

**С.Г. Левина, А.В. Аклеев**

**СОВРЕМЕННАЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА  
ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО  
РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА**

**Под редакцией профессора А.В. Аклеева**

Москва 2009

УДК 577.4

ББК 28.081.28

Л 36

**С.Г. Левина, А.В. Аклеев**

Современная радиозэкологическая характеристика озерных экосистем  
Восточно-Уральского радиоактивного следа

Под редакцией профессора А.В.Аклеева

Рецензенты:

доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник факультета  
почвоведения МГУ С.В.Мамихин

доктор биологических наук, профессор, заведующий лабораторией  
экотоксикологии растений ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и  
агроэкологии С.А.Гераськин

В монографии представлены результаты долгосрочного комплексного исследования озерных экосистем, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа): морфометрические, гидрофизические и гидрохимические параметры водоемов; динамика содержание радионуклидов и микроэлементов в воде и донных отложениях озер; роль флоры и фауны в аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ; поведение  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и микроэлементов в почве водосборных территорий. Рассмотрены механизмы самоочищения озер от долгоживущих радионуклидов. Монография представляет интерес не только для специалистов, занимающихся проблемами обеспечения радиационной безопасности населения, но и для широкого круга читателей.

ISBN 978-5-7891-0033-2

**S.G. Levina, A.V. Akleyev**

**CURRENT RADIOECOLOGICAL CHARACTERIZATION  
OF LACUSTRINE ECOSYSTEMS  
ON THE EAST URALS RADIOACTIVE TRACE**

**Under the editorship of Prof. A.V. Akleyev**

Moscow 2009

УДК 577.4

ББК 28.081.28

Л 36

**S.G. Levina, A.V. Akleyev**

**Current Radioecological Characterization of Lacustrine Ecosystems  
on the East-Urals Radioactive Trace**

Under the editorship of Prof. A.V. Akleyev

Reviewers:

S.V. Mamikhin, Doctor of Biological Sciences, Lead Scientist, Department of Soil Sciences, Moscow State University

S.A. Geraskin, Doctor of Biological Sciences, Professor, Head, Chair of Ecotoxicology, All-Russia Research Institute for agricultural radiology and agroecology

Presented in the monograph are the results of a long-term comprehensive study on lacustrine ecosystems situated on the East-Urals Radioactive Trace (EURT): morphometric, hydrophysical and hydrochemical parameters of basins; concentrations of radionuclides and microelements in water and bottom sediment in dynamics; the role of flora and fauna in accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ; behavior of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and microelements in the soil of the drain area. Mechanisms of natural cleansing of the lakes from long-lived radionuclides have been studied. The monograph may be of interest to specialists engaged in providing radiation safety for the population, as well as to wide circles of public.

ISBN 978-5-7891-0033-2

## ОГЛАВЛЕНИЕ

<b>ПРЕДИСЛОВИЕ</b> .....		11
<b>ВВЕДЕНИЕ</b> .....		16
<b>ГЛАВА 1. ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ ВУРСА</b> .....		21
<b>ГЛАВА 2 МОРФОМЕТРИЧЕСКИЕ, ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ И ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ОЗЕР ВУРСА (УРУСКУЛЬ, Б. ИГИШ, М. ИГИШ, КУЯНЫШ, ТРАВЯНОЕ, ШАБЛИШ)</b> .....		29
2.1	Общая характеристика оз. Урускуль, расположенного в ближней зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС).....	35
2.2	Общая характеристика озер Б. Игиш и М. Игиш, расположенных в средней (центральной) зоне ВУРСа.....	36
2.3	Общая характеристика озер Травяное, Куяныш и Шаблиш, расположенных в дальней (периферийной) зоне ВУРСа.....	37
2.4	Характеристика контрольных водоемов Мисяш, Б. Боляш, не подвергшихся аварийному радиоактивному загрязнению.....	39
2.5	Морфометрические и гидрофизические характеристики озерных экосистем ВУРСа.....	40
2.6	Динамика содержания основных ионов и биогенных элементов в исследованных озерах.....	44

