периода концентрация СПАВ в воде Оби и Иртыша не превышала ПДК. Положение по загрязнению вод данных рек СПАВ можно бы считать благополучным, если бы не динамика последнего года. Во всех исследованных пробах, по сравнению с 2005 годом, отмечен рост содержания СПАВ. Если подобная динамика сохранится и на последующие годы, то к уже имеющемуся перечню загрязнителей природных вод вполне может добавиться СПАВ. Поэтому данный вопрос, как и в случае с фенолами, требует дальнейшего ежегодного наблюдения.

К числу важнейших факторов, обуславливающих загрязнение воды, относятся тяжелые металлы.

На рисунках 96; 100; 101; 102; 103; 104; 105; 106 представлена динамика изменения в пробах воды железа, ртути, меди, цинка, никеля, свинца, марганца, алюминия в период 2004-2006 гг. Как видно из представленных графиков, динамика изменения содержания тяжелых металлов в исследованных объектах достаточно разнообразна. Есть элементы, у которых график распределения представляет собой некую параболу с вершиной в 2005 году. Так, например, подобные графики получены при построении распределения марганца, меди, цинка, свинца. Но и на этих графиках отдельные результаты выпадают из общего правила, фиксируя рост определяемого элемента на отдельных участках реки. В целом же, распределение тяжелых метал-

лов в воде в виде параболы свидетельствует о некотором снижении концентрации тяжелых металлов после их увеличения в 2005 году. Особенно положительно, что снижение прослеживается у ряда очень токсичных и опасных металлов, таких как ртуть и свинец. Но на этом благоприятном фоне нельзя не отметить и такие тенденции, как рост по сравнению с 2005 годом содержания в воде Оби меди, цинка, алюминия, кремния, железа на входном створе реки в районе н.п. Соснино. Это говорит о том, что антропогенная нагрузка на данную водную экосистему повышается, причем за счет трансграничного переноса с течением из выше расположенных участков реки. Гораздо более ценная и обширная информация может быть получена в результате продолжения начатой работы в последующие годы.

2.12.5. Определение тяжелых металлов в донных отложениях

Контроль над содержанием тяжелых металлов в воде рек неразрывно связан с их мониторингом в донных отложениях, так как эти два процесса неразрывно связаны между собой. В реках, особенно в таких полноводных как Обь и Иртыш, постоянно происходят процессы вымывания части компонентов из донных отложений и, напротив, их аккумуляция в донные отложения на других участках реки. Поэтому параллельно отбору проб воды в тех же точках проводился отбор проб донных отложений для определения содержания тяжелых металлов. Результаты исследования представлены в таблице 79. В донных отложениях было проведено определение содержания хрома, свинца, железа, алюминия, марганца, никеля, цинка, меди, кадмия, ванадия, ртути и нефтепродуктов, то есть всего 12 показателей. Согласно существующим нормативам, из представ-

ленных элементов нормируется содержание хрома, свинца, марганца, никеля, цинка, меди, ванадия, ртути, (8 показателей) (Никитин и др., 1990).

Представленные в таблице 79 данные показывают, что содержание никеля, цинка и меди в донных отложениях Оби и Иртыша превышают предельно допустимые концентрации. Содержание никеля в донных отложениях Оби составило $24,8 \pm 6,87$ мг/кг, в Иртыше $20,5 \pm 16,26$ мг/кг, при ПДК 4 мг/кг. То есть, содержание данного элемента в донных отложениях находится в пределах 2,25-8,25 ПДК. Существенные колебания содержания никеля зависят от места расположения исследуемой точки. В донных отложениях Иртыша в районе н.п. Демьянское его содержание составило 2,25 ПДК, а в пробе донных отложений Оби, взятой у левого берега в конечной точке обследованного участка, 8,25 ПДК. Содержание цинка в донных отложениях Оби равно $50,8 \pm 18,21$ мг/кг, в иртышских отложениях – $44 \pm 33,94$ мг/кг. ПДК для цинка равен 23 мг/кг. Согласно принятому нормативу содержание цинка в донных отложениях Оби составляет в среднем 2,2 ПДК, в Иртыше – 1,9 ПДК. Наибольшее содержание данного элемента было установлено в пробе донных отложений Оби в последнем створе, расположеннном на 90,5 км ниже впадения Иртыша. Содержание меди во всех исследованных пробах также превышает ПДК. В пробах донных отложений Оби ее содержание составило $14,8 \pm 4,96$ мг/кг или 4,9 ПДК, в донных отложениях Иртыша – $14,5 \pm 12,02$ мг/кг, соответственно, 4,8 ПДК. Самое высокое содержание меди было отмечено в донных отложениях Иртыша в районе Ханты-Мансийска и составило 7,7 ПДК.

В 2005 году в донных отложениях также было установлено повышенное содержание никеля, цинка и меди. По сравнению с результатами 2006 года несколько разли-

чаются концентрации определяемых элементов и накопление их на обследованных участках. Так, содержание никеля было повышенено во всех пробах и составило от 6,25 до 13 ПДК. Содержание цинка и меди в исследованных пробах составило 1,78 – 3,48 ПДК и 4,7 – 9,3 ПДК, соответственно. Как наиболее неблагополучная по содержанию указанных компонентов была обозначена пробы на входном створе в районе н.п. Соснино, где наблюдается самое высокое содержание никеля – 13 ПДК, цинка 3,48 ПДК, меди 9,3 ПДК. Здесь же были отмечены самые высокие показатели из ненормируемых элементов: железа – 30950 мг/кг, алюминия - 29250 мг/кг, кадмия - 0,73 мг/кг.

В 2006 году по сравнению с результатами 2005 года несколько снизилось содержание в донных отложениях ртути и нефтепродуктов. Если в 2005 году самое высокое содержание нефтепродуктов установлено в пробе донных отложений Иртыша в районе н.п. Демьянское, равное 93 мг/кг и ртути в количестве 0,043 мг/кг, то в 2006 году содержание ртути в этой точке снизилось до 0,009 мг/кг, а присутствия нефтепродуктов не обнаружено вовсе.

В таблице 80 представлены результаты расчета удельной концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов в донных отложениях Оби и Иртыша. Полученные результаты свидетельствуют, что в донных отложениях обследованных участков рек концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов (и, соответственно, суммарные запасы) могут достигать значительных величин. По плотности запасов анализируемых элементов, прежде всего, выделяются такие как железо, алюминий, марганец. Содержание тяжелых металлов в донных отложениях Оби и Иртыша различаются незначительно, что расходится с результатами предыдущего года.

Таблица 80
Плотность запасов тяжелых металлов в 0-20 см слое донных отложений, т/км² (г/м²)

Ингредиенты	Место отбора					Средние значения
	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 5	Створ 6	
Cr	8,4	8,1	9,9	7,5	10,5	4,95
Pb	3,3	3,9	4,5	3	1,8	3,45
Mn	152,4	144,9	223,5	114	43,5	119,4
Ni	7,5	8,1	9,6	7,5	2,7	7,05
Cu	4,5	4,5	6,9	4,2	1,8	4,5
Zn	14,4	16,5	20,4	15	6	15,15
Cd	0,087	0,135	0,135	0,165	0,09	0,1845
Fe	5602,5	6465	7192,5	5580	2010	5643,75
Al	3877,5	4582,5	5175	4237,5	1500	3337,5
V	6	9	10,2	8,4	3	7,5
Hg	0,006	0,0054	0,0075	0,0105	0,0027	0,0063
Нефте-продукты	0	6	9	3	0,03	0,003

По данным 2005 года содержание тяжелых металлов в донных отложениях Оби по большинству показателей превышало содержание их в иртышских донных отложениях. В 2006 году единственное существенное различие отмечено по плотности загрязнения нефтепродуктами, в донных отложениях Иртыша оно в 2 раза выше, чем в Оби. В среднем плотность запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби составила: железа – 5,8 кг, алюминия – 4,0 кг, марганца – 132,68 г, цинка – 15,26 г, хрома – 7,24 г, ванадия – 7,73 г, свинца – 3,41 г, ртути – 7,0 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами составляет $2,25 \text{ г}/\text{м}^2$. В донных отложениях Иртыша: железа – 4,6 кг, алюминия – 3,3 кг, марганца – 133,5 г, цинка – 13,2 г, хрома – 7,8 г, ванадия – 6,6 г, свинца – 3,15 г, ртути – 5,0 мг, нефтепродуктов – 4,5 г на квадратный метр.

