На правах рукописи

УДК 574: 574.58 : 577.346

ТРАПЕЗНИКОВ Александр Викторович

РАДИОЭКОЛОГИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА)

03.00.16 – ЭКОЛОГИЯ

АВТОРЕФЕРАТ
диссертации на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Екатеринбург - 2001

Работа выполнена в Отделе континентальной радиоэкологии
Института экологии растений и животных
Уральского отделения Российской Академии Наук

Официальные оппоненты:

Академик РАСХН, доктор биологических наук,
профессор Р.М.Алексахин
доктор биологических наук, профессор Д.А.Беленков
доктор биологических наук, профессор И.М.Донник

Ведущая организация:

Пермский государственный университет им. А.М.Горького

Защита состоится ____ _____ 2001г. в ___ час. на заседании диссертационного совета Д.004.005.01 в Институте экологии растений и животных Уральского отделения РАН по адресу: 620144, г.Екатеринбург, ул.8 Марта, 202.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Института экологии растений и животных УрО РАН

Автореферат разослан «____»_____2001г.

Ученый секретарь
диссертационного совета Д 004.005.01
Кандидат биологических наук М.Г.Нифонтова

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

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

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; «Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов», 1983; Куликов, Чеботина,1988; Чеботина, Трапезников и др., 1992), но в настоящее время пока не создана единая теория радиоэкологии пресноводных экосистем. Определению роли и места радиоэкологии пресноводных экосистем среди других наук, задачам, которые призвана решать эта дисциплина, а также разработке методологических подходов посвящена настоящая работа. Особую актуальность разработка такой теории приобретает для водных экосистем Уральского региона, испытывающих на себе самые разнообразные по генезису радиационные воздействия. Так, северная часть региона находится в зоне влияния Новоземельского полигона ядерных испытаний, средняя и южная часть – производственного объединения «Маяк», где в 1949-1951, 1957 и 1967 годах произошли три тяжелейшие радиационные катастрофы. В настоящее время в Уральском регионе функционирует 8 ядерных реакторов, 6 мощных центров по переработке радиоактивных материалов, 6 центров по захоронению ядерных отходов. Только на ПО «Маяк» общая радиоактивность отходов составляет более 37 Эбк (1 миллиард Ku), что во много раз превышает выбросы радиоктивных материалов в результате Чернобыльской катастрофы («Радиоактивные...», 2000).

Чрезвычайно актуальным представляется исследование миграции, накопления и распределения радионуклидов в крупных водных экосистемах, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла. Именно поэтому, в качестве типичных образцов таких водных биогеоценозов нами были выбраны как объекты исследования реки Теча и Исеть на Южном Урале (в первую из них в 1949-1951гг. с ПО «Маяк» было сброшено более 100 ПБк (2,75 млн.Ku) радиоактивных отходов); озера Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль, расположенные на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) и Белоярское водохранилище – водоем-

охладитель Белоярской АЭС им.И.В.Курчатова, одной из первых в СССР промышленных атомных электростанций.

Цель и задачи исследования. Цель настоящей работы состоит в изучении экологических особенностей миграции и распределения ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ в основных типах водных экосистем Уральского региона (реки, озера, искусственное водохранилище) на примере рек Течи и Исети, подверженных воздействию жидких радиоактивных сбросов Производственного объединения "Маяк", озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа, и Белоярского водохранилища, служащего водоемом-охладителем Белоярской атомной электростанции. Исследованы все основные компоненты пресноводных экосистем (вода, донные отложения, водные растения, ихтиофауна), а также донные отложения водоемов, расположенных в поймах рек. Для достижения этой цели последовательно были решены следующие основные задачи:

1.На основании изучения динамики уровней концентрации исследуемых радионуклидов в воде рек Течи и Исети, озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное построены математические модели миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в водной среде речных и озерных экосистем; изучено распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища в разные годы и по сезонам года, а также вертикальная стратификация ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища; 2.С помощью математического моделирования рассчитана экстраполяционная концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль в начальный период после аварии на ПО «Маяк». По уравнениям регрессии сделаны прогностические расчеты концентрации радионуклидов в воде и донных отложениях в течение 100 лет, начиная с 1957г; 3.Проведено сравнение накопления ^{60}Co и ^{137}Cs макрофитами в условиях эксперимента и естественного водоема. Оценены уровни накопления ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs пресноводными растениями в зависимости от ряда экологических факторов; 4.В исследованных водных биогеоценозах выявлены виды гидробионтов, которые могут быть использованы в качестве индикаторов радиоактивного загрязнения водоемов; 5. На основании проведенных исследований построены математические модели, с помощью которых оценено интегральное содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ в слое 0-100 см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, расположенных вдоль рек Течи и Исети; 6. По результатам многолетних исследований и на основании математического моделирования проведена количественная оценка запасов исследуемых радионуклидов в основных компонентах речных и озерных экосистем, а также искусственного водохранилища; 7.Иденцифицированы источники радиоактивного загрязнения рек Течи и Исети с помощью анализа изотопных отношений в донных отложениях пойменных водоемов.

Научная новизна и теоретическая значимость работы заключается в решении крупной научной проблемы-исследование барьерной роли пресноводных

экосистем. Особенно важна количественная оценка барьерной роли крупных открытых водных систем – рек, закрытых – озер и полузакрытых – искусственных проточных водохранилищ. Все перечисленные типы водных биогеоценозов широко представлены в Уральском регионе. В настоящей работе показано, что расчет запасов радионуклидов в водных экосистемах является количественной оценкой барьерной функции этих биогеоценозов по отношению к переносу нуклидов за пределы данной экосистемы.

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

В защищаемой 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 натурных условиях изучена сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs представителями высших водных растений, а также влияние температурного фактора на накопление этих радионуклидов макрофитами и грунтами. Впервые исследовано вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде пресноводного водохранилища в условиях летней температурной стратификации. Проведена количественная оценка распределения ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ по основным компонентам пресноводных экосистем (реки, озера, искусственное водохранилище). Впервые на основе математического моделирования дан прогноз концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное в течение 100 лет, начиная с аварии 1957 года. Впервые дана количественная оценка запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в пойменных участках рек Течи и Исети. Впервые обобщены результаты многолетних исследований миграции, накопления и распределения ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в основных типах водных экосистем (реки, озера, искусственное водохранилище) Уральского региона, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла.

Основные положения работы, выносимые на защиту:

1.Пресноводные экосистемы выполняют барьерную роль по отношению к рассеянию радионуклидов в окружающей среде и она специфична для рек, озер и искусственных водохранилищ.

2.Процесс миграции и накопления радионуклидов в пресноводных экосистемах регулируется рядом исследованных факторов (температура водной среды, сезонность, стратификация водоема, эффект вымораживания).

3.Анализ вертикальной миграции радионуклидов в донных отложениях пойменных водоемов - основа информации о динамике радиоактивного загрязнения крупных речных экосистем.

4.Предложено использование метода изотопных отношений для идентификации источников радиоактивного загрязнения пресноводных экосистем.

Практическая значимость. Материалы диссертации использованы при разработке "Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона и мерах по оказанию помощи пострадавшему населению на период до 1995 года" и Федеральной целевой программы "Социальная и радиационная реабилитация населения и территорий Уральского региона, пострадавших вследствие деятельности ПО "Маяк" на период до 2000 года".

Материалы диссертационной работы использованы для выработки рекомендаций по ведению хозяйства в селе Бродокалмак на реке Тече. Показано, что необходимо соблюдать ограничительные меры при хозяйственном использовании этой реки.

На основании полученных данных совместно с ВНИИАЭС разработаны нормативы допустимых и рабочих сбросов ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ряда других радионуклидов в Белоярское водохранилище. Эти нормативы внедрены в практику работы Белоярской АЭС им.И.В.Курчатова в виде документа "Допустимые и рабочие сбросы радионуклидов в Белоярское водохранилище и Ольховское болото".

Результаты исследований по определению уровней содержания ^{60}Co и ^{137}Cs в представителях ихтиофауны Белоярского водохранилища используются в практике Свердловского рыбокомбината, которому переданы материалы в виде отчета по теме "Радиоэкологическое обоснование использования подогретых вод Белоярской АЭС для рыбохозяйственных целей".

Апробация работы. Основные положения диссертации доложены и обсуждены на международных, российских, всесоюзных и региональных конференциях, совещаниях, симпозиумах и конгрессах:

На X Совещании по координации научно-исследовательских работ, выполненных с использованием исследовательских ядерных реакторов (Свердловск, 1978), на I Совещании гидробиологов Урала (Свердловск, 1979), на I и II Всесоюзных совещаниях «Ядерно-физические методы анализа в контроле окружающей среды» (Ташкент, 1979; Рига, 1982), на Всесоюзной конференции «Радиационная безопасность населения и защита окружающей среды в связи с эксплуатацией атомных электростанций» (Димитровград, 1981), на Всесоюзном совещании по ядерно-физическим методам элементного анализа (Москва, 1983), на II Всесоюзной конференции по сельскохозяйственной радиологии (Обнинск, 1984), на Всесоюзном совещании «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС» (Свердловск, 1985); на II Всесоюзном координационном совещании «Эколого-генентические последствия воздействия на окружающую среду антропогенных факторов (Сыктывкар, 1989); на I и II Радиобиологических

съездах (Пущино, 1989; Киев, 1993); на I Всесоюзной конференции Ядерного общества СССР (Обнинск, 1990); на Рабочем совещании по проблемам радиоактивного загрязнения территорий, окружающих предприятия ядерно-топливного цикла (Вашингтон, США, 1991); на I Международном симпозиуме «Физические проблемы экологии, природопользования и ресурсосбережения» (Ижевск, 1992); на Конференции «Экологические проблемы загрязненных радионуклидами территорий Уральского региона» (Екатеринбург, 1992); на Научно-практической конференции «Реализация Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона» (Екатеринбург,1993); на Международной конференции «Загрязнение морей вокруг побережья СНГ» (Архангельск, 1993); на Международном симпозиуме по реабилитации радиоактивно-загрязненных территорий в Европе (Антверпен, Бельгия, 1993); на I и II Международных конференциях «Радиоактивность окружающей среды в Арктике» (Киркенес, Норвегия, 1993; Осло, Норвегия, 1995); на II Международной конференции «Радиобиологические последствия ядерных аварий» (Москва, 1994); на Семинаре Международного Союза радиоэкологов «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, 1994); на Рабочих совещаниях по проблемам радиоэкологии Обь-Иртышской речной системы (Национальная Лаборатория RISØ, Дания, 1994,1996, 1997, 1998; Харуэлл, Англия, 1996; Осло, Норвегия, 1997); на Высшей международной Школе НАТО по радиоэкологии, Заречный, 1995; на Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, 1996); на IX Международном конгрессе по радиационной защите (Вена, 1996); на Всероссийской научно-практической конференции «Радиационная безопасность Урала и Сибири» (Екатеринбург, 1997); на Третьем съезде по радиационным исследованиям (Москва, 1997); на научно-практической конференции «Проблемы развития атомной энергетики и радиационной безопасности населения регионов Урала и Западной Сибири» (Тюмень, 1998); на Рабочем совещании по проблемам радиоактивного загрязнения Уральского региона (Кадараш, Франция, 1999); на Рабочем совещании по проблемам радиоактивного загрязнения пресноводных экосистем (Марсель, Франция, 1999); на Международной конференции «Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и эволюции» (Дубна, 2000).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 103 печатных работы, в том числе 3 монографии.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, 5 глав, заключения, выводов, списка литературы и приложения. Работа содержит 426 страниц машинописного текста, 88 таблиц и 57 рисунков; список цитируемой литературы содержит 341 наименование, из них 83 на иностранных языках.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

ВВЕДЕНИЕ

Дано обоснование актуальности проблемы изучения миграции, накопления и распределения искусственных радионуклидов в пресноводных экосистемах Уральского региона. Показана научная новизна, теоретическая и практическая значимость темы исследований. Сформулированы цель и задачи работы, а также основные положения, выносимые на защиту.

ГЛАВА 1. РАДИОЭКОЛОГИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КАК НАУЧНАЯ ДИСЦИПЛИНА

1.1. Теоретический фундамент радиоэкологии

Теоретический фундамент радиоэкологии был заложен учением В.И Вернадского о биосфере, работами в области биогеохимии. В этих исследованиях показано, что живые организмы являются мощным геохимическим фактором, определяющим процессы миграции, накопления и распределения химических элементов в компонентах биосферы (Вернадский, 1922а, 1926а,б, 1929, 1938, 1940 а,б; Виноградов, 1932, 1935, 1937, 1944; 1952; Бруновский, Кунашева, 1935). Организмы, как правило, выступают в качестве концентраторов химических элементов, в связи с чем уровни содержания элементов в организме могут на несколько порядков величин превышать таковые во внешней среде (Вернадский, 1922б; Зенкевич, 1947, 1951). Накопление химических элементов организмами изучается также биогеоценологией – научной дисциплиной, созданной В.Н.Сукачевым. Основной задачей этой области знания является исследование баланса вещества и энергии в элементарных ячейках биосферы – биогеоценозах, а также изучение биогеоценотических связей между отдельными биогеоценозами (Сукачев, 1945, 1947, 1960, 1965, 1966, 1967). В этом плане классической является работа по экспериментальной радиационной биогеоценологии (Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1967), где радиоактивные изотопы рассматриваются в качестве «меченных атомов» для изучения судьбы химических элементов в биогеоценозах, а ионизирующее излучение – в качестве удобного и легко дозируемого фактора воздействия на организмы и их сообщества.