<b>ГЛАВА</b>	<b>АККУМУЛЯЦИЯ</b>	<b>И</b>	<b>МИГРАЦИЯ</b>	
<b>3.</b>	<b>РАДИОНУКЛИДОВ, МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ВОДЕ И</b>		<b>ОТЛОЖЕНИЯХ</b>	
	<b>ДОННЫХ</b>		<b>ЗАГРЯЗНЕННЫХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСa....</b>	<b>50</b>
3.1	Динамика изменения удельной активности $^{90}\text{Sr}$ и современные уровни радиоактивного загрязнения воды озер ВУРСa.....			65
3.2	Сравнительная характеристика содержания микроэлементов в воде водоемов ВУРСa.....			79
3.3	Физико-химическая характеристика донных отложений исследованных озер.....			81
3.4	Содержание и распределение долгоживущих радионуклидов в донных отложениях.....			89
3.5	Формы нахождения $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в донных отложениях.....			111
3.6	Содержание и распределение микроэлементов в донных отложениях.....			116
<b>ГЛАВА</b>	<b>НАКОПЛЕНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ <math>^{90}\text{Sr}</math>, <math>^{137}\text{Cs}</math>,</b>			
<b>4.</b>	<b>СТАБИЛЬНЫХ</b>	<b>МАКРОАНАЛОГОВ</b>	<b>И</b>	
	<b>МИКРОЭЛЕМЕНТОВ</b>	<b>В</b>	<b>БИОТЕ</b>	
	<b>ГИДРОБИОЦЕНОЗОВ ВУРСa.....</b>			<b>128</b>
4.1	Видовой состав высшей водной растительности.....			131
4.2	Особенности аккумуляции радионуклидов $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ высшими водными растениями.....			135
4.3	Содержание макро- и микроэлементов в высших водных растениях.....			148
4.4	Накопление радионуклидов и макроэлементов ихтиофауной на примере карася серебряного ( <i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch)).....			156

<b>ГЛАВА</b>	<b>ОСОБЕННОСТИ</b>	<b>АККУМУЛЯЦИИ</b>	
<b>5.</b>	<b>РАДИОНУКЛИДОВ <math>^{90}\text{Sr}</math>, <math>^{137}\text{Cs}</math> И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ</b>	<b>ПОЧВАМИ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА</b>	
	<b>СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ РАЗВИТИЯ ОЗЕРНЫХ</b>	<b>ЭКОСИСТЕМ ВУРСа.....</b>	<b>166</b>
5.1	Общая характеристика и химические свойства почв.....		168
5.2	Содержание радионуклидов в почвах элювиальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер.....		171
5.3	Содержание, формы нахождения радионуклидов и микроэлементов в почвах супераквальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер.....		176
<b>ГЛАВА</b>	<b>МЕХАНИЗМЫ САМООЧИЩЕНИЯ ОЗЕР ОТ</b>		
<b>6.</b>	<b>ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ.....</b>		<b>192</b>
	<b>БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК.....</b>		<b>213</b>
	<b>ПРИЛОЖЕНИЕ.....</b>		<b>237</b>
	<b>СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ.....</b>		<b>272</b>

## CONTENTS

<b>FOREWORD</b> .....		12
<b>INTRODUCTION</b> .....		13
<b>CHAPTER 1. NATURAL AND CLIMATIC CHARACTERISTICS OF THE EAST-URALS RADIOACTIVE TRACE AREA</b> .....		
		18
<b>CHAPTER 2 MORPHOMETRIC, HYDROPHYSICAL AND HYDROCHEMICAL PARAMETERS OF THE EURT LAKES (Uruskul, Large Ighysh, Small Ighysh, Kuyanish, Travyanoye, Shablish)</b> .....		
		26
2.1	General characterization of Lake Uruskul located in the EURT zone nearest to the blast site of the EURT.....	32
2.2	General characterization of the Large Ighysh and Small Ighysh situated in the middle (central) zone of the EURT.....	33
2.3	General characterization of the Travyanoye, Kuyanish and Shablish lakes situated in the distant (peripheral) zone of the EURT.....	35
2.4	General characterization of the control water bodies Misyash and Large Bolyash which were not contaminated due to the 1957 accident.....	36
2.5	Morphometric and hydrophysical characteristics of lacustrine ecosystems in the EURT area.....	37
2.6	Dynamics of concentrations of basic ions and biogenic elements in the lakes studied.....	41