Более наглядно распределение тяжелых металлов в донных отложениях Оби и Иртыша представлено графически на рисунках 109-110.

Как видно из представленных графиков, в донных отложениях Иртыша плотность запасов практически всех исследованных компонентов возрастает по направлению течения реки от н.п. Демьянское до Ханты-Мансийска. В донных отложениях Оби наблюдается несколько схожая картина, то есть плотность запасов в донных отложениях растет от входного створа в районе н.п. Соснино постепенно увеличиваясь к окончательному створу, расположенному на 90,5 км ниже слияния Оби с Иртышом. Исключение из данного правила составляет плотность запасов в донных отложениях Оби ртути. Плотность запасов ртути в донных отложениях Оби, напротив, снижается по направлению течения реки.

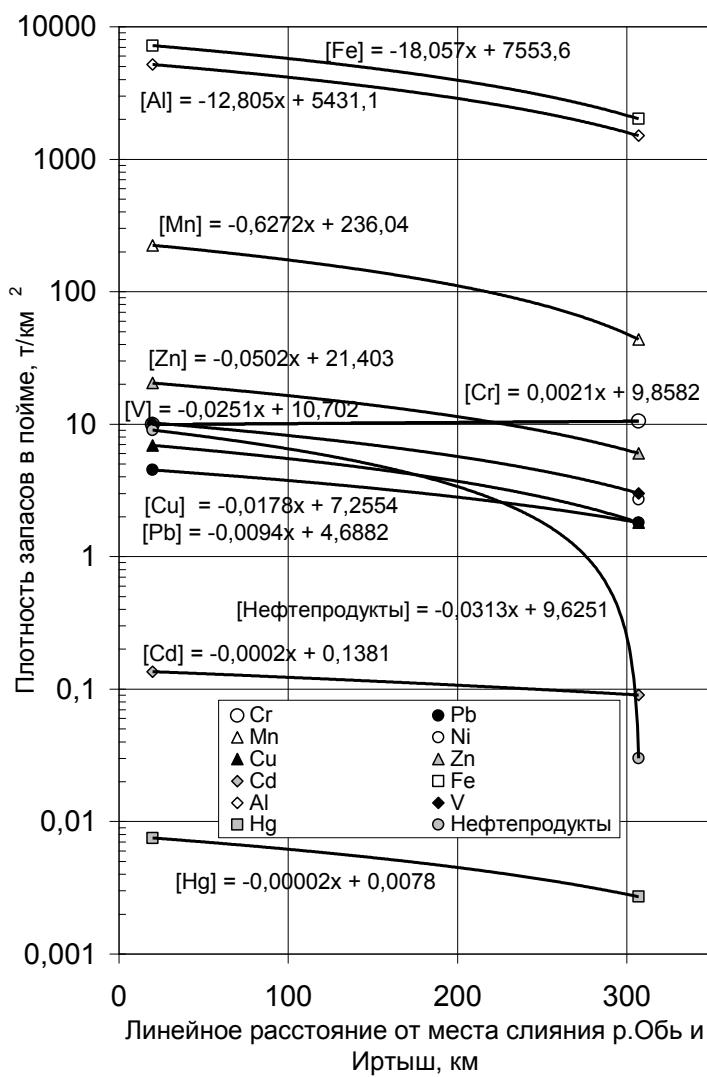


Рисунок 109 – Изменение плотности запасов тяжелых металлов и нефтепродуктов в донных отложениях Иртыша на участке от н.п. Демьянское до Ханты-Мансийска

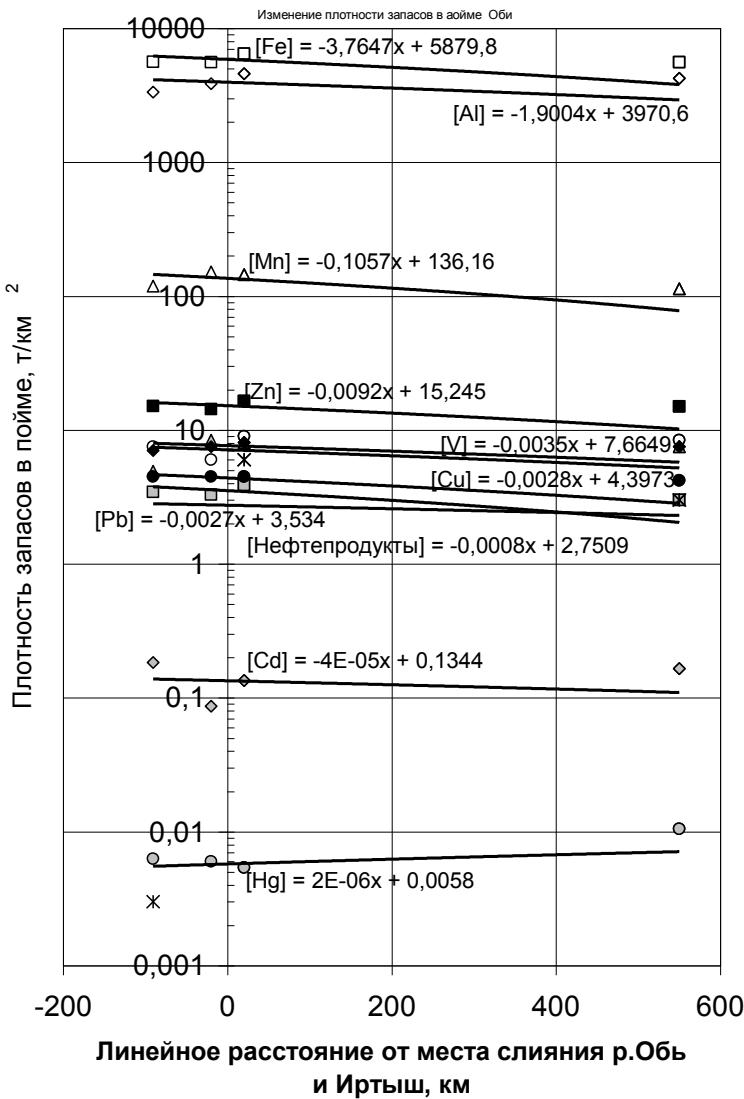


Рисунок 110 – Изменение плотности запасов тяжелых металлов и нефтепродуктов в донных отложениях Оби на территории ХМАО

По сравнению с результатами 2005 года в донных отложениях Оби и Иртыша произошло снижение содержания практически всех представленных показателей. Плотность запасов нефтепродуктов в донных отложениях Оби снизилась в 2,4 раза, в Иртыше в 3 раза.