1.2.Место радиоэкологии пресноводных экосистем в ряду других научных дисциплин

В настоящее время выделяют две главные отрасли радиоэкологии – морскую и континентальную. Последняя изучает радиоэкологические процессы в биогеоценозах суши и внутренних водоемов. Отличительной чертой континентальных биоценозов по сравнению с морскими и океаническими является их большее разнообразие, а среда обитания организмов на континенте подвержена значительно большим изменениям (Куликов, Молчанова, 1975). Пресноводную радиоэкологию можно рассматривать в качестве самостоятельной области радиоэкологии, поскольку пресные водоемы существенно отличаются как от морских, так и от наземных биогеоценозов. Специфика

пресноводных экосистем проявляется в том, что в результате снижения фактора разбавления, концентрация радионуклидов в пресноводных водоемах, при радиоактивном загрязнении земной поверхности, возрастает гораздо быстрее, чем в морях и океанах, а слабая минерализация воды способствует более высокому накоплению радионуклидов гидробионтами и увеличению тем самым доз облучения этих организмов ионизирующей радиацией. Имеются специальные сводки и обобщения как в области морской (Поликарпов, 1964; Катков, 1985; Поликарпов, Егоров, 1986), так и пресноводной радиоэкологии (Тимофеева-Ресовская, 1963; Куликов, Молчанова, 1975; «Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов», 1983; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина, Трапезников и др.,1992), но в настоящее время пока не создана единая теория радиоэкологии пресноводных экосистем. Частично восполнить этот пробел призвана данная работа и, в частности, настоящая глава, целью которой является определение основных задач, решаемых пресноводной радиоэкологией, сиситематизвция и анализ экологических факторов, влияющих на аккумулирование радионуклидов компонентами водных биогеоценозов, разработка методологических подходов к исследованию миграции, накопления и распределения радиоактивных веществ в основных компонентах гидробиоценозов, а также оценка специфичности радиоэкологической ситуации, сложившейся в Уральском регионе.

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

Важнейшей задачей пресноводной радиоэкологии является исследование барьерной роли водных экосистем по отношению к миграции радиоактивных веществ. В настоящей работе 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 системы.

1.3.1.Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем

Сначала работы по исследованию распределения радионуклидов по основным компонентам пресноводных экосистем проводили в лабораторных условиях (Агафонов, 1958, Агафонов и др.,1960; Агре, Корогодин, 1960; Агре, 1962; Богатырев, 1962; Агре и др.,1964). Согласно этим работам исследуемые радионуклиды разделены на четыре основные группы по типу их распределения между водой, грунтом и биомассой: гидротропы, биотропы, педотропы и эквитропы (Тимофеева-Ресовская и др., 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963). В дальнейшем исследования проводились в основном в натурных условиях (Мешалкина, 1971; Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др.,1992; Трапезникова, 1994). Главным выводом из последних работ является то, что основным депо радионуклидов в пресноводных биогеоценозах являются донные отложения водоема, которые поглощают 90% нуклидов, затем следует

водная компонента (в пределах от 2% до 8%) и, наконец, гидробионты (так, высшие водные растения могут аккумулировать в общей сложности доли процента от суммарной активности в водоеме).

1.3.2.Радиационная емкость пресноводных экосистем

Способность экосистем накапливать и прочно удерживать поступающие в них радионуклиды является их фундаментальным свойством – радиоемкостью (Кутлахмедов и др., 1997). Впервые определение радиоемкости было предложено в работе (Агре, Корогодин, 1960). Наибольший вклад в разработку теории радиоемкости пресноводных экосистем внес Ю.А.Кутлахмедов с соавторами (Кутлахмедов и др., 1994, 1997; «Медико-биологические последствия...», 1998). Для измерения радиоемкости экосистемы предложено использовать параметр-фактор радиоемкости. Этот параметр характеризуется и (или) фиксируется в биотических или абиотических компонентах экосистемы («Медико-биологические последствия...», 1998).

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

1.4. Превращение пресноводной экосистемы в источник радиоактивного загрязнения окружающей среды

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

Любая природная водная экосистема не может быть абсолютно изолирована от внешнего мира и, следовательно, в нее происходит не только поступление радионуклидов, но осуществляется и их вынос. Наиболее ярко процесс транспорта радиоактивных веществ наблюдается в открытых водных системах - реках. Радионуклиды, поступающие в речные системы со сточными водами предприятий ядерного цикла, либо с площади водосбора переносятся на многие десятки и сотни километров. Ярким примером крупномасштабного регионального загрязнения радиоактивными веществами служит сброс в р.Течу в 1949-1951гг. порядка 100 ПБк (2,75 млн.Ku) радиоактивных отходов Производственным объединением "Маяк" на Южном Урале ("Генезис и концепция...",1993). Часть радионуклидов транзитом прошла через р.Течу и поступила в р.Исеть, входящую, как и первая река, в Обь-Иртышскую речную систему. Другая значительная часть нуклидов была депонирована в донных отложениях рек и в пойменных почвах.

В статьях (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 вышеупомянутых статьях. Это достаточно хорошая сходимость, если учесть, что исследования проводили на пойменных участках длиной 100км 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 радиоактивности рек Течи и Исети нами используется метод математического морделирования, 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 $^{239,240}Pu$ в воде , а также ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ – в донных отложениях реки Течи. В этих же работах показано, что концентрации ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде р.Течи экспоненциально уменьшаются с расстоянием от места сброса радионуклидов, а степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях реки от места сброса радиоактивных веществ.

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

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

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

Не очень значительная часть радиоактивности, содержащейся в пресноводной экосистеме, может поступать в пищевые цепочки представителей других экосистем. Так, личинки комаров, концентрируют радионуклиды из воды и донных отложений, в свою очередь, взрослые комары, которые уже относятся к представителям наземных экосистем, поедаются стрекозами, а последними питаются птицы. Другим примером служат проходные рыбы, которые в период нереста мигрируют из морских экосистем в пресноводные, в том числе – в реки и озера. Радиоэкологические аспекты подобной миграции детально исследованы в работах (Флейшман, 1971 а,б).

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

На аккумулирование радионуклидов компонентами любой водной экосистемы значительное влияние оказывают факторы внешней среды, наиболее значимыми из которых являются макро- и микроконцентрации химических элементов в водной среде, содержание в воде изотопных и неизотопных носителей, физико-химическое со-

стояние радионуклидов в воде и pH среды, температура воды, освещенность, трофность водоемов, сезонность как экологический фактор. Разработке этих вопросов большое внимание уделено в работах (Куликов, Молчанова, 1975; Куликов, Чеботина, 1988). В диссертации нами подробно рассмотрено действие ряда из вышеупомянутых факторов на накопление радионуклидов компонентами пресноводных экосистем.

1.6.Биоиндикация радиоактивного загрязнения

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

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

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

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

1.8.Специфичность радиоэкологической ситуации в Уральском регионе

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

Но есть радиоэкологические проблемы, которые специфичны для Урала и делают этот регион совершенно особенным на земном шаре. В 1949г на севере Челябинской области был осуществлен пуск первого в СССР комплекса по наработке плутония и переработке делящихся материалов, на базе которого было создано Произ-

водственное объединение «Маяк». В результате его пятидесятилетней 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 1949-1952гг. Второй крупномасштабный радиационный инцидент на этом предприятии был связан со взрывом емкости для хранения жидких высокоактивных отходов в 1957 году. Взрывом в окружающую среду было выброшено около 740 ПБк (20млн.Ku) радиоактивных веществ, из которых 74 ПБк (2млн.Ku) были рассеяны ветром в северо-восточном направлении, обусловив радиоактивное загрязнение северной части Челябинской, южной части Свердловской и небольшой территории Тюменской областей. Названная Восточно-Уральским радиоактивным следом (ВУРС), эта территория в границах минимально детектируемых уровней радиоактивного загрязнения – 0,1Ku (3,7ГБк) стронция – 90 на квадратный километр – имела площадь около 20 тыс км^2, а в границах плотности загрязнения 2 Ku(74ГБк) стронция-90 на квадратный километр, принятой за допустимый уровень безопасного проживания населения,- 1000км^2. На всей загрязненной территории проживало в момент взрыва около 300 тыс.человек («Генезис и концепция…»,1993).

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

ПО «Маяк» и сегодня продолжает оставаться источником радиоактивного загрязнения прилегающих территорий, сохраняется угроза новых крупномасштабных радиационных катастроф. Огромную потенциальную опасность представляет сосредоточение средне- и низкоактивных жидких отходов в открытых водоемах. В озере Карачай, являющимся приемником среднеактивных отходов, находится около 4,4 Эбк (120млн. Ku) радиоактивных материалов, преимущественно стронция-90 и цезия – 137. В каскаде промышленных водоемов, созданных в пойменной части верховьев р.Течи после прекращения сбросов в нее отходов радиохимического производства, накоплено 350 млн.м^3 загрязненной воды, являющейся по сути низкоактивными отходами с суммарной активностью около 7,4ПБк (0,2 млн.Ku).

Наличие поверхностных водоемов-хранилищ жидких отходов приводит к проникновению радиоактивных веществ в грунтовые и подземные воды. Под озером Ка-

рачай сформировалась линза загрязненных подземных вод объемом около 4 млн.$м^3$ и площадью до 10 $км^2$. Скорость пространственного перемещения радиоактивно-загрязненных подземных вод достигает 80 м/год («Заключение комиссии по оценке...», 1991). Существует возможность проникновения этих вод в другие водные структуры и выхода в поверхностные водоемы.

Выше уже было отмечено, что на территории Уральского региона помимо ПО «Маяк» сосредоточено значительное количество предприятий, связанных с производством, хранением и переработкой ядерных материалов, а также произведено большое количество подземных технологических ядерных взрывов, часть из которых сопровождалась выбросом радиоактивных веществ на поверхность.

Из всего вышеизложенного в этой главе следует, что поведение основных техногенных радионуклидов ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,249}Pu$ в пресноводных водоемах изучено далеко не достаточно. Проблема эта представляет несомненный интерес и требует всестороннего исследования с применением единого методологического подхода, прежде всего потому, что суммарное количество радиоактивных материалов на земном шаре, включенных в круговорот вещества, постоянно возрастает. В связи с этим проблема миграции и распределения данных радионуклидов в пресноводных экосистемах приобретает все большую актуальность.

ГЛАВА II. ОБЪЕКТЫ, МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Объектами исследования служили реки Теча и Исеть, относящиеся к Обь-Иртышскому бассейну, озера Тыгиш, Червяное, Большой Сунгуль, а также Белоярское водохранилище, расположенное на территории Свердловской области.

В 1949-1951гг жидкие радиоактивные отходы сбрасывались в реку Течу в 6 км от ее истока. В этот период было сброшено $76 \cdot 10^6$ $м^3$ отходов общей активностью 10^{17}Бк («Заключение комиссии по оценке...»,1991). Река Теча вытекает из озера Иртяш (Каслинский район Челябинской области) и впадает в реку Исеть на 353 км от устья. Длина Течи – 243км, а площадь ее водосбора равна 7600$км^2$. Река Исеть берет начало из озера Исетского в Свердловской области и впадает в реку Тобол на 437 км от устья. Общая длина реки 606 км, а площадь водосбора – 58900 $км^2$.

Озера Тыгиш,Червяное и Большой Сунгуль расположены на территории ВУРС в Каменском районе Свердловской области. Следует подчеркнуть, что оз.Тыгиш находится на центральной оси радиоактивного следа. Площадь акватории озера Тыгиш равна 6,7 $км^2$, а средняя глубина – 2,0м. Для оз.Червяного аналогичные характеристики составляют 6,2 $км^2$ и 2,5м, а для оз.Б.Сунгуль – 9,2 $км^2$ и 3,0м. Оз.Тыгиш – пресное, а озера Червяное и Б.Сунгуль – солоноватые.

Белоярское водохранилище расположено на Среднем Урале в 60км к востоку от г.Екатеринбурга. Водохранилище является водоемом-охладителем Белоярской атомной электростанции и создано в 1959-1963гг. в результате зарегулирования р.Пышмы в 75км от истока. Протяженность водоема составляет 20км, ширина напро-

тив Белоярской АЭС – 3 км, глубина по фарватеру р.Пышмы достигает 15-20 м, а площадь акватории – 47км^2. Белоярское водохранилище является гидрокарбонатно-кальциевым водоемом со средней степенью минерализации и слабощелощной реакцией среды. Ионный состав и концентрация ионов в воде по всей акватории водоема практически одинаковы.

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

Водная флора представлена в исследовании двадцатью видами растений, два из которых относятся к водорослям – кладофора (Cladophora glomerata (L.)Kütz), хара (Chara sp.) и восемнадцать – к высшим растениям. Последние разбиты на две экологические группы – водные и прибрежноводные макрофиты. К первой группе относятся: элодея (Elodea canadensis Rich), роголистник темнозеленый (Ceratophyllum demersum L.), рдест гребенчатый (Potamogeton pectinatus L.), рдест пронзеннолистный (P.perfoliatus L.), рдест курчавый (P.crispus L.), рдест сплюснутый (P.compressus L.), телорез обыкновенный (Stratiotes aloides L.), ряска малая (Lemna minor L.), уруть колосистая (Myriophyllum spicatum L.), ситник (Iuncus sp.), стрелолист (Sagittaria sagittifolia), ко второй – лютик жестколистый (Ranuncnlus circinatus Sibth.), рогоз широколистый (Typha latifolia L.), камыш озерный (Scirpus lacustris L.), белокрыльник болотный (Calla palustris L.), осока (Carex sp.), тростник обыкновенный (Phragmites communis) и сусак (Butomus umbellatus).