<b>CHAPTER 3</b>	<b>ACCUMULATION AND MIGRATION OF RADIONUCLIDES AND MICROELEMENTS IN WATER AND BOTTOM SEDIMENTS OF CONTAMINATED LACUSTRINE ECOSYSTEMS ON THE EURT</b>	<b>47</b>
3.1	Dynamics of changes in specific activity of $^{90}\text{Sr}$ and current levels of radioactive contamination of lake water in the EURT area	62
3.2	Comparative characteristics of microelement contents in water of reservoirs situated in the EURT area	76
3.3	Physical-chemical characteristics of bottom sediments of the lakes studied	78
3.4	Concentrations and distribution of long-lived radionuclides in bottom sediments	87
3.5	Forms of $^{90}\text{Sr}$ and $^{137}\text{Cs}$ encountered in bottom sediments	108
3.6	Concentrations and distribution of microelements in bottom sediments	113
<b>CHAPTER 4</b>	<b>ACCUMULATION AND DISTRIBUTION OF <math>^{90}\text{SR}</math> AND <math>^{137}\text{CS}</math>, THEIR STABLE MACROANALOGS AND MICROELEMENTS IN THE BIOTA OF HYDROBIOCENOSSES OF THE EURT AREA</b>	<b>125</b>
4.1	Species composition of higher aquatic vegetation	129
4.2	Specific features of $^{90}\text{Sr}$ and $^{137}\text{Cs}$ accumulation in higher plants	132
4.3	Concentrations of macro- and microelements in higher aquatic plants	145
4.4	Accumulation of radionuclides and macroelements in ichthyofauna illustrated by example of <i>Carassius auratus</i>	154

*gibelio* (Bloch)

<b>CHAPTER 5</b>	<b>SPECIFIC FEATURES OF <sup>90</sup>SR, <sup>137</sup>CS AND MICROELEMENT ACCUMULATION IN SOIL OF DRAINAGE AREA AT THE CURRENT PHASE OF THE DEVELOPMENT OF THE EURT LUCUSTRINE ECOSYSTEMS</b>	<b>163</b>
5.1	General characterization of and chemical properties of soils	165
5.2	Concentrations of radionuclides in soils of eluvial elements in the flood basin of the lakes	168
5.3	Concentrations of radionuclides and microlements and their forms encountered in soils of supraquatic elements in flood basins of the lakes	173
<b>CHAPTER 6</b>	<b>MECHANISMS OF NATURAL CLEANSING OF THE LAKES FROM LONG-LIVED RADIONUCLIDES</b>	<b>189</b>
	<b>REFERENCES</b>	<b>211</b>
	<b>APPENDIX</b>	<b>234</b>
	<b>LIST OF ABBREVIATIONS</b>	

## ПРЕДИСЛОВИЕ

Предприятия полного ядерного топливного цикла и атомной промышленности относятся к числу водоемких, при этом реализация большого количества технологических процессов требует больших водозатрат. Это касается и добычи, и первичной переработки уранового сырья, при осуществлении которых многие процессы связаны с растворением природных материалов, и работы собственно АЭС, сопровождающейся использованием воды для охлаждения реакторов (водоемы-охладители АЭС), и водной обработки радиоактивных отходов при переводе их в химические и биологические менее подвижные формы. В ядерных технологиях есть немало «мокрых» технологических процессов, когда, к сожалению, не исключены протечки радионуклидов в водную среду. На ранних этапах развития атомной индустрии в нашей стране и за рубежом часто проводился прямой сброс радиоактивных отходов в окружающую среду (прежде всего в водную), что явилось следствием недостатков в существовавшей тогда технологии, ограниченности сведений о действии ионизирующих излучений на окружающую среду, а в некоторых случаях диктовалось политической необходимостью ускорения создания ядерного оружия.

Последние десять – двадцать лет ознаменовались значительным усилением внимания к защите природной среды от непрерывно растущего техногенного давления человека на природу. Это относится в полной мере (а, может быть, даже обостренно) и к влиянию ионизирующих излучений на биоту и здоровье человека, отсюда и заметное расширение радиоэкологических последствий. Решение актуальной проблемы удовлетворения растущих энергопотребностей человека за счет ядерной энергии, которая многими рассматривается как безальтернативный источник энергии в ближайшие годы, ставит вопросы развития ядерной отрасли

энергетики в прямую зависимость от того, насколько она экологически (прежде всего радиоэкологически) приемлема.

Обеспечение прогрессивного развития атомной энергетики в экологической плоскости делает обязательным получение полнообъемной информации о закономерностях миграции радионуклидов в природной среде и действии ионизирующих излучений, источником которых являются мигрирующие по трофическим цепочкам, на популяции живых организмов и экосистемы в целом. Эти данные являются базисными при оценке опасности нахождения радионуклидов в окружающей среде. Они необходимы также и при выполнении нормативных требований по соблюдению предельно допустимого содержания радионуклидов в природных объектах.