Для сравнения, плотность запасов тяжелых металлов в 2005 году в донных отложениях Оби составила: железа – 7,3 кг, алюминия – 6,6 кг, марганца – 126,7 г, цинка – 18,9 г, хрома – 9,6 г, ванадия – 20,8 г, свинца – 4,4 г, ртути – 10,5 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами - 5,3 г/м². В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей: железа – 5,7 кг, алюминия – 4,8 кг, марганца – 187,7 г, цинка – 15,2 г, хрома – 7,8 г, ванадия – 18 г, свинца – 3,6 г, ртути – 10,9 мг, нефтепродуктов – 14 г на квадратный метр.

В 2004 г. средняя плотность запасов тяжелых металлов в расчете на квадратный метр в донных отложениях Оби 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 5,7 г/м². В донных отложениях Иртыша содержание основных загрязнителей составляло: железа – 2,04 кг, алюминия – 1,5 кг, марганца – 51,5 г, меди – 7,3 г, хрома – 4 г, ртути - 5 мг, нефтепродуктов – 12,3 г на квадратный метр.

2.12.6. Содержание тяжелых металлов в рыбе

Обь и Иртыш в границах ХМАО являются источником ценных промысловых рыб, для сиговых рыб служат миграционным путем, а пойма Оби – местом нагула молоди всех видов сигов и пеляди, готовящейся к размножению. В водах Средней Оби обитает 29 видов рыб, относящихся к 9 семействам. Промысловое значение имеют

9 видов. 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. Для населения, проживающего по берегам рек, рыба традиционно составляет значительную часть пищевого рациона. При этом известно, что рыбы активно аккумулируют различные токсиканты из воды, грунтов, кормовых гидробионтов, а, следовательно, являются одним из наиболее значимых путей их поступления по пищевой цепочке в организм человека.

Согласно СанПиН 2.3.2. 1078-01 («Гигиенические...», 2002), предельно допустимые концентрации (ПДК) содержания тяжелых металлов в рыбе нормируются по четырем элементам, а именно: свинец – не более 1.0 мг/кг, мышьяк – не более 1.0 мг/кг, ртуть – не более 0.3 мг/кг и кадмий – не более 0.2 мг/кг. В нашей работе дополнительно представлены и ненормируемые показатели, такие как хром, марганец, никель, медь, цинк, железо, алюминий, ванадий. Для исследования были взяты образцы мышечной ткани рыбы следующих видов: судак, плотва, карась, язь, лещ, налим, щука, ёрш, окунь. Для получения более объективных результатов некоторые виды рыбы дублировались в зависимости от места их вылова. Таким образом были про-дублированы пробы плотвы, а также пробы язя из Иртыша и Оби.

Результаты исследований представлены в таблице 81. Содержание определяемых элементов во всех исследованных образцах было значительно ниже ПДК. Содержание свинца в исследованных образцах в среднем составило $0,316 \pm 0,23$ мг/кг сырой массы, при ПДК равном 1.0 мг/кг. Самое высокое содержание свинца обнаружено в мышечной ткани карася, равное 0,944 мг/кг.

Таблица 81

Содержание тяжелых металлов в рыбе, мг/кг сырьемассы

№	Вид рыбы	Содержание тяжелых металлов, г/кг сырьемассы									
		Cr	Pb	Mn	Ni	Zn	Cu	Cd	Fe	Al	V
1	Судак	0,049	0,120	0,142	0,048	3,449	0,090	0,012	2,801	0,630	H/o
2	Плотва (Иртыш)	0,060	0,255	0,424	0,072	6,551	0,505	0,021	7,658	1,393	H/o
3	Карась	0,306	0,944	4,753	0,201	24,135	0,871	0,084	12,865	4,730	0,315
4	Язь (Н.Варт.)	0,055	0,224	0,296	0,040	3,710	0,139	0,013	4,270	0,538	H/o
5	Лещ	0,067	0,240	0,807	0,071	4,929	0,685	0,017	7,870	5,886	H/o
6	Налим	0,049	0,184	0,343	0,061	5,071	0,318	0,017	6,272	2,301	H/o
7	Щука	0,062	0,225	0,671	0,063	4,862	0,593	0,018	6,399	4,584	H/o
8	Язь (Иртыш)	0,070	0,200	0,391	0,064	5,491	0,164	0,017	7,764	2,045	H/o
9	Ёрш	0,136	0,268	0,368	0,105	17,600	0,950	0,023	7,518	1,682	H/o
10	Плотва (Н.Варт.)	0,060	0,299	0,554	0,065	8,820	1,103	0,022	9,261	2,717	H/o
11	Окунь	0,140	0,514	0,623	0,073	5,343	0,034	0,017	10,229	4,994	H/o

У остальных рыб показатели значительно ниже. Содержание кадмия в мышечной ткани рыбы в среднем составило $0,024\pm0,02$ мг/кг при ПДК не более 0,2 мг/кг. Наибольшее содержание данного элемента – 0,084 мг/кг, обнаружено также в мышечной ткани карася. Следует отметить, что и по ряду других показателей в пробах мышечной ткани карася установлены самые высокие значения. Так, содержание хрома в мышечной ткани карася составило 0,306 мг/кг при средней величине $0,096\pm0,0768$ мг/кг. После карася хром в больших количествах показатели значительно ниже. Содержание кадмия в мышечной ткани рыбы в среднем составило $0,024\pm0,02$ мг/кг при ПДК не более 0,2 мг/кг. Наибольшее содержание данного элемента – 0,084 мг/кг, обнаружено также в мышечной ткани карася. Следует отметить, что и по ряду других показателей в пробах мышечной ткани карася установлены самые высокие значения. Так, содержание хрома в мышечной ткани карася составило 0,306 мг/кг при средней величине $0,096\pm0,0768$ мг/кг. После карася хром в больших количествах накапливается в мышечной ткани окуня – 0,140 мг/кг и ерша – 0,136 мг/кг. Содержание марганца значительно выше в мышечной ткани карася – 4,753 мг/кг при среднем показателе по группе $0,852\pm1,307$ мг/кг. Значительно ниже содержание марганца у леща – 0,807 мг/кг, щуки – 0,671 мг/кг и окуня – 0,623 мг/кг. У остальных рыб содержание марганца еще значительно ниже. По накоплению никеля также существенно выделяется проба мышечной ткани карася – 0,201 мг/кг. Далее, но уже в меньших количествах никель обнаружен в мышечной ткани ерша – 0,105 мг/кг и некоторых хищных рыб: окуня – 0,073 мг/кг, щуки – 0,063 мг/кг. В среднем, содержание никеля в мышечной ткани рыбы Оби и Иртыша составило $0,078\pm0,044$ мг/кг.

Содержание цинка значительно преобладает в мышцах карася – 24,135 мг/кг, в несколько меньших количествах цинк обнаружен в мышцах ерша – 17,6 мг/кг. У остальных рыб его содержание значительно меньше. В среднем, содержание цинка в рыбе составило – $8,178 \pm 6,597$ мг/кг. Самое высокое содержание меди обнаружено в мышцах плотвы из Оби – 1,103 мг/кг, несколько меньше у ерша – 0,950 мг/кг, и у карася – 0,871 мг/кг. В среднем, показатель содержания меди в рыбе составил – $0,496 \pm 0,375$ мг/кг. По содержанию железа выделяется проба мышечной ткани карася – 12,865 мг/кг, несколько меньшее количество установлено в тканях окуня – 10,229 мг/кг. Следует отметить, что уровень накопления железа в мышечной ткани различных видов рыбы существенно различается – от 12,865 мг/кг у карася до 2,801 мг/кг у судака. В среднем, содержание железа составило $7,537 \pm 2,735$ мг/кг. Самое высокое присутствие алюминия установлено в мышечной ткани леща – 5,886 мг/кг. Несколько меньше содержание у хищных рыб, окуня – 4,994 мг/кг и щуки – 4,584 мг/кг. Также сравнительно высокое содержание алюминия обнаружено в тканях карася – 4,730 мг/кг. В среднем, количество алюминия в мышцах рыб составило $2,864 \pm 1,873$ мг/кг. Присутствие ванадия обнаружено только в одной пробе в мышечной ткани карася – 0,315 мг/кг.