Ихтиологическим материалом для настоящей работы служили восемь видов пресноводных рыб: плотва (Rutilus rutilus), лещ (Abramis brama), линь (Tinca tinca), карась золотистый (Carassius carassius), карп (Cyprinus carpio), щука (Esox lucius), окунь (Perca fluviatilis), пелядь (Coregonus peled).

Донные отложения представлены в исследовании четырьмя типами: песчаный грунт, затопленная почва, песчано-илистый грунт, илистый сапропель.

Образцы воды, гидробионтов и грунтов в природных условиях отбирали в трех повторностях на каждую точку (на 1 повторность приходится 100-300 литров воды, 3 кг сырой массы растений и рыбы, от 200г до 2 кг грунта). Пробы воды подкисляли до слабокислой реакции, упаривали до 1-2 литров, после чего доводили до сухого состояния под лампой типа «ЗН» и озоляли в муфельной печи при 450°С.

Отбор проб донных отложений как в мелководных 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). Для исследования вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях глубоководной зоны Белоярского водохранилища использовали грунтовую

трубку ГОИН производства завода «Гидрометприбор», позволяющую извлекать грунтовые колонки с больших глубин без нарушения стратификации.

Водные растения высушивали до воздушно-сухого состояния, затем озоляли в муфельных печах при 450°С. Работу по количественному учету водной растительности в Белоярском водохранилище проводили по методике, приведенной в работе (Катанская, 1956).

Тушки рыб (без внутренних органов) высушивали при 105°С и озоляли при 450°С в муфельной печи.

В диссертации подробно описана методика проведения лабораторных опытов по изучению влияния температурного фактора на накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами и грунтами.

^{60}Co и ^{137}Cs в исследуемых образцах определяли по аналитическим линиям 1333 кэВ и 661 кэВ, соответственно. В 70-е и 80-е годы в качестве гамма-спектрометра использовали многоканальный амплитудный анализатор АИ-256-6 со сцинтилляционным NaI (Tl)- детектором типа «Лимон» с рабочим объемом 150х100мм. Погрешность измерения не превышала 10%. Предел обнаружения ^{60}Co составляет $7{,}4\text{-}9{,}2\cdot10^{-1}$ Бк при времени измерения равном 60 минутам; предел обнаружения ^{137}Cs составляет $7{,}0\text{-}9{,}0\cdot10^{-1}$ при том же времени измерения. В 90-е годы анализ проб на содержание ^{60}Co и ^{137}Cs проводили на гамма-спектрометрическом комплексе «Canberra» (США) с использованием германиевого полупроводникового детектора (разрешение 25%). Часть гамма-спектрометрических анализов выполнена в Национальной Лаборатории RISØ (Дания) с использованием германиевых полупроводниковых детекторов с высоким разрешением (30%-45%).

Определение ионов Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} и перманганатной окисляемости в воде проводили по стандартным методикам (Аринушкина, 1970). Определение стабильного изотопа ^{59}Co проводили с использованием нейтронно-активационного анализа по методике, описанной в работе (Моисеев, Трапезников и др.,1981).

Весь материал исследования подвергнуть статистической обработке. Доверительные интервалы средних арифметических величин рассчитаны для уровня значимости 5%. Значительная часть материала подвергнута анализу с применением математического моделирования.

ГЛАВА III. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ^{60}Co, ^{90}Sr И ^{137}Cs В БЕЛОЯРСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

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

Водная среда является связующим компонентом в экосистеме водохранилища. Радионуклиды, попадающие в водоем, прежде всего поступают в воду, переносятся с ней по всему водохранилищу и аккумулируются из нее грунтами и гидробионтами.

3.1.1. Динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в разные годы; 3.1.2. Динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде по сезонам года

В 1976-1987гг. исследована динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде четырех наиболее важных зон Белоярского водохранилища. Максимальные концентрации радионуклидов в воде отмечены в месте сброса подогретых вод АЭС (Теплый залив) и в районе Биофизической станции, расположенном в непосредственной близости от промливневого канала Белоярской АЭС, через который в водоем поступают дренажные и поверхностные воды с территории БАЭС. По мере удаления от этих зон в сторону верховья водохранилища (Щучий залив, верховье) концентрация радионуклидов заметно снижается (табл.).

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

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

В этой же таблице приведены данные по содержанию радионуклидов в воде контрольного водоема – Рефтинского водохранилища, расположенного в 45 км на северо-восток от Белоярского водоема, близкого к последнему по морфометрическим показателям и используемого в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭС. Из таблицы видно, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Рефтинского водохранилища меньше, чем в любом из районов Белоярского водоема, а содержание ^{60}Co вообще находится ниже предела обнаружения. Отсюда следует, что даже район верховья Белоярского водохранилища, находящегося за пределами 10-километровой наблюдательной зоны БАЭС, испытывает влияние атомной электростанции.

На примере Теплого залива проанализирована динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища по сезонам 1978 года. В целом концентрация радионуклидов колеблется незначительно и выраженных отличий для какого-либо сезона не наблюдается.

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

Определены уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs по оси водохранилища: в нижней части водоема, районе БАЭС, зоне Щучьего залива и вблизи высоковольтной

линии, являющейся границей наблюдаемой зоны БАЭС. Показано, что радионуклиды достаточно равномерно распределяются по центральной части водоема на протяжении от плотины до высоковольтной линии. Полученные результаты положены в основу модели распределения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде водохранилища для расчета нормативов допустимых сбросов радионуклидов в водоем-охладитель Белоярской АЭС.

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

Проведено исследование вертикального распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водоема-охладителя. Для всех исследованных точек показано, что концентрация радионуклидов в слое воды, расположенном над термоклином, статистически достоверно ниже, чем в придонном слое в 1,3-1,6 раза. В среднем для ^{60}Co это различие составляет 1,4 раза, а для ^{137}Cs - 1,5 раза. Эти различия могут быть объяснены тем, что в глубоководной зоне водоема идет обмен радионуклидами между донными отложениями и водной средой, а в силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубоководными слоями отсутствует, в придонной части водоема и наблюдается повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs.

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

Как отмечалось выше, величины концентраций радионуклидов в водной фазе по фарватеру водоема близки для всех исследованных зон водохранилища. На основании этих данных рассчитаны усредненные по основным зонам водоема концентрации исследуемых радионуклидов в воде водохранилища, которые составляют: для ^{60}Co – $2{,}5 \cdot 10^{-2}$ Бк/л, для ^{90}Sr – $4{,}3 \cdot 10^{-2}$ Бк/л, для ^{137}Cs – $4{,}4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л. Используя эти значения и величину годового сброса воды из водоема-охладителя (195 млн. $м^3$), рассчитали вынос радионуклидов с водой из водохранилища. Эта величина составляет: для ^{60}Co - $4{,}9 \cdot 10^9$ Бк, для ^{90}Sr - $8{,}4 \cdot 10^9$ Бк, для ^{137}Cs - $8{,}6 \cdot 10^9$ Бк.

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

Проведено экспериментальное исследование распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в системе вода-лед в специальных сосудах, помещенных в траншеи, прорубленные в толще льда водоема. В результате процесса вымораживания лед оказывается обедненным радионуклидами по сравнению с подледной водой и коэффициенты его очистки от нуклидов составляют: для ^{60}Co - от 24 до 76; для ^{137}Cs - от 26 до 737 единиц. Эффект «очистки» льда ранее отмечался рядом исследователей (Батурин и др., 1978; Боченин, 1978). Полученные результаты имеют практический выход: в случае загрязнения водоемов ^{60}Co и ^{137}Cs следует использовать воду из растаявшего льда, а не подледную, обогащенную радионуклидами.

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

Роль донных отложений в поглощении и перераспределении радионуклидов в пресноводных экосистемах чрезвычайно велика. Наряду с живыми организмами, а также отмирающими частями растений, они активно аккумулируют из воды радионуклиды и, являясь основным депо излучателей, служат барьером на пути рассеяния радионуклидов из водных экосистем.

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

Определено содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах грунтов Белоярского водохранилища. Всего проанализировано на содержание этих радионуклидов более 160 проб. Показано, что в 50% образцов донных отложений, отобранных в наблюдаемой зоне водоема-охладителя, превышено двукратное среднее содержание радионуклидов в грунтах контрольного участка водоема. В донных отложениях непосредственно наблюдаемой зоны водоема-охладителя концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в целом постоянна и отличается только в зависимости от типа грунта. Ранее было отмечено, что исследуемые радионуклиды довольно равномерно распределены в воде разных зон центральной части водохранилища. Очевидно, эти два явления напрямую связаны, что свидетельствует о том, что ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, поступающие в водоем в результате работы АЭС, достаточно равномерно распределяются между водой и грунтами наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища.

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

Определены коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs для илистого сапропеля, затопленной почвы и песка, отобранных в разных зонах Белоярского водохранилища. Для всех типов грунта КН ^{60}Co и ^{137}Cs имеют более высокие значения, чем аналогичные величины, рассчитанные для ^{90}Sr. Показано, что значения коэффициентов накопления радионуклидов у илистого сапропеля максимальны и варьируют для ^{60}Co - от 13080 до 25220, для ^{90}Sr - от 610 до 1590, для ^{137}Cs - от 12980 до 22050. Для песчаного грунта значения КН минимальны и находятся в следующих пределах: для ^{60}Co - от 710 до 1240, для ^{90}Sr - от 190 до 410, для ^{137}Cs - от 910 до 2650. Повышенное накопление радионуклидов илистым сапропелем, видимо, связано с большей емкостью поглощения и прочностью фиксации нуклида в этом виде донных отложений, богатом органическими соединениями. Он с успехом может быть использован в качестве индикатора радиоактивного загрязнения водных экосистем.

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

Исследовано влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs разными типами грунтов в лабораторном эксперименте и в условиях водоема-охладителя. Показано, что повышение температуры водной среды приводит к увеличению коэффициентов накопления ^{60}Co у всех исследованных типов донных отложений как в лабораторных, так и в природных условиях. Накопление ^{60}Co в грунтах Теплого залива значительно выше, чем в донных отложениях контрольного (по температурному фактору) Щучьего залива. Отмечено, что поглощение ^{137}Cs грунтами в условиях эксперимента практически не зависит от температуры. В то же время значения КН этого излучателя для грунтов Теплого залива значительно выше, чем в контроле, что следует отнести за счет дополнительного поступления ^{137}Cs в водоем-охладитель в результате работы АЭС. Что касается ^{90}Sr, то показано, что температурный фактор не оказывает влияния на накопление этого радионуклида донными грунтами ни в лабораторных, ни в природных условиях.

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

Проведено сравнение коэффициентов накопления ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co в затопленной почве водохранилища. Отмечено, что КН стабильного изотопа кобальта превышают аналогичные величины для радионуклида в 3,6 раза. Более высокие значения коэффициентов накопления первого можно объяснить тем, что они являются предельными, то есть теми величинами, к которым в равновесных условиях должны приближаться значения коэффициентов накопления ^{60}Co.

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

Водные растения являются одним из важнейших компонентом пресноводных экосистем. Они продуцируют основную массу органического вещества, обладают высокой способностью к концентрированию радионуклидов и, в силу этого, оказывают значительное воздействие на судьбу радиоактивных веществ в пресноводных водоемах.

Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs представителями пресноводной ихтиофауны, в целом, к настоящему времени изучено в меньшей степени, чем пресноводными растениями. Имеющийся материал по сравнительному изучению накопления исследуемых радионуклидов представителями водных растений и ихтиофауны показывает, что рыбы по отношению к радионуклидам обладают значительно более низкой аккумулирующей способностью. В то же время ихтиофауна является важным звеном пресноводных экосистем прежде всего по тому, что служит конечным звеном трофической цепочки, замыкающимся на человека.

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

Определены коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs для доминирующих видов растений Белоярского водохранилища. Отмечено, что величины КН ^{60}Co в среднем значительно выше, чем аналогичные значения для ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Определены коэффициенты накопления ^{60}Co у четырнадцати видов пресноводных растений в природных и экспериментальных условиях и отмечена близость этих значений, в целом. Это говорит о сравнительно большой подвижности кобальта в системе вода-водные растения и о том, что равновесие в этой системе может быть достигнуто за период времени, близкий к времени проведения эксперимента. Коэффициенты накопления ^{60}Co, рассчитанные на сухую массу, достигают значительных величин - от сотен единиц до нескольких десятков тысяч. В то же время КН ^{137}Cs в природных условиях, как правило, выше, чем в экспериментальных. Это может быть объяснено разным временем, необходимым для установления изотопного равновесия в системе вода-водные растения в природных и лабораторных условиях для ^{60}Co - с одной стороны и для ^{137}Cs – с другой.