Полноценный анализ вопросов защиты окружающей среды от техногенных воздействий (в том числе и радиационного фактора) предполагает изучение всех природных сред, в том числе и водной среды, роль которой в обеспечении радиоэкологической безопасности при функционировании предприятий ядерной энергетики и атомной промышленности отмечена выше. Ответы на эти вопросы дает водная (морская и пресноводная) радиоэкология – наука, изучающая транспорт радионуклидов в гидросфере и действие ионизирующих излучений на водные растения и животных.

История водной радиоэкологии как самостоятельной ветви радиоэкологического научного дерева достаточно богата, миграции радионуклидов в гидросфере посвящена обширная литература. Однако на радиоэкологической карте (не только мира, но и нашей страны) особое место занимает Уральский регион. Именно здесь проводились в 50 – 60-е годы прошлого столетия пионерские исследования под руководством одного из классиков мировой и отечественной радиоэкологии Н.В. Тимофеева-Ресовского (хотя сам автор предпочитал термин «радиационная биогеоценология»). На биологической станции Миассово (тогда Института

биологии Уральского Филиала АН СССР) им и его коллегами и учениками (в первую очередь Е.А. Тимофеевой-Ресовской) были выполнены классические эксперименты по миграции радионуклидов и их накоплению гидробионтами в так называемых искусственных приточных водоемах (аквариумах).

Однако совершенно особое место в водной радиоэкологии занимают комплексные многолетние исследования в регионе Производственного Объединения «Маяк» – первенца отечественной атомной промышленности нашей страны, имеющего реакторное и радиохимическое производства. Работы в этом регионе обогатили мировую радиоэкологию информацией первостепенного значения, в том числе это относится и к водной радиоэкологии. Это касается работ на ТКВ (Теченском каскаде водоемов), на водных объектах Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Здесь нужно упомянуть исследования Ф.Я. Ровинского, А.Н. Марья, А.Л. Агре, И.А. Шехановой, И.А. Колоскова, В.В. Писарева, С.П. Пешкова, Л.В. Мокичевой-Анненковой., А.Я. Коготкова, Н.В. Куликова, Н.Г. Мешалкиной, Е.Н. Теворовского, Ю.Г. Мокрова, Н.Г. Сафроновой, С.В. Фесенко, А.И. Смагина, А.В. Трапезникова, И.И. Крышева, Г.Н. Романова, Д.И. Ильина и многих других, работавших в этом интереснейшем для радиоэкологов регионе страны и мира. Многие эти работы были поистине первооткрывательскими. Даже в условиях, когда были объективные трудности в публикации этих материалов в открытой печати, специалисты, работавшие в этом регионе, старались ознакомить общественность с итогами своих исследований. Они предоставляли экспериментальные данные из этого загрязненного аварийного региона, как итоги опытов с искусственным внесением радионуклидов в водную среду (Ф.Я. Ровинский, А.Л. Агре).

Рецензируемая монография С.Г. Левиной и А.В. Аклеева «Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа» – капитальный труд по радиационной лимнологии. Он подводит итоги многолетних экспериментальных работ на

ряде озер ВУРС по оценке миграции радионуклидов (в первую очередь  $^{90}\text{Sr}$  – основного радионуклида, предопределяющего опасность длительного загрязнения окружающей среды после аварии 1957 г.) в озерах и накопления радиоактивных веществ основными гидробионтами озерной флоры и фауны, самоочищению озерных водоемов. Богатый экспериментальный материал, полученный в натуральных условиях, дает хорошую пищу для размышлений о поведении техногенных радионуклидов в окружающей среде.

Рецензируемая книга содержит не только важные данные с точки зрения фундаментальной науки, но она интересна и под углом зрения решения прикладных задач в рамках программ «радиационного наследия СССР», т.е. возвращения в полноценное хозяйственное пользование территорий нашей страны, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате прошлой оборонной деятельности. Территория ВУРС относится именно к таким регионам.

Авторы делают акцент в книге на миграционные вопросы, вместе с тем еще одним важным аспектом радиационной лимнологии на ВУРС могли бы стать проблемы действия ионизирующих излучений на гидробионты в озерах ВУРС. Некоторые из этих озер, ставшие объектом исследований (например, Урускуль), были загрязнены достаточно до высоких плотностей, и поглощенные дозы у гидробионтов были велики. Тем более, авторы изучали ряд озер ВУРС, уровни загрязнения которых были различными, и таким образом существовала возможность установления дозовых зависимостей в действии облучения на биоту. Это было, по-видимому, за рамками исследований, но приведенные экспериментальные данные по концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в гидробионтах позволяют рассчитать дозы облучения водных растений и животных и косвенным образом определить возможные радиационные эффекты.