В заключение следует отметить, что содержание тяжелых металлов в парных пробах плотвы и язей из Оби и Иртыша по большинству показателей не имеет существенных отличий. Только в двух случаях отмечены значительные расхождения. Содержание меди в мышечной ткани плотвы из Оби в 2,2 раза выше, чем из Иртыша, а количество алюминия, напротив, в 3,8 раза выше у язя из Иртыша, чем из Оби.

Наиболее чистыми видами рыбы в плане накопления тяжелых металлов являются судак, плотва и налим, а к неблагополучным в этом плане можно отнести карася и ерша.

На основании результатов исследования трех последних лет можно сделать вывод, что содержание тяжелых металлов в мышечной ткани рыбы из Оби и Иртыша значительно ниже допустимых концентраций. По данным 2005 года, содержание свинца в различных видах рыбы составило от 0.034 до 0.244 мг/кг, в среднем 0.092 ± 0.058 мг/кг, что в 10,8 раза ниже ПДК. Наибольшее количество свинца было установлено в плотве, выловленной в Иртыше - 0.244 мг/кг. Содержание кадмия находилось в пределах 0.003 – 0.017 мг/кг, в среднем 0.009 ± 0.004 мг/кг, что также значительно ниже ПДК. Наибольшее количество установлено в пробе пеляди, пойманной в Оби. Средние показатели содержания железа составили 3.395 ± 2.726 мг/кг, меди 0.968 ± 0.412 мг/кг, цинка 2.505 ± 1.661 мг/кг.

В 2004 году содержание свинца в различных видах рыбы составляло от 0.015 до 0.186 мг/кг, при этом, среднее значение концентрации свинца в мышечной ткани рыбы, выловленной в Оби, было равно 0.036 ± 0.031 мг/кг, в Иртыше – 0.099 ± 0.073 мг/кг, что соответственно в 28 и 10.1 раза ниже ПДК. Содержание кадмия находилось в пределах 0.001 – 0.014 мг/кг. В среднем, содержание кадмия в рыбе Оби составило 0.003 ± 0.002 мг/кг, в Иртыше 0.008 ± 0.006 мг/кг, что в 67 и, соответственно, в 25 раз ниже ПДК.

2.12.7. Итоги мониторинговых исследований 2006 г.

1. Представлены результаты комплексного экологического обследования рек Оби и Иртыша в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Протяженность обследованного участка Оби от н.п. Соснино до заключи-

тельного створа, расположенного на 90,5 км ниже слияния Оби с Иртышем, составила 628,5 км, и Иртыша от н.п. Демьянское до впадения Иртыша в Обь, протяженностью 295 км. Исследованиям подверглись вода, донные отложения рек и пойменные грунты, а также основные виды рыб, обитающие в этих реках. В исследованных объектах определены основные химические показатели, содержание тяжелых металлов, нефтепродуктов, а также содержание техногенных радионуклидов – ^{137}Cs и ^{90}Sr .

2. Основными загрязнителями, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше, являются органические соединения, фенолы, нефтепродукты и тяжелые металлы. Концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах составили: органические соединения по БПК₅ – 1,52-3,45 ПДК, по ХПК(O₂) – 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.

3. Путем трансграничного переноса на территорию ХМАО по Оби и Иртышу поступают загрязненные воды с сопредельных территорий. Согласно результатов исследования, в воде Оби, поступающей на территорию ХМАО со стороны Томской области, уже содержится повышенное количество органических веществ по БПК₅ – 3,45 ПДК, по ХПК (O₂) – 2,29 ПДК; повышенное содержание железа – 5,51 ПДК; меди - 18 ПДК; цинка - 2,8 ПДК; свинца – 1,0 ПДК; алюминия – 2 ПДК; нефтепродуктов – 1,4 ПДК. По сравнению с результатами исследования других участков реки, на входном створе Оби отмечено самое высокое

содержание органических веществ по БПК₅ - 6,90 мг/дм³, меди – 0,018 мг/дм³, цинка – 0,028 мг/дм³, свинца – 0,006 мг/дм³. В пробах воды входного створа Иртыша отмечено повышенное содержание органических веществ, которые по БПК₅ составили 1,65 ПДК, а по ХПК (O₂) – 4,2 ПДК, общего железа – 7,51 ПДК, нефтепродуктов – 1,4 ПДК, фенолов – 8 ПДК, меди – 10 ПДК, цинка – 1,8 ПДК, марганца – 1,3 ПДК, алюминия – 2 ПДК.

4. По сравнению с результатами исследований 2004-2005гг., в 2006 году отмечено снижение содержания в воде ртути и свинца, но при этом установлено увеличение количества нефтепродуктов до 8 ПДК и фенолов до 25 ПДК, которых не наблюдалось в предыдущие годы. Распределение фенолов по Обь-Иртышской речной системе указывает на то, что источник поступления данного поллютанта располагается на территории ХМАО. На входном створе Оби в районе н.п. Соснино содержание фенолов не превышало ПДК, ниже по течению в районе Ханты-Мансийска содержание фенолов в воде возрастало до 25 ПДК.

5. Плотность запасов тяжелых металлов на квадратный метр в донных отложениях Оби составила: железа – 5,8 кг, алюминия – 4,0 кг, марганца – 132,68 г, цинка – 15,26 г, хрома – 7,24 г, ванадия – 7,73 г, свинца – 3,41 г, ртути – 7,0 мг. Плотность загрязнения нефтепродуктами составляет 2,25 г/м². В донных отложениях Иртыша: железа – 4,6 кг, алюминия – 3,3 кг, марганца – 133,5 г, цинка – 13,2 г, хрома – 7,8 г, ванадия – 6,6 г, свинца – 3,15 г, ртути – 5,0 мг, нефтепродуктов – 4,5 г на квадратный метр. По сравнению с результатами 2004-2005гг. произошло снижение большинства показателей. Плотность запасов нефтепродуктов в донных отложениях Оби снизилась в 2,4 раза, в Иртыше в 3 раза.

6. Определены плотности запасов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в донных отложениях и поймах Оби и Иртыша. Плотность запасов

^{137}Cs в пойме повышается по течению рек: в пойме Оби с 442 до 910 Бк/м², в пойме Иртыша – со 160 до 736,5 Бк/м², плотности запасов ^{90}Sr выше по уровню и также повышаются по течению: для Оби с 1939 до 2174 Бк/м², для Иртыша – от 1702 до 2433 Бк/м². Отмечена самая высокая из всех измеренных величина плотности запасов 3022 Бк/м² по ^{90}Sr в створе № 8 на Оби, находящемся в 95 км ниже устья Иртыша. Получены регрессионные уравнения, описывающие изменения плотности запасов в поймах рек.

7. Определены интегральные запасы радионуклидов в пойме Оби на участке от границы с Томской областью (Соснино) до Ханты-Мансийска (длина участка ~538 км) и на участке ниже устья Иртыша длиной 95 км, а также на Иртыше от устья р.Демьянки до Ханты-Мансийска (длина участка ~295 км). Запасы радионуклидов в пойме составили: 3,9 ТБк по ^{137}Cs и 11 ТБк по ^{90}Sr – в пойме Оби, а также 1,2 ТБк по ^{137}Cs и 6,6 ТБк по ^{90}Sr в пойме Иртыша. Суммарные запасы на обоих пойменных участках составили величины 5,1 ТБк ^{137}Cs и 17,6 ТБк ^{90}Sr .