Типичные водные растения накапливают ^{60}Co и ^{137}Cs в гораздо большей степени, чем прибрежноводные. Это можно объяснить тем, что первые целиком или основными своими частями постоянно находятся в воде и обладают, поэтому, гораздо большей поглащающей поверхностью, чем вторые, значительная часть которых находится в воздушной среде.

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

Исследована сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs элодеей и роголистником темнозеленым в условиях водоема-охладителя АЭС. У обоих видов растений в течение двух лет четко прослеживаются максимумы накопления ^{60}Co в июле (рис.1). Эти пики можно объяснить увеличением биологической активности растений в летние месяцы. Видимо, эти процессы связаны с подогревом воды, поскольку в июле ее температура достигает наивысших значений. Величины КН ^{60}Co у элодеи и роголистника в натурных условиях могут изменяться в зависимости от сезона года в 5-6 раз. Также в течение двух лет исследована сезонная динамика накопления ^{90}Sr, Ca и суммы зольных элементов элодеей в зависимости от сезона года. Показано, что накопление радионуклида этим видом подчиняется четкой сезонной ритмике. Следует подчеркнуть, что синхронно накапливаются элодеей как ^{90}Sr, так и Ca, а также сумма зольных элементов. Для них пики максимального накопления приходятся, как правило, на сентябрь. В зимние месяцы (декабрь-февраль) содержание указанных элементов в растениях характеризуется наиболее низкими показателями. В случае с ^{137}Cs, четкой сезонной ритмики накопления этого радионуклида макрофитами не отмечено.

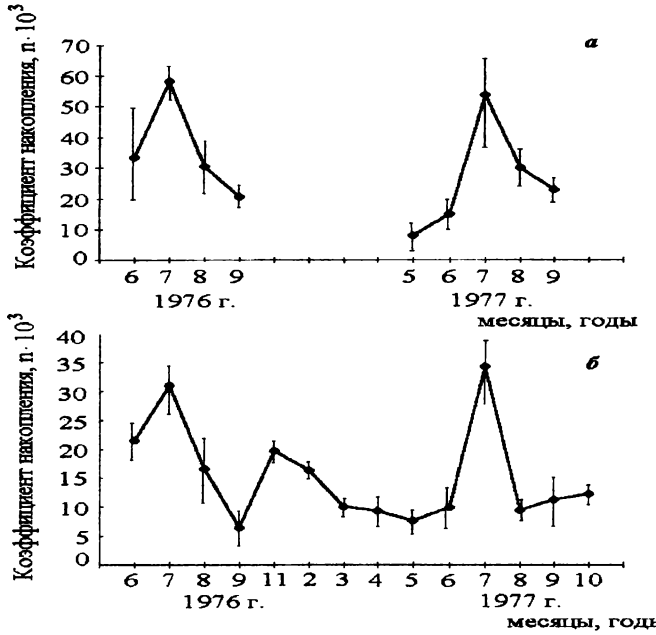


Рис.1. Накопление ^{60}Co роголистником темнозеленым (а) и элодеей (б). Теплый залив, 1976-1977гг.

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

Исследовано влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами в природных условиях и в эксперименте. Так, показано, что значение коэффициентов накопления ^{60}Co у элодеи, отобранной в районе сброса подогретых вод АЭС в среднем в 4,9 раза выше, чем у растений с контрольного (по температурному фактору) участка водоема-охладителя. Влияние температуры на накопление макрофитами ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях Белоярского водохранилища проявляется в значительно меньшей степени: в зоне подогрева воды КН увеличились всего лишь на 18-20%, но и эти различия статистически недостоверны.

В лабораторных условиях изучено накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs шестью видами пресноводных растений при разной температуре воды. Показано, что увеличение температуры воды с12^{0}С до 28^{0}С вызывает возрастание накопления ^{60}Co макрофитами в 1,7-4,7 раза. Таким образом, как в лабораторных опытах, так и в условиях природного водоема, повышение температуры воды заметно увеличивает накопление ^{60}Co пресноводными растениями. Следует отметить, что при воздействии температурного фактора на накопление этого радионуклида представителями водной

флоры, последние характеризуются видовой специфичностью. Показано, что при повышении температуры воды от 12 ^{0}C до 28^{0}C коэффициенты накопления ^{137}Cs увеличились от 1,5 до 3 раз. Аккумулирование ^{90}Sr макрофитами в лабораторных условиях практически не зависит от температурного фактора.

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

Для оценки степени влияния АЭС на уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной растительности водоема-охладителя проведено определение концентрации этих радионуклидов в шести видах пресноводных растений, отобранных в разных зонах Белоярского водохранилища. Установлено, что уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях одного и того же вида в своем большинстве статистически не отличаются в пределах наблюдаемой зоны водохранилища и достоверно превышают концентрацию радионуклидов в растениях из контрольного района.

3.3.5. Исследование путей поступления кобальта в пресноводные растения

Использован метод изотопных отношений для решения вопроса о путях поступления кобальта в пресноводные растения. Показано, что этот элемент поступает в организм водных растений преимущественно из водной среды, а не из грунта.

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

Определены уровни содержания и коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs в шести видах свободноживущих рыб Белоярского водохранилища (плотва, лещ, карась, линь, карп, щука). Отмечено, что представитель хищных рыб -щука накапливает ^{137}Cs в большей степени, чем другие виды рыб. Карп проявляет наиболее низкую накопительную способность по отношению к радиоцезию. Различия в накоплении ^{137}Cs разными видами рыб можно объяснить их видовыми особенностями и свойствами поедаемого корма. ^{60}Co аккумулируется ихтиофауной Белоярского водохранилища весьма слабо. Его концентрация в свободноживущей рыбе в несколько раз ниже, чем содержание ^{137}Cs, а коэффициенты накопления ^{60}Co в 10-20 раз ниже, чем радиоцезия.

Показано, что концентрация ^{137}Cs в плотве, отловленной на Теплом заливе выше, чем содержание этого радионуклида в рыбе из верховья водохранилища в среднем в 2,3 раза. Повышенное накопление ^{137}Cs в рыбах в зоне подогрева объясняется не только тем, что в воде Теплого залива из-за близости промливневого канала БАЭС поддерживаются более высокие уровни содержания радионуклида, но и тем, что при повышении температуры водной среды активизируются обменные процессы в организме рыб, приводящие к увеличению накопления радионуклидов, в том числе и гидробионтами, которые служат пищей для рыб.

Отмечено, что содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной в контрольном Рефтинском водохранилище, где присутствие радионуклида обусловлено только глобальными радиоактивными выпадениями, меньше, чем концентрация ^{137}Cs в представителях

ихтиофауны этого вида из Теплого залива и верховья Белоярского водохранилища в 13-40 раз и в 7-18 раз, соответственно.

В результате анализа данных по многолетней динамике содержания ^{137}Cs в воде и плотве Белоярского водохранилища установлено, что за повышением концентрации радионуклида в воде следует некоторое возрастание содержания нуклида в рыбе, а по мере снижения концентрации в воде отмечается постепенное уменьшение содержания радионуклида в плотве. Отмечено, что максимальная концентрация ^{137}Cs в рыбе достигается с некоторым запозданием (через 1-4 месяца после установления максимального содержания радионуклида в воде), что по всей вероятности связано с его перераспределением в пищевых цепях до поступления в организм рыб.

Проведен сравнительный анализ уровней содержания ^{137}Cs в садковом и свободноживущем карпе из зоны подогрева Белоярского водохранилища, а также данных о концентрации этого радионуклида в садковом карпе из Рефтинского водохранилища. Показано, что содержание ^{137}Cs в садковом карпе из Белоярского водоема более, чем в 3 раза выше, чем из Рефтинского, что можно связать с дополнительным поступлением радионуклида в результате работы БАЭС. Вместе с тем садковый карп Белоярского водохранилища содержит ^{137}Cs примерно в 3 раза меньше, чем свободноживущий карп, отловленный в этом же районе. Это связано с тем, что садковый карп питается радиоактивно чистым искусственным кормом, в то время как карп, свободно обитающий в водоеме, использует корм, обогащенный радионуклидом. Помимо этого более низкая концентрация ^{137}Cs в садковом карпе может быть объяснена менее длительным его пребыванием в водоеме.

3.3.7. Накопление стабильного изотопа ^{59}Co в рыбах

Определены уровни содержания и коэффициенты накопления стабильного изотопа ^{59}Co в ряде представителей ихтиофауны водоема-охладителя Белоярской АЭС. Концентрация микроэлемента в рыбах находится в пределах от $4{,}4 \cdot 10^{-8}$ до $6{,}7 \cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы. Отмечено, что коэффициенты накопления ^{60}Co у трех изучавшихся видов рыб в 6-16 раз меньше, чем КН стабильного кобальта. Более высокие значения коэффициентов накопления микроэлемента можно объяснить тем, что они являются предельными, то есть теми величинами, к которым в равновесных условиях должны приближаться значения коэффициентов накопления ^{60}Co.

3.3.8. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs в рыбе

Проведено лабораторное исследование уровней накопления ^{60}Co и ^{137}Cs карасем при температуре воды 22°С и 32°С. Показано, что коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs у особей исследованного вида на 16-е сутки опыта при 32°С выше, чем при 22°С в 2,3 и 1,5 раза, соответственно. Полученные результаты дают основание считать, что при расчетах, связанных с оценкой уровней содержания ^{60}Co и ^{137}Cs в их-

тиофауне, необходимо делать поправку на двукратное увеличение концентрации радионуклидов в рыбах, обитающих в водоемах, подверженных тепловому сбросу.

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

В предыдущих разделах настоящей главы изложены результаты исследования уровней содержания и накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах пресноводного водохранилища. Однако, одной из главных задач настоящей работы является обобщение информации об уровнях содержания радионуклидов в основных компонентах пресноводного биогеоценоза и расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресноводной экосистеме. В настоящее время имеется очень немного работ, в которых бы ставился подобный вопрос. Такие исследования важны для понимания процессов перераспределения излучателей между водой, грунтом и биомассой в пресноводных экосистемах. Имеется также практический аспект подобных работ: результаты оценки запасов радионуклидов в основных компонентах водоемов-охладителей АЭС могут быть использованы для прогнозирования распределения радиоактивных веществ в пресноводных биогеоценозах в результате гипотетических радиационных аварий на атомных электростанциях.

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

Запасы радионуклидов в воде водоема-охладителя составляют: ~ 6600МБк ^{60}Co, ~ 9900 МБк ^{90}Sr и ~ 12000 МБк ^{137}Cs. Основные запасы этих излучателей сосредоточены в нижней и центральной зонах водоема-охладителя, что составляет для ^{60}Co - 56% и 43%, для ^{90}Sr - 46% и 53% и для ^{137}Cs - 53% и 47%, соответственно, от общего количества радионуклидов в воде водохранилища. В верховье же содержится незначительная часть от суммарных запасов излучателей в водной компоненте водоема. Так, для ^{60}Co эта величина составляет 0,3%, для ^{90}Sr - 0,4% и для ^{137}Cs - 0,3%.

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

Интегральные запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища, рассчитанные для десятисантиметровой глубины как в прибрежной, так и в глубоководной частях водоема составляют 238 ГБк, 114 ГБк и 656ГБк, соответственно. Основные запасы ^{60}Co содержатся в нижней части водоема (94ГБк), что составляет 40% от общего количества радионуклида в грунтах, а наименьшая часть запасов этого излучателя приходится на верховье водохранилища (3 ГБк), что соответствует 1% от суммарного количества ^{60}Co в донных отложениях. Также максимальная доля ^{90}Sr от всего запаса радионуклида в грунтах водоема приходится на нижнюю часть водохранилища (68 ГБк или 60%), а минимальная - на Теплый залив (1 ГБк или 1%). Что касается ^{137}Cs, то основные запасы этого радионуклида (335 ГБк или 51%) содержится

в центральной части водоема, а наименьшая часть (15 ГБк или 2%) в верховье Белоярского водохранилища.

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

Рассчитаны запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища. Они составляют: для ^{60}Co ~ 12,0 МБк, для ^{90}Sr ~ 2,3 МБк и для ^{137}Cs ~ 2,8 МБк. Отмечено, что для всех исследованных радионуклидов основная часть радиоактивности депонирована в ряске малой, а наименьшая часть - в рдесте гребенчатом.

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

Оценена доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема - от 92% для ^{90}Sr до 98% для ^{137}Cs. Далее в процентном соотношении следует вода - от ~ 2% для ^{137}Cs до 8% - для ^{90}Sr. Относительные запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы - от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента - для ^{60}Co.

При этом донные отложения водоема выполняют основную барьерную роль, препятствуя выносу радионуклидов за пределы водохранилища, а вода – главную транспортную функцию.

ГЛАВА IV. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ОЗЕРАХ ТЫГИШ, БОЛЬШОЙ СУНГУЛЬ И ЧЕРВЯНОЕ

В результате аварийного взрыва на Производственном объединении «Маяк» в 1957г. радионуклиды активностью порядка 2 миллиона кюри (74 ПБк) создали радиоактивное облако, которое прошло над Челябинской, Свердловской и Тюменской областями, образовав Восточно-Уральский радиоактивный след. В момент взрыва основная доля радиоактивности в выброшенном в окружающую среду материале пришлось на коротко- и среднеживущие радионуклиды и только лишь 5,4% - на ^{90}Sr (период полураспада – 29,1 года). В течение последующих 8 лет коротко- и среднеживущие нуклиды распались и основным радиоактивным загрязнителем территории ВУРСа оказался ^{90}Sr. На протяжении последних десятилетий радиационная обстановка на озерах ВУРСа изменялась под влиянием ряда факторов, из которых следует отметить естественный радиоактивный распад поступающих в водоемы нуклидов, перераспределение их между основными компонентами водоемов, поступление радионуклидов с берегов озера Карачай в 1967г. вследствии ветрового переноса, в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986г., а также со стоком с территории водосбора водоемов.