Читатель получил книгу, которая дополняет многочисленные публикации по различным проблемам радиоэкологии, изученным в

уникальном радиоэкологическом регионе. Он имеет в своей библиотеке книгу по радиационной лимнологии, которая расширяет наши научные знания о радиоэкологии весьма специфичных природных образований, каковыми являются озерные экосистемы.

Академик Россельхозакадемии  
Р.М.Алексахин,  
вице-президент Международного союза радиоэколо



## ВВЕДЕНИЕ

Поступление искусственных радионуклидов в природные экосистемы происходит за счет глобальных выпадений при испытании ядерного оружия, в результате регламентных и аварийных выбросов работающих предприятий. Формирование доз облучения после радиационных аварий и испытаний ядерного оружия в основном осуществляется за счет краткосрочных выпадений короткоживущих радионуклидов [180]. До настоящего времени сохраняет актуальность проблема хранения радиоактивных отходов, которые являются потенциальным источником загрязнения окружающей среды долгоживущими радионуклидами.

Ионизирующая радиация является постоянно действующим фактором внешней среды [202; 190; 181], значимость которого возрастает, что требует изучения процессов взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой их обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного радиационного фона. Данная проблема, остро возникнув в середине прошлого столетия, сохраняет свою актуальность до настоящего времени [148; 56; 104; 49; 119; 6; 7]. Одной из важнейших дисциплин является радиоэкология пресноводных экосистем и особенно озер, которые являются естественными накопителями антропогенных загрязнителей, в т.ч. и долгоживущих радионуклидов [63; 59; 152]. Кроме того, основные положения современной системы экологической и радиационной безопасности предполагают необходимость учета взаимосвязи человека и окружающей среды для достижения устойчивого развития [186; 196]. При этом эффекты сочетанного действия радиации и химических поллютантов, которые также поступают в водные экосистемы, остаются недостаточно хорошо изученными [118].

Исследование взаимодействия живых организмов друг с другом и среды их обитания представляет особую актуальность в Уральском регионе.

В настоящее время хорошо известно, что в 1950-е годы на комбинате “Маяк”, расположенном в Челябинской области, имели место достаточно крупные радиационные аварии. Отсутствие опыта обращения с радиоактивными отходами, образовавшимися в большом количестве при выделении оружейного плутония, а также форсирование несовершенного технологического процесса обусловили радиоактивное загрязнение значительных территорий Уральского региона и облучение населения, проживавшего на них. Так, 29 сентября 1957 г. произошел термохимический взрыв емкости – хранилища жидких отходов с общей активностью около 20 млн. Ки. Радиоактивное облако, с суммарной активностью около 2 млн. Ки, прошло над Челябинской, Свердловской и Тюменской областями, образовав Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Радиоактивному загрязнению подверглись поля, леса, пастбища, реки и озера значительной части Уральского региона [90; 130; 171; 52].

На территории ВУРСа находились преимущественно небольшие сельские населенные пункты с общей численностью около 270 тыс. человек. Предпринятые защитные мероприятия были неадекватными сложившейся ситуации и малоэффективными вследствие неполного и запоздалого характера их реализации. Жители населенных пунктов, оказавшихся на территории ВУРСа, подверглись многолетнему радиационному воздействию, обусловленному как внешним  $\gamma$ -облучением, так и внутренним, за счет употребления продуктов питания местного производства.

В настоящее время основной вклад в радиоактивное загрязнение территории ВУРСа вносят долгоживущие  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Современный характер загрязнения ВУРСа и его отдельных экосистем обусловлен не только первичной поверхностной неравномерностью загрязнения территории, но и разнообразными физико-химическими и биологическими процессами, определяющими особенности распределения радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в

различных объектах окружающей среды, в том числе в основных компонентах озерных экосистем. Существенное влияние на распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в экосистеме могли оказать мероприятия защитного характера, которые проводились на различных этапах в поставарийный период.

Авария 1957 г. была крупнейшей радиационной аварией до Чернобыльской катастрофы. Информация о причинах аварии и ее последствиях (в т. ч. радиоэкологических) длительное время была недоступной не только для населения, но и для научной общественности.