8. Определены объемные активности (объемные концентрации) радионуклидов в исследованных створах рек и представлены регрессионные зависимости их изменения вдоль русла рек. Концентрации в воде радионуклидов возрастают по течению рек следующим образом: в Иртыше с 0,9 до 10 Бк/м³ по ^{137}Cs и с 20 до 44,2 Бк/м³ по ^{90}Sr (отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ снижается с 23,5 до 4,2), в Оби – с 3 до 6,3 Бк/м³ по ^{137}Cs и с 34,3 до 476 Бк/м³ по ^{90}Sr (отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ возрастает с 11,4 до 74,4).Объемные концентрации радионуклидов в воде рек по обоим радионуклидам на два-три порядка ниже установленного уровня вмешательства.

9. Расчет годовых стоков радионуклидов показал, что их поступление со стороны входного створа Оби от шести

до тринадцати раз превышает таковое со стороны Иртыша. Годовое поступление ^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет 480 ГБк, что почти в 13 раз превышает таковое со стороны Иртыша, равное 39 ГБк. По ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно 5480 и 920 ГБк с соотношением величин около шести. Во всех исследованных створах значения годовых стоков ^{90}Sr на порядок превышают значения годовых стоков ^{137}Cs .

10. Наиболее высокое содержание по ^{90}Sr зафиксировано для отловленных в районе Ханты-Мансийска окуня – 135 и 121 Бк/кг и леща – 98,2 Бк/кг, что близко или превышает допустимый уровень, равный 100 Бк/кг, лимитирующий употребление рыбы в пищу. По ^{137}Cs максимальные значения содержания зафиксированы на более низком уровне – 9,98 и 7,5 Бк/кг для карася и 9,6 и 9,0 Бк/кг для щуки, отловленных на Оби в районе Нижневартовска, однако указанные показатели не превышают установленного по ^{137}Cs аналогичного предельного уровня, равного 130 Бк/кг.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В I томе настоящей монографии помимо методической главы обобщен опыт проведения радиоэкологического мониторинга речных экосистем (реки Теча, Исеть, Тура и результаты исследований на реке Иртыш в 2004-2006 гг.).

В последующих томах книги будет рассмотрена информация по радиоэкологическому и химическому мониторингу Иртыша в другие годы, а также представлены данные по рекам Самсоновская, Лев, Вандрас, Демьянка и Обь, входящих в Обь-Иртышскую систему. Значительное место будет уделено мониторинговым исследованиям экосистем озер и искусственных водохранилищ (на примере водоема-охладителя Белоярской атомной электростанции).

ЛИТЕРАТУРА

1. 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.
2. 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.
3. Агафонов Б.М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков //Бюл. МОИП /Уральск. отд. 1958. Вып.1. С.97-102.
4. Агафонов Б.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 бачков //Сб. работ. лаб. биофизики. II. Проблемы биофизики: Свердловск, 1960. Тр. /Ин-т биологии УФ АН СССР; Вып. 12. С. 238-277.
5. Агре А.Л., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме // Мед. радиология. 1960. Т.5. №1. С. 67-73.
6. 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.

7. 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.
8. Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. 443 с.
9. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера, М.: Энергоиздат, 1982. 216 с.
10. 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.
11. 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. 752 с.
12. Бабаев Н.С., Демин В.Ф., Ильин Л.А., и др. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда. М.: Энергоатомиздат, 1984. 312с.
13. 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. Милюмово (Челябинская обл.) //Радиационная биология. Радиоэкология. 1993, т.33. вып. 2 (5). С.748-759.
14. Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов / Под ред. П.В.Рамзаева . М.: Энергоиздат, 1983. 112 с.

15. 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.
16. 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.
17. Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер М. И др. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения Горно-химического комбината // Радиохимия, 1999, т. 41, № 6, с. 563-568.
18. 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.
19. 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.
20. 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.
21. 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.

22. 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.
23. 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.
24. 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.
25. Боуэн Г., Гиббонс Д. Радиоактивационный анализ / Пер. с англ. Ю.В.Яковлева; Под. Ред. И.П.Алимарина. М.: Атомиздат, 1968. 360с.
26. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я. Сезонная динамика накопления ^{60}Co элодеей (*Elodea canadensis* Rich) //Экология. 1975. № 5. С.80-82.
27. 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. № 1. С.50-54.
28. Брагин Б.Н. Возрастные и сезонные особенности накопления стронция-90 сазаном /Экология гидробионтов Казахстана.- Алма-Ата: Наука, 1973. С.5-6.
29. 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.

30. Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Бородина Т.С., Искра А.А. В сб. Материалы международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий». М. 2005. С.294-299.
31. Верховская И.Н. Задачи, методы и перспективы радиоэкологических исследований в различных биогеоценозах //Методы радиоэкологических исследований. М.; 1971. С. 3-15.
32. 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 экологорадиационной обстановки региона. – Екатеринбург, 1994. С.134-144.
33. 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.
34. Вода. Общие требования к отбору проб. ГОСТ 51592-2000.
35. Войнар А.О. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека М.: Советская наука, 1953. С. 317.
36. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) /Под ред.В.Н.Чуканова. Екатеринбург, 1996. 168 с.
37. 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. 66с.

38. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов // Санитарно – эпидемиологические правила и нормы СанПиН 2.3.2.1078 – 01. М.,2001. С.13-35.
39. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. ГОСТ 17.1.5.01-80. 1980.
40. 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.
41. 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.
42. 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.
43. 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.
44. Дадашев Х.К., Григорян Э.В., Агамирова С.Н. Сокращение потерь нефтепродуктов с промышленными сточными водами нефтеперерабатывающих заводов. Баку, Азнефтеиздат. 1957. 138 с.

45. 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.
46. 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.
47. 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.
48. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей.- Новосибирск.- Издво СО РАН Филиал «Гео», 2004. 286с.
49. 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.
50. 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.

51. 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.
52. Изьюрова А.И. – Гигиена и санитария, 1950, № 1, с. 9.
53. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана /Под ред. А.И.Бурназяна.- М: Энергоатомиздат, 1990. 144с.
54. Катанская В.М. Методика исследования высшей водной растительности /Жизнь пресных вод СССР. М.: Наука, 1956. Т.4.,Ч.1, С.160-182.
55. Катанская В.М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза. Л.: Наука, 1979. 278с.
56. 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.
57. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности.- М., Атомиздат, 1977. 384 с.

58. Комплексное исследование загрязнения радионуклидами и тяжелыми металлами воды, донных отложений и гидробионтов рек Теча, Исеть и Миасс. Изучение влияния радиоактивных загрязнений на качество воды поверхностных и подземных горизонтов, донных отложений, почв в санитарно-охраных зонах рек Теча, Исеть и Миасс. Карттирование поймы и санитарно-охранной зоны рек Теча и Исеть. Отчет о НИР /ИПЭ УрО РАН. Научные руководители А.В.Трапезников, В.Н.Чуканов. Екатеринбург, 1993. 143с.
59. 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.
60. Кравцова Э.М., Барковский А.Н., Воробьев Б.Ф., Мшин 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.
61. Красовицкая М.Л. Вопросы гигиены атмосферного воздуха в районе нефтеперерабатывающих и нефтехимических предприятий. М.: Медицина, 1972. 170 с.
62. 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.
63. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин М.К. Радиохимия, 1994. т. 36. С.546-559.
64. Кулебакина Л.Г., Поликарпов Г.Г. Коэффициенты накопления стронция-90 в цистозире в различные сезоны и годы / Морская радиоэкология. Киев, 1970. С.174-181.

65. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология.- М.: Наука, 1975. 184с.
66. 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.
67. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем.- Свердловск,1988. 129с.
68. 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.
69. 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.
70. 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 б. т.46, №5.- С.597-604.

71. 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.
72. 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.
73. 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.
74. 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.
75. 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.
76. 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.

77. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р. Накопление стронция-90 в водных растениях /Радиоэкология водных организмов. Рига, 1972. Ч.1. С. 60-77.
78. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: Автореф. дис.. докт. геогр. наук. М.: МГУ.2008. 48с.
79. Ломако Л.В., Майер Л.Н., Черепнева В.С Материалы республиканского научно-технического совещания по изучению, комплексному использованию и охране водных ресурсов. Минск, 1965, с. 41.
80. Мамаева Л.К., Милицина О.А. Оценка загрязненности р.Каменка радионуклидами //Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. Часть 1. Изучение экологорадиационной обстановки региона.- Екатеринбург. 1994. С.106-112.
81. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224 с.
82. Мартин Ф. Д. Химия моря. – Л.: Гидрометеоиздат, 1973.- С. 83-96.
83. 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.
84. Марчюленене Д.П., Душаускене-Дуж Р.Ф. Зависимость уровня накопления радионуклидов в водных растениях от экологических факторов // Гидробиол. журн. 1984. № 6. С.67-73.

85. 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.
86. Меднис И.В. Справочные таблицы для нейтронно-активационного анализа.- Рига: Зинатне, 1974. 412с.
87. 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 здравоохран. СССР, 1980. 336с.
88. Методические указания по методам контроля. МУК 2.6.1.717-98. М.-Минздрав России, 1998. 60с.
89. Методологическое руководство по определению радиоактивного загрязнения в воде / Под ред. С.М.Вакуловского. М.: Гидрометеоиздат. 1986.
90. 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.
91. Мокров Ю.Г. Прогноз переноса стронция-90 с водами р.Течи. Часть I. //Вопросы радиационной безопасности. 1996а. №1. С.20-27.
92. Мокров Ю.Г. Прогноз переноса стронция-90 с водами р.Течи. Часть II. //Вопросы радиационной безопасности. 1996 б. №2. С.28-34.
93. Мокров Ю.Г. Полузэмирическая модель переноса стронция-90 с водами р.Теча // Вопросы радиационной безопасности. 1996 в. №3. С.19-27.

94. 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.
95. 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.
96. 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.
97. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Часть I. Озерск, Редакционно-издательский центр ВРБ. 2002. 172с.
98. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Часть II.- Озерск, Редакционно-издательский центр ВРБ. 2003. 143с.
99. 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.
100. Морозов И.В., Петров Г.Н. — В кн.: Теория и практика биологического самоочищения загрязненных вод. М., Наука, 1972, С. 42

101. Мунтян С.П. Изучение популяций рыб в условиях радиоактивного загрязнения среды //Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М., Наука. 1993. С.187-191.
102. 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.
103. 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. 1998.Т.40, №5. С.447-452.
104. 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.
105. 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 of Radiological Emergency. IAEA, Vienna.1990a. Р.373-403.
106. Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А. и др. Об аварии 29 сентября 1959 г. / Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в области атомной энергии. М., 1990 б . С. 39-48.
107. Никитин Д.П., Новиков Ю.В., Рошин 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.
108. Никонов Г.И. Биология плотвы в водоемах Тюменской области, ее промысловое значение // Тр.Обь-Газовского отд. СибрыбНИИпроект. 1977. Т. 4. С. 19-31.

109. 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.
110. Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.- Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России. 1999. 116с.
111. 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.
112. 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.
113. Организация и проведение радиационного мониторинга воды, поверхностных водных объектов, ихтиофауны и среды ее обитания. Отчет о НИР. – ИЭРиЖ УрО РАН, Екатеринбург, 2004, 103 с.
114. Организация и проведение радиационного мониторинга воды, поверхностных водных объектов, ихтиофауны и среды ее обитания. Отчет о НИР. – ИЭРиЖ УрО РАН, Екатеринбург, 2005, 98 с.
115. Офель И.Л. Судьба ^{90}Sr в пресноводном сообществе /Вопросы радиоэкологии.- М., 1968. С.222-230.

116. 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.
117. 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.
118. 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.
119. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Казинская И.Е. и др. Искусственные радионуклиды в промышленных водоемах ПО «Маяк» //Геохимия.- 2001.- №11.- С.1220-1229.
120. Панов Г.Е., Петряшин Л.Ф., Лысяный Г.Н. Охрана окружающей среды на предприятиях нефтяной и газовой промышленности. -М.: 1986. 244 с.
121. Передельский А.А. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общей биологии. 1957. Т. 18, № 1. С. 17-30.
122. 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. 304 с.
123. Петкович 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.

124. Петкевич А.Н. Биологические основы рационального рыбного хозяйства в Обь-Иртышском бассейне / Проблемы рыбного хозяйства водоемов Сибири. Тюмень, 1971. С.3-60.
125. 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.
126. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов, М.: Атомиздат, 1964. 295 с.
127. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона. Под ред. Шойгу С.К. М. 2002. 288с.
128. Пряхин Е.А., Мокров Ю.Г., Тряпицына Г.А. и др. Современное состояние экосистемы водоема В-11 Теченского каскада водоемов // Вопросы радиационной безопасности. 2009 а. Спецвыпуск 1. С.29-48.
129. Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Дерябина Л.В. и др. Некоторые показатели состояния биоты водоема В-17. Пилотные исследования // Вопросы радиационной безопасности. 2009 б. Спецвыпуск 1. С.86-91.
130. Радіонукліди у водних екосистемах України. Київ.-Чорнобильінтерінформ. 2001.18с.
131. Резников А.А., Муликовская Е.П., Соколов И.Ю. Методы анализа природных вод. – М.: Недра, 1970. С. 332.
132. Ресурсы поверхностных вод. Т.11. Л.: Гидрометеоиздат, 1973. 848с.
133. Риклефс Р. Основы общей экологии. – М.: Мир, 1979. С. 167-171
134. 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.

135. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. / Под ред. А.Д.Семенова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 541 с.
136. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб в водоемах, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС: Автореферат дисс. докт. биол. наук М.: 1998. 50с.
137. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Творчество научных изданий КМК, 2004. 215с.
138. 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.
139. 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.
140. 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.
141. 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.
142. Смагин А.И. Экология промышленных водоемов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале.- Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2007.- 190с.

143. Смагин А.И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале: Автoref.дис... докт биол.наук. Пермь, 2008. 50с.
144. Смирнов М.П., Тарасов М.Н. Гидрохимическая карта окисляемости речных вод Европейской части СССР и Кавказа. – // Гидрохим. Материалы, 1970, т 54. С. 19-33.
145. Смирнов М.П., Тарасов М.Н. Гидрохимическая карта окисляемости воды рек Азиатской территории СССР. - // Гидрохим. Материалы, 1971, т. 55. С. 56-68
146. Справочник по океанографическим приборам и оборудованию / Составитель Т.К.Масленникова, ответственный редактор Н.Н. Сысоев.- М.: Изд-во АН СССР, 1962. 112с.
147. Стрелков Р.Б. Метод вычисления стандартной ошибки и доверительных интервалов средних арифметических величин с помощью таблицы.- Сухуми: Алашара, 1966.- 41с.
148. Стукалов П.М. Радиоактивное загрязнение промышленного водоема ПО «Маяк» Старое болото. Часть 1. /Озерск, Редакционно-издательский центр ВРБ.- 2007.- 136с.
149. Стукалов П.М., Ровный С.И. Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО «Маяк» //Вопросы радиационной безопасности. 2009. Спецвыпуск 1. С.5-13.
150. Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Болсуновский А.Я. и др. Формы нахождения и запасы γ -излучающих радионуклидов, изотопов Ru, 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.