В 1992 г.,1993г. и в 1996г. нами было проведено радиоэкологическое исследование озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное, расположенных на территории ВУРСа в Свердловской области (часть акватории оз.Червяное находится в Челябин-

ской области). Были исследованы основные компоненты этих водоемов (вода, донные отложения, водная растительность, ихтиофауна).

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

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

Показано, что в воде озера Тыгиш с 1964г. (литературные данные) по 1996г. содержание ^{90}Sr уменьшилось в 23,4 раза, а концентрация ^{137}Cs (с 1968г по 1996г.) в 33,3 раза.

Изменение концентрации радионуклидов в воде озера Тыгиш (рис.2) описывается следующими регрессионными уравнениями:

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

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

где R^2 – коэффициент детерминации

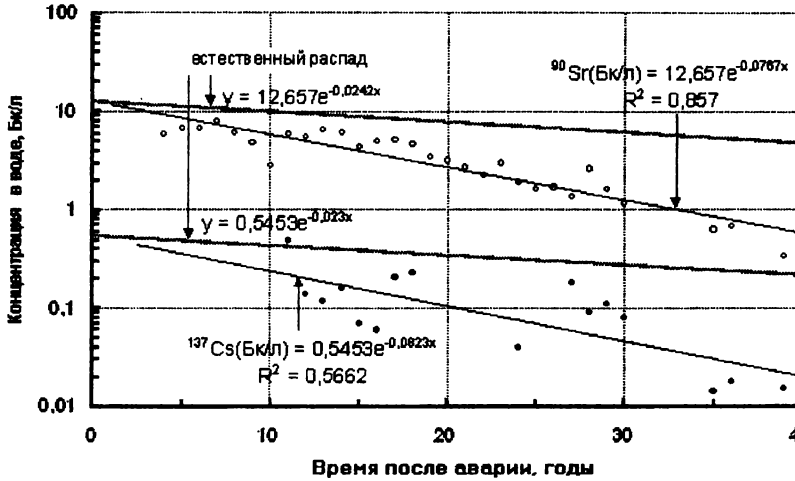


Рис.2. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш (1957-1997гг.)

Дан прогноз концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Тыгиш на 100-летний период, начиная с 1957г.

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде озера Тыгиш с современных санитарно-гигиенических позиций следует отметить, что концентрация ^{90}Sr в 1960-1974гг. за редкими исключениями оказывалась выше уровня вмешательства для питьевой воды – 5 Бк/кг («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)...»,1999). В то же время, начиная с 1975г. уровень содержания данного радионуклида в воде не превышал значения предельного уровня, а в последние годы был ниже в 10 и более раз. Что касается ^{137}Cs, то содержание этого излучателя в воде озера Ты-

гиш за весь период наблюдений 1968-1996гг. не только не превышало уровень вмешательства для питьевой воды – 11 Бк/кг («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99»..,1999), но в последние годы было меньше нормативного уровня в 700 и более раз.

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

Установлено, что в воде озера Большой Сунгуль с 1972г. (литературные данные) по 1996г. содержание ^{90}Sr уменьшилось в 18,5 раз, а концентрация ^{137}Cs (с 1967г. по 1996г.) - в 12,9 раза.

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

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

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

Дан прогноз концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Б.Сунгуль на 100-летний период, начиная с 1957 года.

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде оз. Б.Сунгуль с современных санитарно-гигиенических позиций, следует отметить, что концентрация как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs в 1961-1996гг. во всех случаях оказывалась ниже уровня вмешательства для питьевой воды («НРБ-99»,1999). В последние же годы содержание ^{90}Sr в воде озера было ниже этого предела в 10 – 20 раз, а ^{137}Cs - в 700 и более раз.

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

Показано, что в воде озера Червяное с 1972г. (литературные данные) по 1993г. содержание ^{90}Sr уменьшилось в 5,2 раза, а концентрация ^{137}Cs (с1967г. по 1993г.) - в 20,5 раз.

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

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

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

Дан прогноз концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз.Червяное на 100-летний период, начиная с 1957г.

Следует подчеркнуть, что концентрация как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs в 1967-1993гг. во всех случаях оказалась ниже уровня вмешательства для питьевой воды («НРБ-99», 1999). В последние годы содержание ^{90}Sr в воде озера было ниже этого предела в 6 – 14 раз, а ^{137}Cs – в 500 и более раз.

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

Проведено сравнение содержания исследуемых радионуклидов (на начало 1990-х годов) в воде озер Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное, с одной стороны, и двумя другими водоемами Уральского региона, находящимися за пределами ВУРСа, - озером Щучье и Рефтинским водохранилищем. Показано, что содержание ^{90}Sr в воде исследуемых озер в 2 - 7 раз превышало таковое в оз.Щучье и, в среднем, в 10 раз - в Рефтинском водохранилище. Что касается ^{137}Cs, то его концентрация в воде озер Тыгиш, Б.Сунгуль, Червяное и контрольных водоемов различается незначительно.

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

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

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

Проведено изучение вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Тыгиш. Показано, что сапропелевые отложения из разных частей водоема различаются уровнем радиоактивного загрязнения, при этом наиболее высокие концентрации радионуклидов приурочены к их верхним слоям. Во всех зонах озера концентрация ^{90}Sr в слое 20-100 см в среднем в 4-5 раз ниже, чем в вышележащем слое. В слое 100 - 350 см содержание радионуклида в донных отложениях снижается в среднем в 2 раза по сравнению с предыдущим слоем 20 - 100см.

Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях из различных зон водоема удовлетворительно описывается двумя экспоненциальными зависимостями, каждая из которых соответствует разным по глубине частям профиля. Для каждой из трех зон озера Тыгиш как для ^{90}Sr, так и для ^{137}Cs эти зависимости представлены набором регрессионных уравнений. Анализ показал, что эти уравнения бо-

лее адекватно, чем одноэкспонентная модель, отражают характер вертикального распределения обоих радионуклидов в сапропелевых отложениях озера. Рис.3 иллюстрирует вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в одной из зон оз.Тыгиш.

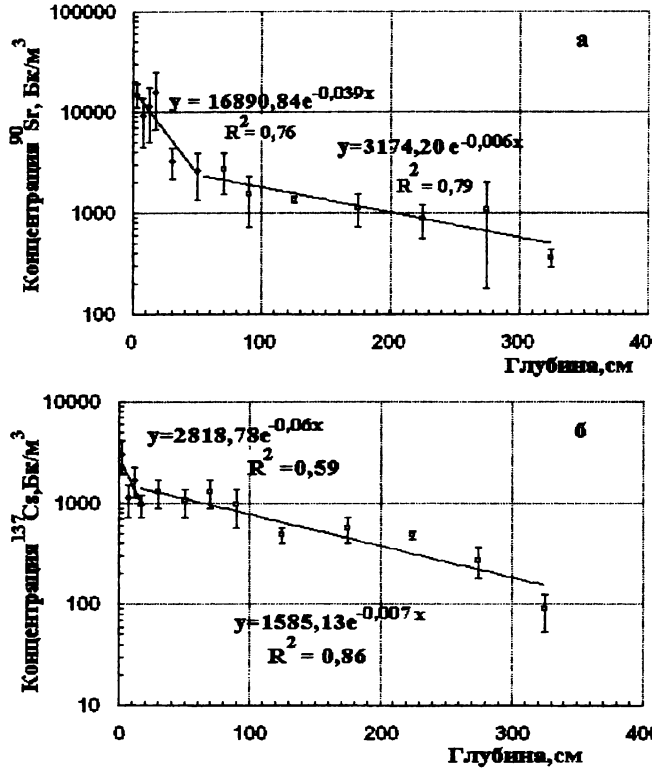


Рис.3. Вертикальное распределение ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в донных отложениях озера Тыгиш

Распределение радионуклидов в донных отложениях по площади дна озера характеризуется значительной неравномерностью. Так, в одном и том же слое сапропеля в пределах одной зоны озера концентрация ^{90}Sr колеблется от нескольких раз до нескольких десятков раз.

Из сравнения концентрации ^{90}Sr в верхних 10-сантиметровых слоях донных отложений в оз.Тыгиш и в контрольном оз.Щучье видно, что среднее содержание радионуклида в 5,5 раз выше в сапропеле озера Тыгиш. В то же время концентрация ^{137}Cs в донных отложениях, отобранных в этих же водоемах на той же самой глубине отличается незначительно. Последнее свидетельствует о том, что радиоактивное загрязнение оз.Тыгиш носит преимущественно стронциевый характер. Дан прогноз за-

пасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Тыгиш на 100-летний период, начиная с 1957г.

Оценено состояние сапропеля оз.Тыгиш с точки зрения радиационной безопасности. Содержание ^{90}Sr в донных отложениях озера более чем в 20 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов и более, чем в 78 раз ниже аналогичных значений для ^{137}Cs. Поэтому, отпадает вопрос о необходимости проведения каких- либо оперативных контрмер.

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

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

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

В большинстве мест отбора проб на этом водоеме наиболее высокие концентрации радионуклидов обнаружены в верхнем 30 – 40 сантиметровом слое грунта. Следует отметить большие различия в уровнях радиоактивного загрязнения северо-западной, северной и западной прибрежных частей озера.

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Б.Сунгуль корректно описывается двумя экспоненциальными уравнениями, каждое из которых соответствует своему участку вертикального профиля. Математическая модель вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях озера представлена соответствующими уравнениями регрессии. Дан прогноз запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Б.Сунгуль на 100-летний период, начиная с 1957г.

Оценено состояние сапропеля оз.Б.Сунгуль с точки зрения радиационной безопасности. Содержание ^{90}Sr в 19 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов и в 37 раз ниже аналогичных значений для ^{137}Cs. Поэтому, отпадает вопрос о проведении каких-либо оперативных реабилитационных мероприятий.

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

Исследовано вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах оз.Червяное методом послойного отбора донных отложений.

Обращают на себя внимание в целом более высокие концентрации ^{137}Cs в донных отложениях по сравнению с содержанием в них ^{90}Sr. Так, в верхнем 10-см слое в шести точках из девяти концентрация ^{90}Sr оказалась ниже содержания ^{137}Cs; в среднем отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ составляет 0,95. Следует отметить, что на прибрежных участках площади водосбора оз.Червяное в ряде точек содержание ^{137}Cs в почве превышает таковое по ^{90}Sr. Это свидетельствует о том, что оз.Червяное и территория его водосбора подверглись аэральному загрязнению ^{137}Cs от неизвестного источника.

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Червяное достаточно корректно описывается экспоненциальными уравнениями:

$$^{90}Sr(Бк/м^3) = 32736,28 \cdot e^{-7,72x}, \qquad R^2 = 0,86$$

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

Дан прогноз запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Червяное на 100-летний период, начиная с 1957г.

Оценено состояние донных отложений оз. Червяное с точки зрения радиационной безопасности. Содержание ^{90}Sr в 28 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов и в 31 раз ниже аналогичных значений для ^{137}Cs. Поэтому, не следует проводить какие-либо оперативные реабилитационные мероприятия.

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

Проведено сравнение уровней содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях исследуемых озер ВУРСа и контрольного водоема - озера Щучье. Отмечено, что в верхнем 20-сантиметровом слое донных отложений в оз. Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное содержание ^{90}Sr в целом значительно (до 5,8 раз) превосходит концентрацию нуклида в контрольном водоеме.

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

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

4.3.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное; 4.3.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль

Определены уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs, а также рассчитаны коэффициенты накопления этих радионуклидов для представителей ряда видов водных растений и ихтиофауны. Проведено сравнение этих величин с данными по другим водоемам. Оценены уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне исследованных водоемов с современных санитарно-гигиенических позиций.

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

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

Рассчитаны интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное двумя методами: математического моделирования и послойного суммирования запасов радионуклидов в донных отложениях. В первом случае были построены математические модели (основная роль в разработке которых принадлежит В.Н.Николкину), описывающие изменение концентрации и запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде всех трех озер. Мы предположили, что вынос радионуклидов из водоемов отсутствовал (или, по крайней мере, был незначителен), и определили запасы излучателей в донных отложениях как разницу между гипотетическими запасами нуклидов в воде, рассчитанными по ожидаемой концентрации в водной среде (с учетом только естественного радиоактивного распада), и реальными запасами, рассчитанными по концентрации в воде на текущий момент времени.