Помимо техногенного загрязнения региона радионуклидами, необходимо учитывать естественный радиационный фон в пределах Урала. Он обусловлен геолого-геофизическими особенностями и определяется природными минералами и горными породами, содержащими в том или ином количестве естественные радиоактивные элементы, при этом он достаточно мозаичен. Значительная гетерогенность естественного радиационного фона в Уральском регионе обусловлена наличием на его территории эколого-радиогеохимических зон, каждая из которых имеет свое специфическое геологическое строение, свои особые породные комплексы, обогащенные естественными радионуклидами [157]. Кроме того, для Уральского региона характерно значительное содержание тяжелых металлов в природных экосистемах, превышающее ПДК в десятки и сотни раз. Известно, что некоторые микро- и макроэлементы обладают способностью влиять на накопление радионуклидов в компонентах экосистем [125].

В течение многих лет ВУРС служит научным плацдармом для изучения поведения долгоживущих радионуклидов в различных природных экосистемах и долгосрочных закономерностей очищения объектов окружающей среды от них. Миграция радионуклидов на территории ВУРСа с годами уменьшается, так как снижается их биологическая доступность [94;44]. На территории ВУРСа находится большое количество непроточных и слабопроточных водоемов, имеющих большое народнохозяйственное значение. По прошествии 50 лет после аварии и формирования ВУРСа встает

объективная проблема возврата в хозяйственный оборот ранее загрязненных территорий ВУРСа [86], что требует комплексного исследования и обоснования возможности их использования в различных целях с позиции радиационной безопасности. Более того, в отличие от рек, которые являются открытыми системами и транзитной средой для радионуклидов, озера представляют собой полузакрытые пресноводные экосистемы замедленного водообмена. Они способны аккумулировать радионуклиды в силу присущих им особенностей, их можно рассматривать как модельные системы радиоэкологического благополучия местности. Поэтому озерные экосистемы можно рассматривать в качестве маркеров радиоэкологического состояния загрязненных территорий.

\* \* \*

Авторы считают необходимым отметить большой вклад в исследования на ВУРСе специалистов ПО «Маяк», Опытной научно-исследовательской станции Минатома России, Уральского научно-практического центра радиационной медицины, Челябинского областного центра госсанэпиднадзора, Отдела континентальной радиоэкологии и Биофизической станции Института экологии растений и животных УрО РАН, Института минералогии УрО РАН, Челябинского государственного педагогического университета, материалы которых использовались в работе. Считаю своим долгом поблагодарить наших коллег, которые помогли нам при организации и проведении исследований, анализе данных и обсуждении материалов книги: д.б.н. С.В. Мамихина., д.б.н., профессора С.А. Гераськина., заведующего отделом континентальной экологии и биофизической станции Института экологии растений и животных УрО РАН, д.б.н., заслуженного эколога РФ А.В. Трапезникова., д.б.н., профессора Д.З. Шибкову, к.г.н., доцента В.В. Дерягина., к.г.н., доцента С.Г. Захарова., н.с. И.Я. Попову, к.физ.-мат.н., н.с. Н.Б. Шагину., к.б.н., н.с. Л.М. Перемыслову., к.г.-м.н. В.Н. Удачина., д.б.н. И.В. Молчанову., д.б.н., с.н.с. В.А. Костюченко., к.б.н., доцента Л.В. Дерябину., к.б.н., с.н.с. В.Н. Трапезникову,

к.б.н., н.с. Г.Ф. Лонцакову., н.с. Л.Г. Удачину., к.б.н., доцента Л.В. Рязанову., а также других сотрудников отдела внешней среды Уральского научно-практического центра радиационной медицины, лаборатории физико-химических методов исследования окружающей среды, лимнологического и эколого-краеведческого центров Челябинского государственного педагогического университета, без участия которых данное исследование было бы невозможным.

Авторы особенно благодарят д.б.н., профессора Ирину Ивановну Пелевину за советы по организации исследования и всестороннее обсуждение результатов работы.

Авторы также выражают искреннюю благодарность ректору ЧГПУ, профессору В.В. Латышину за финансовую и организационную помощь в издании книги.

## ГЛАВА 1. ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ ВУРСА

Хорошо известно, что климат и метеорологическая обстановка в районе предприятий атомной промышленности оказывают существенное влияние на степень возможного загрязнения окружающей территории, а характер хозяйственного использования человеком территории в значительной мере определяет поступление в организм радионуклидов и уровни радиационного облучения населения. Как отмечалось выше, авария 1957 г. привела к радиоактивному загрязнению значительной территории Урала, преимущественно Зауральской возвышенной равнины [170].