151. Тимофеев-Ресовский Н.В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Бот.журн. 1957. Т.42. № 2. С.161-194.
152. 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).
153. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963. 78 с.
154. 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.
155. 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.
156. Трапезников А.В. Накопление, распределение и миграция ^{60}Co в компонентах пресноводной экосистемы.- Автореф. дис.. канд. биол. наук. Свердловск, 1990. 24с.
157. 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.

158. 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.
159. 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.
160. 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. С.179-180.
161. 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.
162. 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.
163. 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.

164. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгаард 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.
165. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгаард Х., Нильсен С.П., Чен К. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча-Исеть // Экология. 2000а. № 4.С.248-256.
166. 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.
167. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем (на примере Уральского региона): Автореф. дис... докт.биол.наук. Екатеринбург, 2001.48с.
168. 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.

169. 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.
170. 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.
171. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И., Фомина Н.В., Вальц И.В., Лисовских Д.В. Влияние р.Иртыша на химические показатели воды р.Оби / Хроническое радиационное воздействие: медико-биологические эффекты.- Материалы III Международного Симпозиума.- Челябинск, 2005 в. С.146.
172. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. Екатеринбург: Изд-во УрГСХА. 2006. 390с.
173. 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.

174. 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. Мигуна и А.В. Трапезникова. Екатеринбург, 2007 б. С.67-102.
175. 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 в. 480с.
176. 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.
177. 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.
178. 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.
179. Трапезникова В.Н. Накопление, распределение и миграция ^{137}Cs в компонентах Белоярского водохранилища. Автореф. дис... канд. биол. наук. Екатеринбург, 1994. 17с.
180. 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.

181. 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.
182. Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды. - РД 18.595-96.1996.
183. 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.
184. 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.
185. Хасanova А.Б., Щербина Н.С., Калмыков С.Н. и др. Радиохимия, 2007. Т.49, №4. С.367-372.
186. Хатчинсон Д. Лимнология, – М.: Прогресс, 1969. 590 с.
187. 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.

188. 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.
189. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища.- Свердловск, 1992. 80с.
190. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб.- М.: Легкая и пищ.пром-сть, 1983. 208с.
191. Шуктомува И.И. Хроматографическое выделение изотопов урана и тория из почв, пород и растений с помощью ионообменных смол / Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Сыктывкар. 1980. С.73-75.
192. Экология Ханты-Мансийского автономного округа / Под ред. В.В.Плотникова. – Тюмень: СофтДизайн, 1997. С. 81-89.
193. 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.
194. 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.
195. 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.

196. 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.
197. 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.
198. Aarkrog A., Chen Q., Dahlgaard H., Nielsen S.P., Trapeznikov A., Pozolotina V. Evidence of ⁹⁹Tc in Ural River Sediments //J. of Environmental Radioactivity.- 1997 b. Vol.37, N2. P.201-213.
199. 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.
200. 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. T.43, №4. C.424-427.
201. 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.

202. Annual Report on Radioactive Discharges and Monitoring of the Environment /British Nuclear Fuels Ltd (1978-1994). Risley.UK. 1994. P.12-78.
203. Bayer A. The Radioecological Exposure of the Population in the Rhine- Meuse Region. Part II.- Commission of the European Communities. Luxembourg, 1982. p.57.
204. Bolsunovsky A. //Aquat. Ecol. 2004.38. P.57-62.
205. Bolsunovsky, A. & L. Bondareva Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River//J. Alloy. Compd. 2007. 444-445: 495-499.
206. Bolsunovsky, A., Ermakov, A. & A. Sobolev. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei river floodplain // Radiochim. Acta. 2007.95 (9): 547-552.
207. 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.
208. Brown L.R., Tischer R.G. Decomposition of petroleum products in our natural waters // Avail. CFSTI. From U. S. Govt. Develop. Rep., 1970, vol. 70, N 6, P. 118.
209. 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.
210. Cheremisinoff P.N., Habib J.H. Cadmium, chromium, lead, mercury: a plenary account for water pollution. P.I. – Occurrence, toxicity and detection. // «Water and Sewage Works», 1972, vol. 7, p. 78-80.

211. Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B. Cs-137 contamination of Techa flood plain near village Muslimovo /Proc.of Symposium on Radiation Measurements and Applications. 12-14 May 1998. Michigan. USA. 1998. P.72-75.
212. Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B. ^{137}Cs contamination of the Techa river flood plain near village Muslimovo //J.Environ. Radioactivity. 2000. Vol.50, №3. P 336-344.
213. 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.
214. 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.
215. Crespo, M.T., Gascon, J.L. and Acena, M.L., Sci.Total environ., 1993. 131/132. P. 383-391
216. Dean I.M. The accumulation of Zn-65 and other radionuclides by tubificid worms //Hydrobiologia. 1974. Vol.45, N 1. P.33-38.

217. 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.
218. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. //Technical Reports series N 172, International Atomic Energy Agency. Vienna. 1976. 131p.
219. Eikenberg J., Bajo S., Beer H. et al. Applied Radiation and Isotopes, 2004. V. 61. P.101-106.
220. Eisenbud M. Environmental Radioactivity / New York: Acad.Press. 1987.-475p.
221. 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.
222. Foulquier L., Baudin-Jaulent Y. Impact Radioecologique de l' Accident de Tchernobyl sur les Ecosystèmes Aquatiques. Ser. "Radiation protection, Vol.58. Cadarache. 1992.- 392p.
223. 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, Aquatic Environment Protection.: Lowestoft. 1989. 33 p.
224. 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.

225. 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.
226. 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.
227. 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.
228. 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.
229. 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.
230. Livingston, H.D., Mann, D.R., and Bowen, V.T., "Double-tracer studies to optimize conditions for the radiochemical separation of plutonium from large seawater samples." in Reference methods for marine radioactivity studies II, IAEA: Vienna, 1975. P. 69-76.
231. Livingston, H.D. and Cochran, J.K. J. Radioanal. and Nucl. Chem., 1987. 115. P. 299-308.

232. Mahon D.C., Matheewes R.W. Seasonal variation in the accumulation of radionuclides of the uranium series by yellow pond-lilly (*Nuphar lutea*) //Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1983. Vol.30, N5. P.575-581.
233. Methods of seawater analysis, 3rd edition, by Grasshoff, Ehrhardt and Kremling (Eds.), Verlag Chemie, Weinheim, Germany, Chapter 13. The analysis of natural radionuclides in seawater. 1999.39 p.
234. Morton S.D., Lee T.H. Algal blooms possible effects of iron. – «Environ. Sci. and Technol.», 1974, vol. 8, N 7, p. 673-674.
235. Murphy T.A. Environmental effects of oil pollution.- «J. Sanit. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.», 1971, vol. 97, N 3, p. 361-371.
236. 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.
237. 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 /Environmental Radioactivity in the Arctic, Osteras. 1995. P.57-64.
238. 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.

239. 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.
240. Salbu B. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 1987. V.112, No.1. P.169-174.
241. 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.
242. Tarswell C.M. Toxicity 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.
243. 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.
244. 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.
245. 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. 1993 b. V.65, N 5. P.481-488.