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

В соответствии с рассматриваемой моделью, в 1993 году в воде оз. Тыгиш находилось 10,7 ГБк ^{90}Sr и 0,38 ГБк ^{137}Cs, а в донных отложениях – 60,2 ГБк ^{90}Sr и 2,8 ГБк ^{137}Cs. Также в рамках математического моделирования проведена оценка запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs, основанная на результатах измерений концентрации этих радионуклидов в пробах донных грунтов и выполненная с использованием моделирования вертикального распределения нуклидов в донных отложениях. Расчеты запасов излучателей в донных отложениях оз.Тыгиш, выполненные последним способом дали следующие результаты: запасы ^{90}Sr на 1993г. составляют 66,9 ГБк, а ^{137}Cs – 14,3 ГБк. Расчеты запасов радионуклидов в донных отложениях оз.Тыгиш методом послойного суммирования дали близкие величины: в 1993г. в донных грунтах озера находилось 69,7 ГБк ^{90}Sr и 14,1 ГБк ^{137}Cs. Показано, что на долю верхнего 20-см слоя донных отложений приходится около 30% запаса каждого из радионуклидов.

Суммируя рассчитанные для 1993 г. запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и в донных отложениях, полученные с помощью математического моделирования, оценили их суммарное содержание, которое составляет для ^{90}Sr 77,6 ГБк, а для ^{137}Cs – 14,7 ГБк, при этом отношение запасов ^{90}Sr к ^{137}Cs равно 5,3.

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

Используя уравнения, описывающие изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в во-

де оз.Б.Сунгуль в зависимости от времени, прошедшего после аварии, были определены запасы этих радионуклидов в воде в разные годы. Так, в 1993г в воде озера находилось 8,3 ГБк ^{90}Sr и 0,4 ГБк ^{137}Cs.

Запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах озера, рассчитанные с использованием математической модели вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях, составляют: для ^{90}Sr – 240,1ГБк, для ^{137}Cs – 150,1 ГБк.

Расчеты, выполненные методом послойного суммирования, показали, что в донных отложениях озера накоплено 239,4 ГБк ^{90}Sr и 148,5 ГБк ^{137}Cs. Эти величины практически совпали с величинами, найденными методом математического моделирования.

Суммируя рассчитанные для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и запасы радионуклидов в донных отложениях, полученные с помощью математического моделирования, оценили их суммарное содержание, которое составляет для ^{90}Sr 248,4 ГБк, а для ^{137}Cs – 150,5 ГБк, при этом отношение запасов ^{90}Sr к ^{137}Cs равно 1,6.

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

Используя уравнения, описывающие изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз.Червяное в зависимости от времени, прошедшего после аварии, были определены запасы этих радионуклидов в воде в разные годы. Так, в 1993 г. в воде озера находилось 7,9 ГБк ^{90}Sr и 0,2 ГБк ^{137}Cs.

Запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах озера, рассчитанные с использованием математической модели вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях, составляют: для ^{90}Sr - 23,9 ГБк, для ^{137}Cs – 24,5 ГБк.

Запасы радионуклидов в донных отложениях водоема, определенные методом послойного суммирования, составили на 1993 год: по ^{90}Sr - 30,1 ГБк, по ^{137}Cs – 33,5 ГБк.

Суммируя рассчитанные для 1993 г. запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и запасы радионуклидов в донных отложениях, полученные с помощью математического моделирования, оценили их суммарное содержание в оз.Червяное, которое составляет для ^{90}Sr 31,8 ГБк, а для ^{137}Cs – 24,7 ГБк, при этом отношение запасов ^{90}Sr к ^{137}Cs равно 1,3.

Отмечено, что по данным работы (Ааркрог и др., 1992) основным источником поступления ^{90}Sr на территорию водосбора оз.Тыгиш является Кыштымская авария 1957г. (94,6%). Поступление же ^{137}Cs от этой аварии оценено в 7,9%, от аварии на ЧАЭС (1996г) – 12%, от глобальных выпадений 22,2% и от не установленных источников 57,9%. Очевидно, что данная закономерность в целом распространяется и на исследованные водоемы. Однако, следует отметить, что обследованные озера различаются по соотношению $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде и донных отложениях. Так, отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде озер Тыгиш, Червяное и Б.Сунгуль, рассчитанное по уравнениям регрессии, составляет соответственно 28,0; 21,8 и 32,9, а в верхнем 10-см слое донных отложений в среднем оно равно 3,4; 0,9 и 1,7. Последнее, а также приведенные выше

данные об отношении $^{90}Sr/^{137}Cs$ в почвах территории водосбора исследованных озер, свидетельствует о том, что действие неизвестного источника эмиссии ^{137}Cs наиболее сильно проявляется на озерах Червяное и Б.Сунгуль.

Представленные данные указывают на то, что ^{90}Sr и ^{137}Cs могут служить трассерами процессов миграции вещества и формирования донных отложений в озерах. Действительно, первичное распределение и последующее перераспределение радионуклидов в основных компонентах водоемов отражают процессы миграции материала биогенного и абиогенного происхождения и образования донных отложений, на которые влияет ряд факторов. Поступающие в водоемы радионуклиды включаются в биогеохимические циклы, характерные для каждого из озер, в ходе которых создается тот или иной тип донных отложений и складывается определенный химический состав воды.

Донные отложения в озерных экосистемах являются основным депо радионуклидов и, таким образом, выполняют барьерную функцию, связывая нуклиды и препятствуя их рассеянию в окружающей среде.

ГЛАВА V. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ^{90}Sr, ^{137}Cs И $^{239,240}Pu$ В РЕКАХ ТЕЧЕ, ИСЕТИ И В ИХ ПОЙМЕ

Радиоэкологическое изучение речных экосистем представляет наибольшую трудность как в силу большой протяженности объектов исследования, так и в силу необходимости разработки иных методологических подходов. Донные отложения открытых речных биогеоценозов подвержены постоянному динамическому воздействию со стороны водных масс и, поэтому, не могут дать такой же адекватной информации об истории радиоактивного загрязнения речных экосистем, как донные грунты озер и искусственных водохранилищ. Таким источником информации служат донные отложения водоемов, расположенных в поймах рек. С другой стороны, речные биогеоценозы на всем своем протяжении зачастую подвержены загрязнению радиоактивными источниками различного генезиса и исследование таких сложных экосистем также требует принципиально иных методологических подходов.

5.1. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде рек Течи и Исети

5.1.1. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде реки Течи

В первые годы работы Производственного объединения «Маяк» (1949-1952) жидкие радиоактивные отходы предприятия сбрасывались в реку Течу в 6 км от ее истока. За этот период было сброшено $76 \cdot 10^6$ м^3 отходов общей радиоактивностью 10^{17} Бк, среди которых долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs составляли, соответственно, 11,6% и 12,2%. Сейчас, с учетом радиоактивного распада, содержание ^{90}Sr оценивается в $4,3 \cdot 10^{15}$Бк, а ^{137}Cs–$4,6 \cdot 10^{15}$ Бк. Среднегодовые концентрации долгоживущих радионуклидов в воде Течи со временем уменьшались. Так, начиная с 1949 года, концентрация ^{90}Sr в воде в районе села Муслюмово уменьшилась в 400 раз, а содержание ^{137}Cs – в 40000 раз.

В настоящее время концентрация долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде р.Течи превышает контрольные уровни на 1-3 порядка величин и уменьшается с расстоянием от места сброса (рис.4).Этот процесс описывается экспоненциальным уравнением: $K= e^{(a+bx)}$.

Сравнение оценок, предсказанных с помощью предложенной модели, с реально измеренными концентрациями радионуклидов в воде показало хорошую сходимость результатов с доверительной вероятностью 95%.

Сравнение мобильности разных радионуклидов в воде р.Течи выявило, что наибольшей миграционной способностью обладает ^{90}Sr. Принципиально важное значение имеет установленный факт, что $^{239,240}Pu$ также более мобилен, чем ^{137}Cs при миграции в речной системе. Таким образом, по степени миграционной подвижности в воде Течи исследуемые радионуклиды могут быть выстроены в следующий ряд: $^{90}Sr > ^{239,240}Pu > ^{137}Cs$.

5.1.2. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде реки Исети

Главным источником радиоактивного загрязнения р.Исети является водный сток р.Течи. Концентрация ^{90}Sr в воде Исети после впадения этого притока возрастает более, чем в 10 раз. В низовье р.Исети концентрация ^{90}Sr примерно в 5 раз выше, чем до впадения в нее р.Течи. Влияние загрязненных стоков Течи на содержание ^{137}Cs в воде Исети проявляется в меньших масштабах, чем для ^{90}Sr.

5.2. Накопление и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях рек Течи, Исети и в их пойме

5.2.1. Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$, ^{241}Am и ^{99}Te в донных отложениях реки Течи и в ее пойме

Уровни загрязнения грунтов Течи искусственными радионуклидами на 1-4 порядка величин превышают концентрации, обусловленные глобальными выпадениями. Степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость концентрации исследованных радионуклидов в грунте от расстояния от места сброса нуклидов: $K = e^{a} \cdot x^{b}$.

В донных отложениях р.Течи был обнаружен ^{99}Tc. Неожиданным является сам факт его обнаружения, так как обычно этот радионуклид представлен в водных экосистемах в виде TcO_4, который уносится с потоком воды, а не осаждается в донных отложениях. Детальные исследования показали, что ^{99}Tc может поступать в грунты в восстановленной форме при нейтральной или щелочной среде. Редуцирующие условия могут создаваться в речной системе при разложении органического материала. По-видимому, в сбросах ПО «Маяк» было достаточно большое количество токсических агентов, вызывавших гибель биоты и создавших восстановительные условия.

5.2.2. Содержание и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях реки Исети и в ее пойме

Пространственное загрязнение грунтов речной системы Теча – Исеть, включая

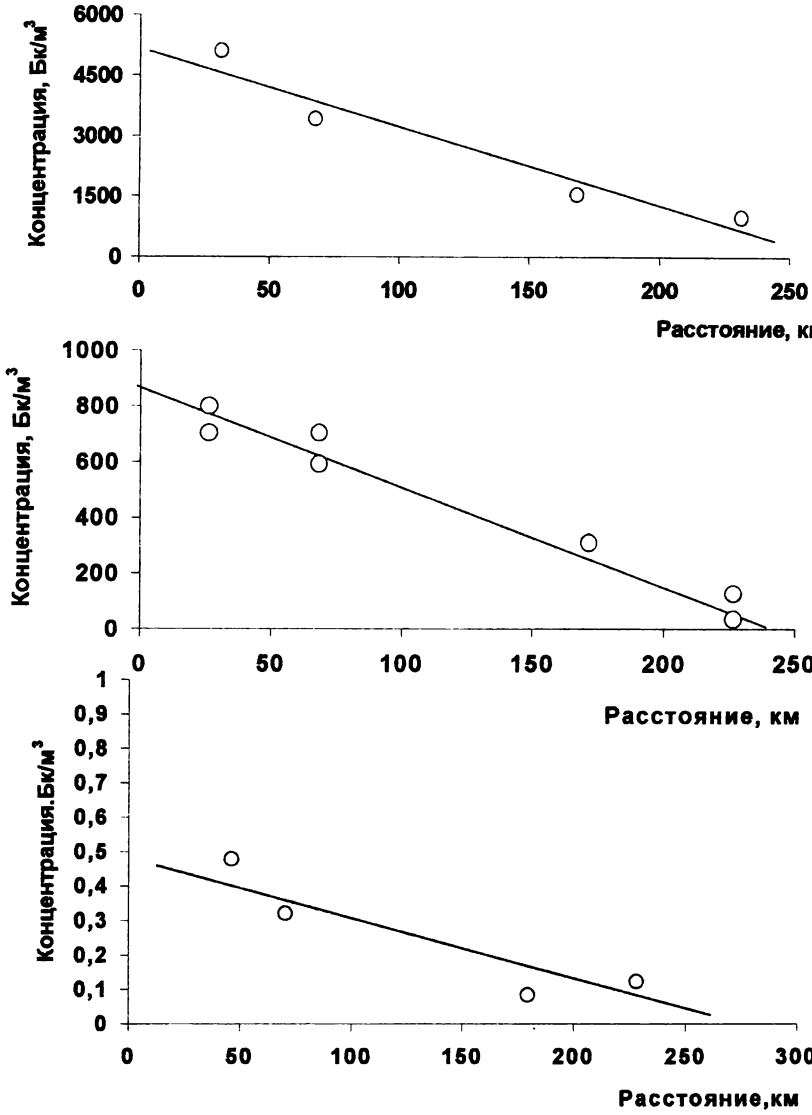


Рис.4. Концентрация ^{90}Sr (а), ^{137}Cs (б) и $^{239,240}Pu$ (в) в воде р.Течи (июль 1990г.)

пойменные ландшафты, уменьшается с расстоянием от ПО «Маяк» и может быть описано с помощью степенной функции (рис.5). Вертикальное распределение радионуклидов в грунтовых и почвенных профилях описывается экспоненциальной зави симостью. Распространение загрязнения по ширине поймы также описывается экспоненциальным уравнением, уменьшаясь с увеличением расстояния от русла реки.

Показано, что вертикальная миграция $^{239,240}Pu$ и, особенно, ^{90}Sr в пойменных почвах и грунтах пойменных водоемов выше, чем у ^{137}Cs.