Территория ВУРСа охватывает часть территории Среднего и Южного Урала. По природным условиям этот район подразделяется на 4 ландшафтные зоны. Северная его часть относится к лесной зоне, западная – к горно-лесной, центральная и южная – к лесостепной [122]. Большая часть ВУРСа лежит в лесном и лесостепном Зауралье, с большим разнообразием природных, прежде всего, почвенно-климатических условий. На значительной части территории ВУРСа отсутствуют резко выраженные формы рельефа. Однако ландшафтная неоднородность – наличие большого количества озер, болот, различного рода понижений и впадин, лесных массивов и колков – значительно усложняет структуру земной поверхности и оказывает значительное влияние на неравномерность радиоактивного загрязнения.

По характеру рельефа выделяются основные три зоны: западная – горная, центральная – возвышенная равнина и восточная – низменная. Горная зона занимает сравнительно небольшую часть – около 15% территории изучаемого района. Распространены плосковершинные хребты и горные массивы. Горы низкие; самые значительные вершины, как правило,

не превышают 1 000 м. В привершинной части гор развиты нагорные террасы, придающие ступенчатость склонам [169].

Западная часть территории ВУРСа имеет вид слегка наклоненной к востоку волнистой равнины, с абсолютными отметками 200 – 400 м, расчлененной густой сетью хорошо сформированных речных долин, достигающих глубины 50 м. Восточная часть района представлена совершенно плоской, слаборасчлененной равниной, имеющей небольшой уклон на северо-восток с высотными отметками 140 – 160 м. На водоразделах отмечается большое количество озер и болот.

Заметную роль в ландшафте ВУРСа играют озера различного размера, обычно имеющие округлую форму и занимающие плоские понижения. Озера, как правило, непроточные и имеют большие залежи сапропеля. Наряду с пресными озерами нередко встречаются и солоноватые озера. Небольшие озера содержат много болотной и водной растительности и представляют собой низинные болота. Горные озера сравнительно глубоки [170].

С восточного склона Уральских гор на равнины Зауралья стекают многочисленные притоки Тобола, основного притока Иртыша. Основной источник питания рек – талые снеговые воды. Реки имеют растянутое весеннее половодье. Летом, когда питание рек осуществляется только за счет дождевых и грунтовых вод, уровень их резко падает. Во время сухого и жаркого лета многие мелкие реки пересыхают. Продолжительность ледостава составляет 5 – 7 месяцев.

Климат района ВУРСа типично континентальный. Континентальность климата усиливается защищенностью территории Уральским хребтом с запада от влагоносных масс Атлантики. Восточный склон Уральских гор характеризуется заметным снижением влажности, более морозной и малоснежной зимой, чем западный склон. Незащищенность района с севера и юга обуславливает проникновение южного сухого и теплого воздуха пустынь

Средней Азии и слабоувлажненных холодных воздушных масс Ледовитого океана. С прорывами арктических холодных масс связана резкая изменчивость погоды осенью и весной.

Наиболее характерными для данного района являются дни с относительной влажностью  $\leq 50\%$ . Среднегодовая сумма осадков составляет 350 – 450 мм, с колебаниями от 200 мм в степной зоне до 600 – 700 мм в горно-лесной зоне. В теплое время года осадков выпадает примерно в 4 – 5 раз больше, чем в холодное. Это соотношение довольно стабильно для всей территории ВУРСа. Максимальное количество осадков выпадает в июле, минимальное – в феврале. Число дней в году, в которые происходит выпадение осадков, колеблется от 135 до 148. Максимальное количество осадков, выпадающих за сутки, не превышает 10 – 20 мм [170].

Выпадение снега обычно начинается в октябре, а устойчивый снежный покров устанавливается к середине октября. Особенно обильны снега в лесной зоне. Устойчивое залегание снежного покрова имеет место в период со второй половины ноября до второй половины апреля. Среднедекадная высота снежного покрова по отдельным месяцам характеризуется следующими данными: ноябрь – 10 см, декабрь – 20 см, январь – 30 см, февраль и март – до 50 см.

Среднегодовая температура воздуха составляет  $+1,2^{\circ}\text{C}$  (с колебаниями величины с севера на юг от  $0,1^{\circ}$  до  $1,9^{\circ}\text{C}$ ). Сумма активных температур соответствует  $1\ 800^{\circ} - 2\ 200^{\circ}\text{C}$ . Продолжительность безморозного периода – 110 – 120 дней, число дней с устойчивым снежным покровом – около 150. Средняя высота снежного покрова - около 35 – 40 см [170].