246. 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.
247. 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.
248. 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.
249. 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, 1995. P.68-71.
250. 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. Vol.3. P.197-199.

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	3
ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА I. МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ	18
1.1. Материал исследования пресноводных экосистем.....	18
1.2. Методика исследований.....	24
<i>1.2.1. Методика отбора природного материала в пресноводных экосистемах и предварительная подготовки его для анализов.....</i>	<i>24</i>
1.3. Методы определения содержания радионуклидов в компонентах пресноводных и наземных экосистем.....	26
<i>1.3.1. Методика гамма-спектрометрического анализа.....</i>	<i>26</i>
<i>1.3.2. Радиохимические методы</i>	<i>29</i>
1.4. Методика нейтронно-активационного анализа.....	41
1.5. Статистическая обработка результатов	43
ГЛАВА II. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ, ВКЛЮЧАЯ ИХ ПОЙМУ (на примере рек Обь-Иртышской речной системы).....	45
2.1.Общая характеристика рек Течи и Исети, подверженных воздействию ядерного предприятия «Маяк»	45

2.2. Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в воде рек	
Теча и Исеть	56
2.2.1. Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в воде реки Течи.....	56
2.2.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде реки Исеть	67
2.3.2. Содержание и распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях реки Исети и в ее затопленной пойме.....	87
2.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в гидробионтах рек Течи и Исети	104
2.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в гидробионтах реки Течи	104
2.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях рек Исети, Миасса и Тобола.....	109
2.5. Расчет запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в реках Тече и Исети и их пойме.....	113
2.5.1. Расчет запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в реке Тече и ее пойме	113
2.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в реке Исети и ее пойме.....	115
2.6. Определение возраста донных отложений	122
2.7. Идентификация радиоактивного загрязнения рек Течи и Исети с помощью анализа изотопных отношений в донных отложениях пойменных водоемов.....	125
2.8. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и рек Теча и Исеть, подверженных воз- действию предприятий ядерного топливного цикла.	129

2.9. Накопление, распределение и миграция ^{137}Cs в реке Тура и в ее пойменных водоемах	139
2.9.1. Общая характеристика реки Туры	139
2.9.2. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях пойменных водоемов реки Туры	144
2.9.3. Расчет запасов ^{137}Cs в пойме реки Туры в границах Тюменской области	145
2.9.4. Расчет годового поступления и выноса ^{137}Cs с водой реки Туры в границах Тюменской области.....	154
2.10. Накопление, распределение, миграция ^{90}Sr , ^{137}Cs , тяжелых металлов и других химических поллютантов в реках Иртыш, Обь и их пойме. 2004 г.	160
2.10.1.Общая характеристика рек Иртыш и Обь	160
2.10.2. Оценка уровней содержания и расчет годовых стоков ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа	165
2.10.3 Оценка уровней содержания и расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа	169
2.10.4 Оценка уровней содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауной рек Иртыши и Обь	187

<i>2.10.5 Оценка уровней содержания тяжелых металлов и других химических токсикантов в воде рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа</i>	189
<i>2.10.5.1. Биохимическое потребление кислорода (БПК₅).....</i>	194
<i>2.10.5.2. Химическое потребление кислорода (ХПК)</i>	195
<i>2.10.5.3. Величина pH.....</i>	197
<i>2.10.5.4. Азот общий.....</i>	199
<i>2.10.5.5. Азот аммония</i>	203
<i>2.10.5.6. Нитриты</i>	205
<i>2.10.5.7. Нитраты</i>	206
<i>2.10.5.8. Фосфор общий, фосфор фосфатов.....</i>	207
<i>2.10.5.9. Нефтепродукты.....</i>	209
<i>2.10.5.10. Железо.....</i>	213
<i>2.10.5.11. Свинец</i>	216
<i>2.10.5.12. Алюминий</i>	218
<i>2.10.5.13. Ртуть</i>	219
<i>2.10.5.14. Общий анализ загрязнения воды тяжелыми металлами и нефтепродуктами.....</i>	220
<i>2.10.6. Определение тяжелых металлов в донных отложениях</i>	240
<i>2.10.7. Содержание тяжелых металлов в рыбе.</i>	246
<i>2.10.8. Анализ, обобщение и оценка результатов исследований.....</i>	250

<i>2.10.9. Итоги мониторинговых исследований</i>	
<i>2004 г.</i>	252
2.11. Накопление, распределение, миграция ^{90}Sr, ^{137}Cs,	
тяжелых металлов и других химических	
токсикантов в реках Иртыш, Обь и в их пойме	
2005г.	258
<i>2.11.1. Оценка уровней содержания и расчет</i>	
<i>годовых стоков ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек</i>	
<i>Иртыши и Обь в границах Ханты-</i>	
<i>Мансийского автономного округа</i>	258
<i>2.11.2. Оценка уровней содержания и расчет</i>	
<i>запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек</i>	
<i>Иртыши и Обь в границах Ханты-</i>	
<i>Мансийского автономного округа</i>	264
<i>2.11.3. Оценка уровней содержания и</i>	
<i>накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауной рек</i>	
<i>Иртыши и Обь</i>	306
<i>2.11.4. Оценка уровней содержания тяжелых</i>	
<i>металлов и других химических токсикантов</i>	
<i>в воде рек Иртыш и Обь в границах Ханты-</i>	
<i>Мансийского автономного округа</i>	309
<i>2.11.5. Определение тяжелых металлов</i>	
<i>в донных отложениях</i>	336
<i>2.11.6. Содержание тяжелых металлов в рыбе.</i>	341
<i>2.11.7. Итоги мониторинговых исследований</i>	
<i>2005г.</i>	344
2.12. Накопление, распределение, миграция ^{90}Sr, ^{137}Cs,	
тяжелых металлов и других химических токсикан-	
тов в реках Иртыш, Обь и в их пойме. 2006 г.	350

<i>2.12.1. Оценка уровней содержания и расчет годовых стоков ^{90}Sr и ^{137}Cs в водорек Иртыши и Оби в границах Ханты-Мансийского автономного округа</i>	350
<i>2.12.2. Оценка уровней содержания и расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа</i>	358
<i>2.12.3. Оценка уровней содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs ихтиофауны рек Иртыши и Обь</i>	393
<i>2.12.4. Оценка уровней содержания тяжелых металлов и других химических токсикантов в воде рек Иртыши и Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа</i>	396
<i>2.12.5. Определение тяжелых металлов в донных отложениях.....</i>	437
<i>2.12.6. Содержание тяжелых металлов в рыбе.....</i>	444
<i>II.6.7. Итоги мониторинговых исследований 2006 г.</i>	449
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	454
ЛИТЕРАТУРА	455

Научное издание

Александр Викторович Трапезников

Вера Николаевна Трапезникова

Александр Васильевич Коржавин

Виктор Николаевич Николкин

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ТОМ I

Ответственный редактор

академик РАН,

доктор биологических наук, профессор **И.М. Донник**

Фото на обложке: А.Сунгурев

Подписано в печать: 20.11.2014 г.

Формат 60x84 1/16

Усл. печ. л. 31.

Тираж 350 экз.

Бумага «Гознак»

Издательство «АкадемНаука»

624250, Свердловская обл., г. Заречный,

ул. Ленинградская, 24 Б

Тел.: (34377) 7-22-44; 7-11-53

Переплет выполнен в ГУП СО «Режевская типография»

623750, Свердловская обл., г. Реж,

Ул. Красноармейская, 22

Тел.: (34364) 2-25-03, 2-15-32