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

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

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, которая может быть выражена уравнением: $\mathbf{K = e^{(a + bx)}}$

где **K** - концентрация ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом, Бк/кг сухой массы;

x - расстояние от места сброса радионуклида, км. Коэффициенты «**a**» и «**b**», полученные эмпирическим путем, составляют:

$\mathbf{a} = 9{,}87 \pm 2{,}32$ $\mathbf{b} = -(0{,}025 \pm 0{,}015)$

Установлены концентрации радионуклидов в основных гидробионтах р.Течи. На основании этих данных вычислены средние коэффициенты накопления для высших водных растений и рыбы. В большинстве случаев они находятся в пределах одного порядка величин с литературными данными.

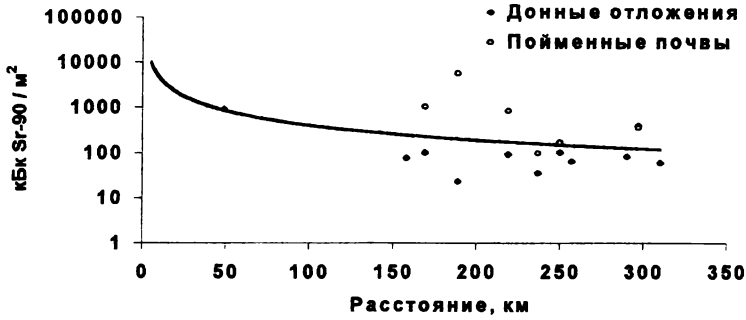
5.3.2. Уровни содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях рек Исети, Миасса и Тобола

Водные растения являются чувствительными биоиндикаторами радиоактивного загрязнения р.Исети. После впадения в нее р.Течи содержание ^{90}Sr в кладофоре возрастает примерно в 15-20 раз. Повышенные концентрации ^{90}Sr обнаружены в макрофитах на всем последующем протяжении Исети вплоть до г.Ялуторовска и далее вниз по течению р.Тобол.

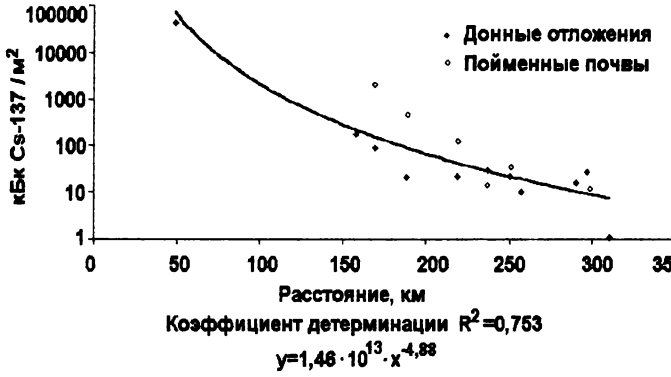
Следует отметить меньшие, в целом, величины КН, как для ^{90}Sr, так и для ^{137}Cs, у прибрежноводных растений (ситник, стрелолист), чем у собственно водных макрофитов (роголистник темнозеленый, кладофора).

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

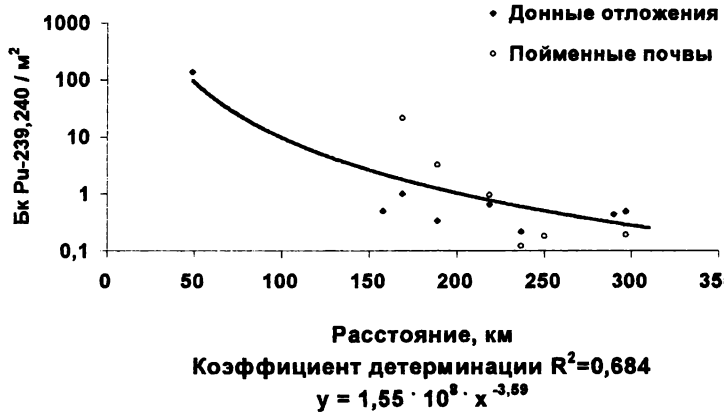
Работы по оценке запасов радионуклидов в р.Тече и р.Исети выполнены совместно с д-ром А.Ааркрогом и д-ром С.-П.Нильсеном (Национальная Лаборатория RISØ, Дания), которые, в основном, провели расчеты запасов излучателей в реках.



а



б



в

Рис.5. Интегральное содержание ^{90}Sr (а), ^{137}Cs (б) и $^{239,240}Pu$ (в) в слое 0-100см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети

5.4.1.Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реке Тече

Используя установленные ранее зависимости концентрации радионуклидов от расстояния, а также данные о содержании нуклидов в воде и основные гидрологические характеристики Течи, можно рассчитать общий запас радионуклидов «М» в воде реки как функцию расстояния «Х» (в метрах) от места сброса:

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

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

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

Таким образом, в воде р.Течи на момент исследования (начало 90-х годов) содержалось $2 \cdot 10^{10}$ Бк ^{90}Sr, $1 \cdot 10^{9}$ Бк ^{137}Cs и $1 \cdot 10^{6}$ Бк $^{239,240}Pu$.

На основании предварительно полученных данных оценен запас радионуклидов «М» в грунтах р.Течи как функция расстояния «Х» (в метрах), предполагая, что средняя масса 0-10см слоя грунта составляет 150 кг/м^2.

Тогда:

$$\text{для } ^{90}Sr: \quad M = \int_{49000}^{237000} 8 \cdot 10^{17}\, x^{-2,3} dx \cong 3 \cdot 10^{11}\ \text{Бк}$$

$$\text{для } ^{137}Cs: \quad M = \int_{49000}^{237000} 1,3 \cdot 10^{31}\, x^{-4,8} dx \cong 6 \cdot 10^{12}\ \text{Бк}$$

$$\text{для } ^{239,240}Pu: \quad M = \int_{49000}^{237000} 1 \cdot 10^{24}\, x^{-3,9} dx \cong 8 \cdot 10^{9}\ \text{Бк}$$

Таким образом, установлено, что в грунтах р.Течи содержится около $3 \cdot 10^{11}$ Бк ^{90}Sr, $6 \cdot 10^{12}$ Бк ^{137}Cs и $8 \cdot 10^{9}$ Бк $^{239,240}Pu$.

Проведенные расчеты оценивают содержание радионуклидов в воде и грунтах Течи на участке от 49 км вниз по течению до ее впадения в Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах р.Течи составляет около $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs, $0,32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr и $8 \cdot 10^{9}$ Бк для $^{239,240}Pu$.

5.4.2.Расчет запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в реке Исети и ее в пойме

Данные по уровню загрязнения воды, рассчитаные 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. Интерполяционная оценка показывает, что общий запас ^{90}Sr в воде р.Исети равен $69 \cdot 10^9$ Бк, а ^{137}Cs - $0,35 \cdot 10^9$ Бк, то есть в воде Исети ^{90}Sr содержится в 3,5 раза больше, чем в воде Течи, а ^{137}Cs - в 3 раза меньше.

Данные по плотности загрязнения грунтов, рассчитанные на 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 глубиной 40 см на 1 погонный метр реки с учетом ширины реки в разных створах. Интерполяционная оценка показала, что в грунтах р.Исети от места впадения в нее Течи до впадения Исети в Тобол ^{90}Sr содержится в 2 раза больше, чем в грунтах р.Течи, а ^{137}Cs - в 50 раз меньше. Сравнение, в целом, запасов этих долгоживущих радионуклидов в реках Тече и Исети свидетельствует о том, что прочно фиксируемый ^{137}Cs закрепился в основном в грунтах первой реки, а более подвижный ^{90}Sr мигрировал за ее пределы.

Основанные на прямых измерениях концентраций радионуклидов в пойменных почвах и донных отложениях пойменных водоемов, а также на ряде допущений, расчетные оценки интегрального содержания радионуклидов в пойменной зоне вниз по течению рек на расстояние до 310 км составили: для ^{90}Sr – $106 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{137}Cs - $348 \cdot 10^{12}$ Бк, для $^{239,240}Pu$ – $0,83 \cdot 10^{12}$ Бк. Эти результаты могут быть приняты со средним уровнем неопределенности равным двум; подобная точность считается удовлетворительной при радиоэкологических исследованиях природных экосистем.

Как видно из сравнения величин запасов радионуклидов в реках Тече и Исети, а также в их пойме, значительно большее количество излучателей депонировано в пойменных участках рек. Следовательно, для речных экосистем основным депо радионуклидов служат пойменные участки, которые и выполняют основную барьерную функцию, препятствуя рассеянию радионуклидов во внешней среде.

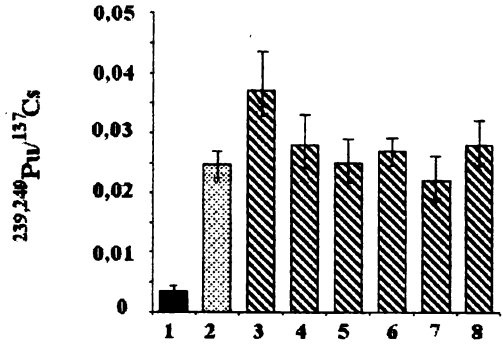
5.5.Определение возраста донных отложений

Проведено определение возраста слоев грунта водоемов, расположенных в поймах рек Течи и Исети (на расстоянии 167 и 290 км от ПО «Маяк», соответственно), а также донных отложений р.Течи в ее верхнем и нижнем течении. Методика определения возраста донных отложений на примере грунтов р.Течи описана в работе (Aarkrog et.al.,1997). Максимум радиоактивного загрязнения в вертикальном профиле донных отложений в верховье реки обнаружен в слое 12-19 см, что соответствует 1949-1952 г.г., то есть времени наибольших сбросов ядерного предприятия. В низовьях рек Течи и Исети максимальное количество радионуклидов зафиксировано в более

поверхностных слоях, так как оно, по-видимому, депонировано примерно на 15-20 лет позже времени наиболее массированных сбросов ПО«Маяк». Вероятно, это связано с процессами переотложения грунтов и, фактически, характеризует скорость перемещения загрязненного фронта донных отложений в речной системе, а также хронологическую динамику формирования радиоактивного загрязнения в пойменных ландшафтах.

5.6. Идентификация радиоактивного загрязнения рек Течи и Исети с помощью анализа изотопных отношений в донных отложениях пойменных водоемов

Важно рассмотреть вопрос об источнике радиоактивного загрязнения р.Оби в ее нижнем течении (в районе Салехарда). И хотя эта проблема формально выходит за пределы темы настоящей диссертации, она важна в качестве наглядного примера идентификации радиоактивного загрязнения Обь-Иртышской речной системы. На рис.6 показаны величины изотопных отношений $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs в донных отложениях рек Течи и Оби, а также в глобальных выпадениях 1960-х годов. Как видно из этого рисунка, вышеупомянутое отношение в грунтах Течи, отобранных на 49км от ее истока составляет 0,0041, в то время как аналогичные изотопные отношения для донных отложений Оби, отобранных в районе Салехарда, варьируют от 0,0218 до 0,0364, составляя в среднем 0,0270. Отношение $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs в глобальных выпадениях равно 0,0229 и находится в пределах доверительных интервалов с подобными изотопными отношениями в донных отложениях низовья р.Оби, что может свидетельствовать об их общем происхождении – то есть, мы можем утверждать, что радиоактивное загрязнение Оби в районе Салехарда обусловлено в основном глобальными радиоактивными выпадениями 1960-х годов. С другой стороны, отношение $^{239,240}Pu$ /^{137}Cs в грунтах Течи в 5-9 раз меньше величин аналогичных изотопных отношений в донных отложениях Оби и в глобальных выпадениях, что свидетельствует об иной природе радиоактивного загрязнения р.Течи, а именно – от Производственного объединения «Маяк».



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

Рис.6.
Значения $^{239,240}Pu$/^{137}Cs в донных отложениях реки Течи (наши данные), р.Оби (G.Panteleyev,1995) и глобальных выпадениях 1960-годов

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Одной из важнейших проблем, решаемых радиоэкологией пресноводных экосистем является оценка барьерной роли водных биогеоценозов по отношению к миграции радиоактивных веществ. На примере исследованных пресноводных экосистем Уральского региона показано, что расчет запасов радионуклидов в донных отложениях закрытых (озера), полузакрытых (искусственное водохранилище) водных биогеоценозов, а также в пойменных грунтах открытых (реки) пресноводных экосистем служит количественной оценкой барьерной функции этих биогеоценозов по отношению к переносу нуклидов за пределы данной экосистемы.

Принципиальным является использование изотопных отношений радионуклидов в качестве методологического подхода для идентификации источников радиоактивного загрязнения водных экосистем.

Подробно рассмотрена специфичность радиоэкологической ситуации, сложившейся в Уральском регионе. Отмечена потенциальная угроза крупномасштабной радиационной катастрофы в связи с сверхнакоплением жидких и твердых радиоактивных отходов, депонированных на промплощадке Производственного объединения «Маяк», суммарная активность которых превышает 37 ЭБк (1 млрд. Ku).

Проведены радиоэкологические исследования основных типов пресноводных экосистем (озера, реки, искусственное водохранилище).

Далее в этом разделе подводятся итоги исследования водных экосистем Уральского региона, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла – Белоярского водохранилища- водоема-охладителя Белоярской АЭС, озер Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль, а также рек Течи и Исети, в которые поступали большие количества радиоактивных веществ в результате деятельности Производственного объединения «Маяк».

ВЫВОДЫ

1.Рассмотрена роль радиоэкологии пресноводных экосистем в ряду других научных дисциплин. Разработана структура этой области знания. На примере типичных пресноводных экосистем Уральского региона (реки, озера, искусственное водохранилище), подверженных воздействию предприятий ядерного комплекса, разработана методология радиоэкологического исследования пресноводных биогеоценозов, которая включает в себя три основных условия:

а) необходим количественный расчет запасов радионуклидов в основных компонентах пресноводных экосистем, который, фактически, служит оценкой их барьерной функции;

б) использование метода изотопных отношений позволяет идентифицировать главные источники радиоактивного загрязнения водных биогеоценозов;

в) применение метода математического моделирования дает возможность прогно-

зировать уровни содержания радионуклидов в водных экосистемах во времени и пространстве.

2.В природных и экспериментальных условиях изучено влияние ряда экологических факторов на аккумулирование радионуклидов компонентами пресноводных экосистем.

3.Выявлены виды пресноводных растений, служащих биоиндикаторами радиоактивного загрязнения и являющиеся характерными для водных экосистем Уральского региона.

4.Проведено исследование вертикального распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища. Для всех исследованных точек показано, что концентрация радионуклидов в слое воды расположенном над термоклином, статистически достоверно ниже, чем в придонном слое в 1,3-1,5 раза. Эти различия могут быть объяснены тем, что в глубоководной зоне водоема идет обмен между радионуклидами и водной средой, а в силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубинными слоями воды не может осуществиться, в придонной части водоема наблюдается повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs.

5.Исследована сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr, Ca и суммы зольных элементов у водных растений. Установлено, что она подчиняется четкой сезонной ритмике. Так, значения коэффициентов накопления ^{60}Co у макрофитов в течение года могут изменяться в 5-6 раз.

6.Оценено накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями гидрофлоры в зависимости от экологической группы- водными и прибрежно-водными растениями. Показано, что способность аккумулировать радионуклиды значительно выше у первой группы растений, что связано с тем, что водные макрофиты целиком или основной своей частью находятся в воде и обладают, таким образом, гораздо большей поглощающей поверхностью.

7.Исследовано влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами в природных условиях и в эксперименте. Так, ^{60}Co аккумулируется элодеей в 4,9 раза больше, чем в контрольном по температурному фактору районе; для ^{90}Sr и ^{137}Cs это различие меньше и составляет 18-20%. Установлено, что в лабораторных условиях при увеличении температуры воды с 12°С до 28°С накопление ^{60}Co водными растениями возрастает в 1,7 – 4,7 раза, при этом макрофиты характеризуются видовой специфичностью. Показано, что в эксперименте температурный фактор в меньшей степени влияет на накопление водными растениями ^{137}Cs, чем ^{60}Co. Аккумулирование ^{90}Sr макрофитами в лабораторных условиях практически не зависит от температуры.

8.Установлено, что накопление радионуклидов пресноводными грунтами в значительной степени зависит от наличия в них органических соединений. Так, максимальные значения коэффициентов накопления достигаются у богатого органикой илистого

сапропеля, минимальные – у песчаного грунта, обедненного органическими соединениями.

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

10.Построены математические модели, описывающие изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное в зависимости от времени, прошедшего после аварии на ПО «Маяк». Дан прогноз концентрации и запасов этих радионуклидов в воде, а также запасов в донных отложениях водоемов на 100-летний период, начиная с 1957 года.

11.Обследованные озера различаются характером распределения запасов радионуклидов по слоям донных отложений; наиболее высокие концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs приурочены к их верхним слоям.

12.Оценены интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях исследованных озер на территории ВУРСа. При этом на долю грунтов в водоемах приходится от 86% до 97% от общего запаса ^{90}Sr и от 78% до 99% от суммарного запаса ^{137}Cs. Таким образом, донные отложения, являющиеся основным депо радионуклидов, выполняют барьерную функцию, препятствующую рассеянию излучателей в окружающей среде.

13.Пространственное загрязнение грунтов речной системы Теча-Исеть, включая пойменные районы, уменьшается с расстоянием от ПО «Маяк» и может быть описано с помощью степенной функции. Вертикальное распределение радионуклидов в грунтовых и почвенных профилях описывается экспоненциальной зависимостью. Распространение нуклидов по ширине поймы также описывается экспоненциальным уравнением, уменьшаясь с увеличением расстояния от русла реки.

14.Сравнение мобильности ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в речной экосистеме выявило, что наибольшей миграционной способностью обладает ^{90}Sr. Принципиально важное значение имеет тот факт, что $^{239,240}Pu$ также более мобилен, чем ^{137}Cs при миграции в речной экосистеме. Вертикальная миграция $^{239,240}Pu$ и, особенно, ^{90}Sr в пойменных почвах и грунтах пойменных водоемов также выше, чем у ^{137}Cs.

15.Проведены расчеты по оценке запасов радионуклидов в основных компонентах реки Течи на участке реки от 49 км вниз по течению до ее впадения в реку Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах Течи составляет $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs, $0{,}32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr и $8 \cdot 10^{9}$ Бк для $^{239,240}Pu$.

16.Оценено интегральное содержание радионуклидов в пойменной зоне вниз по течению рек Течи и Исети на расстояние до 310 км от ПО «Маяк». Эти величины составляют – для ^{90}Sr – $106 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{137}Cs – $348 \cdot 10^{12}$ Бк, для $^{239,240}Pu$ – $0,83 \cdot 10^{12}$ Бк. Таким образом, пойма рек является основным депо радионуклидов и выполняет барьерную функцию по отношению к их рассеянию в окружающей среде.

Список основных работ, опубликованных по теме диссертации

1. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. О накоплении ^{60}Co пресноводными растениями в природных условиях //Экология.- 1979.- № 2.-С.104-106.
2. Моисеев В.Е., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Применение нейтронно-активационного метода к анализу некоторых компонентов пресноводного водоема //Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах.- Свердловск, 1981.-С.53-66.
3. Куликов Н.В., Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Содержание ^{137}Cs в садковой и свободноживущей рыбе Белоярского водохранилища //Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах.- Свердловск, 1983.-С.27-30.
4. Любимова С.А., Карачун И.А., Трапезников А.В. Некоторые особенности гидрохимического режима Белоярского водохранилища //Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах.- Свердловск, 1983.-С.22-26.
5. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co,^{137}Cs,^{90}Sr пресноводными растениями //Экология.- 1983.-№4.-С.68-70.
6. 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.
7. Куликов Н.В., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Накопление ^{137}Cs в компонентах водоема-охладителя Белоярской АЭС //Радиационная безопасность и защита АЭС.-М.,1984.-Вып.8.-С.131-134.
8. 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.
9. Гусева В.П., Трапезникова А.В., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Влияние подогрева воды на поступление некоторых радиоактивных и стабильных нуклидов в растения Белоярского водохранилища //Радиационная безопасность и защита АЭС.-М.,1985.-Вып.9.-С.177-179.
10. Куликов Н.В., Трапезников А.В. Сезонная динамика накопления ^{60}Co пресноводными растениями в природных условиях //Радиационная безопасность и защита АЭС.-М.,1985.-Вып.9.-С.172-174.

11. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние подогрева воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища //Экология.- 1986.-№2.-С.75-77.

12. 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.-№6.-С.72-74.

13. Кононович А.Л., Молчанова И.В., Трапезников А.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. К проблеме нормирования радиоактивного загрязнения водных экосистем в зоне АЭС //Экология.- 1988.-№4.-С.29-34.

14. Любимова С.А., Ситникова О.Ф., Трапезников А.В. Некоторые вопросы гидрохимии Белоярского водохранилища //Радиоэкологические исследования в зоне АЭС.- Свердловск, 1989.-С.60-62.

15. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Гусева В.П., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в грунтах водоема-охладителя АЭС //Экология.- 1988.-№2.-С.70-73.

16. Любимова С.А., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние теплых вод на высшую растительность Белоярского водохранилища //Экология.- 1989.-№1.-С.73-75.

17. Трапезников А.В. Накопление, распределение и миграция ^{60}Co в компонентах пресноводной экосистемы: Автореф. дис...канд.биол.наук.-Свердловск, 1990.-24с.

18. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища // Экология.- 1992.- № 4.- С.78-81.

19. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища.- Свердловск, 1992.- 80с.

20. 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. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона.-Екатеринбург, 1993.- 66с.

21. Трапезникова В.Н. , Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в макрофитах водоема-охладителя Белоярской АЭС // Экология.- 1993.- № 4.- С.86-88.

22. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В., Нильсен С.П., Ааркрог А. Радиоэкологическое загрязнение реки Течи на Урале // Экология.- 1993.- № 5.- С.72-77.

23. 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.- V.65, N 5.- P.481-488.

24. 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,1993.- P.135-150.

25. Pozolotina V., Molchanova I., Rfravaeva E., Yushkov P., Kulikov N., Trapeznikov A. Radioactive contamination of topsoil in lowel reaches of Techa river in the Urals //Environmental radioactivity in the Arctic and Antartic.- Osteras,1993.-P.129-134.
26. 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.
27. 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.- № 25.-P.85-98.
28. 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, 1994.- Vol.1.- P.485-503.
29. 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.
30. Trapeznikov A., PozolotinaV., Trapeznikova V.,Yushkov P. Distribution of artificial radionuclides in the sediment of some Ural rivers Ob basin //Proceedings of the Second International conference on Environmental Radioactivity in the Arctic.- Oslo, Norway, 1995.- P.65-67.
31. Трапезников А.В., Ааркрог А., Позолотина В.Н., Нильсен С.П., Трапезникова В.Н., Юшков П.И., Чеботина М.Я. Радиоэкологическая характеристика рек Течa-Исеть-Тобол //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Междунар. конф. -Томск, 1996.- С.191-193.
32. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое состояние Белоярского водохранилища–водоема-охладителя атомной станции //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Междунар. конф.- Томск., 1996.- С.196-198.
33. Trapeznikov A. Method for evaluating radionuclide inventories in water reservoirs applied to the Beloyarskoe artificial lake //Radioecology and the Restoration of Radioactive – Contaminated Sites.- Dordrecht; Boston; London: Kluwer Academic Publishers, 1996.- P. 179-186.

34. 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.

35. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Гусева В.П. Влияние стоков реки Течи на радиоэкологическое состояние реки Исеть // Экология.- 1997.- № 6.- С.474-477.

36. Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P., Trapeznikov A., Molchanova I., Pozolotina V., Karavaeva E., Yushkov P., Polikarpov G. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents : estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) //The Science of the Total Environmental.- 1997.- Vol.201.- P.137-154.

37. Aarkrog A., Chen Q., Dahlgaard H., Nielsen S.P., Trapeznikov A., Pozolotina V. Evidence of ^{99}Tc in Ural River Sediments //J. of Environmental Radioactivity.- 1997.- Vol.37, N2.- P.201-213.

38. Ааркрог А., Дальгаард Х., 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.

39. Beasly T., Kelley I., Orlandini K., Bond L., Aarkrog A., Trapeznikov A., Pozolotina V. Isotopic Pu,U and Np signatures in Soils from Semipalatinsk-21, Kazakh Republic and the Southern Urals, Russia //J.Environ. Radioactivity.- 1998.- Vol.39, №2.-P.215-230.

40. Trapeznikov A., Aarkrog A., Molchanova I., Nielsen S.P., Pozolotina V., Yushkov P., Chebotina M., Karavaeva E. Radioecological charakteristics of the Techa – Iset –Tobol Rivers; Including Floodplain Ecosystems (The Urals) //Radiation Exposures by Nuclear Facilities. Evidence of the Impact on Health.- Bremen, 1998.- P. 387-391.

41. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Ааркрог А. Континентальные источники радиоактивного загрязнения Арктического региона России //Освоение Севера: традиции и современность.- Томск, 1999.- С. 39-41.

42. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгааррд Х., Нильсен С.П., Чен К. Исследование радиоэкологической ситуации в реках Теча и Исеть, загрязненных сбросами ПО «Маяк» //Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин /Под ред. Трапезникова А.В., Вовка С.М.- Заречный, 1999.- Вып.2.,С.20-66.

43. Большаков В.Н., Трапезников А.В., Юшков П.И., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Радиоэкологические исследования наземных и водных экосистем в санитарно-защитной зоне Белоярской АЭС и на прилегающей к ней территории //Материалы шестой науч.-техн. конф., посвящ. 35-летию работы Белоярской АЭС.-Заречный,1999.- С.62-72.

44. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгааррд Х., Нильсен С.П.,

Чен К. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча-Исеть //Экология.- 2000.- № 4.-С.248-256.

45. 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.

46. 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. А.В.Трапезникова, С.М.Вовка.- Заречный, 2000.- Вып.3., С.54-94.

47. Aarkrog A., Trapeznikov A., Molchanova I., Yushkov P., Pozolotina V., Polokarpov G., Dahlgaard H., Nielsen S. Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers //J. of Environmental Radioactivity.-2000.-Vol.49.- P.243-257.

Научное издание

ТРАПЕЗНИКОВ Александр Викторович

РАДИОЭКОЛОГИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

(НА ПРИМЕРЕ УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА)

Автореферат

ПД № 11-0064 от 10.07.2000 г.

Подписано к печати 17.09.2001 г. Усл. печ. л. 2, Тираж 100

Заказ №380

ООО "КОПИСТОП", г. Екатеринбург, ул. Вайнера, 8. Тел. (3432) 56-84-96