Ветровой режим района ВУРСа характеризуется преобладанием западного переноса воздуха во все сезоны года. Весной, в силу изменения барического поля, увеличивается удельный вес ветров северо-западного направления. Нередким явлением в наблюдаемом регионе являются смерчи.

Почвенный покров ВУРСа отличается большим разнообразием, отражает собой всю сложность его природно-географических ландшафтов и соответствует таежной, лесолуговой и лесостепной почвенно-климатическим зонам [165; 51]. Почвы в районе ВУРСа представлены следующими группами:

- элювий и элювий-делювий плотных пород;
- делювиальные глины и суглинки;
- “цветные глины” – продукты древнего выветривания;
- аллювиальные глины, суглинки, пески и супеси;
- элювий и элювий-делювий третичных пород.

Наиболее распространенными почвами ВУРСа являются черноземно-луговые и лугово-черноземные почвы, отличающиеся мощной, часто оторфованной, дерниной, мощным гумусовым горизонтом, оглеенностью нижних профилей, осолоделостью. Черноземные почвы занимают 64% территории (табл. 1.1).

Черноземные почвы на территории ВУРСа относятся, главным образом, к выщелоченным разновидностям. Они приурочены к открытым, безлесным пространствам, к местам залегания бурых карбонатных суглинков (невысокие плато, средние и нижние части пологих склонов). По механическому составу черноземы относятся к группе легких иловатых и тяжелых суглинков. Особенностью черноземов ВУРСа является укороченный профиль, резкое снижение гумуса вниз по профилю, низкое содержание подвижного фосфора при высоком содержании его органических форм. По мощности гумусового горизонта преобладающими являются среднемощные и маломощные виды, средний показатель мощности равен 30 – 40 см. Содержание гумуса в верхнем пахотном горизонте составляет в среднем 7,4 – 4,5%. В составе обменных катионов преобладает кальций (65 – 85%).

## Структура почвенного покрова района ВУРСа \*

Почвы	% от площади территории ВУРСа
1. Подзолистые почвы 1.1. Щебенчатые дресвяные оподзоленные 1.2. Дресвяные оподзоленные, суглинистые, супесчаные 1.3. Боровые пески и подзолистые	9,4
2. Серые лесные 2.1. Темно-серые оподзоленные, суглинистые, глинистые 2.2. Серые оподзоленные, суглинистые и глинистые 2.3. Светло-серые оподзоленные, суглинистые и глинистые	20,4
3. Черноземы 3.1. Тучные обыкновенные, зернистые 3.2. Тучные слитые, глинистые, суглинистые 3.3. Обыкновенные черноземы, суглинистые и глинистые 3.4. Выщелоченные черноземы, суглинистые, глинистые 3.5. Южные черноземы, суглинистые, глинистые 3.6. Солонцеватые черноземы, суглинистые, глинистые 3.7. Деградированные черноземы, суглинистые, глинистые	64,0
4. Луговые и пойменные почвы 4.1. Черноземно-луговые, суглинистые, глинистые 4.2. Горнолуговые 4.3. Пойменные	4,6
5. Солонцы и солончаки	1,5

Примечание: \* [169]

Серые лесные почвы имеют значительное распространение в лесостепной зоне ВУРСа. Темно-серые разновидности серых лесных почв встречаются и на открытых пространствах, занятых пахотными угодьями. Механический состав серых лесных почв – глинистый и суглинистый с преобладанием пылевато-иловатых фракций. Среднее содержание гумуса в темно-серых почвах составляет 6,2%, в серых – 3,7%, в светло-серых – 2,0%. В составе обменных оснований серых лесных почв преобладает кальций.

Подзолистые почвы развиваются, как правило, на грубом дресвяно-щебенчатом элювии коренных пород, крутых склонов гор и холмов, под пологом хвойных лесов, в условиях временного избыточного увлажнения. На территории ВУРСа они распространены в сосновых борах. Они характеризуются маломощным (2 – 8 см) перегнойным горизонтом; бедные по запасам питательных веществ, малоплодородные. В среднем содержание обменного кальция колеблется от 2,5 до 3 г/кг.

Лугово-болотные почвы распространены на территории ВУРСа повсеместно. Луговые почвы развиваются на плоских, слабодренированных равнинах и в поймах рек, по берегам болот. Их образование связано с заболачиванием плоских обширных бессточных понижений и с зарастанием мелких озер.

На территории ВУРСа встречаются также засоленные почвы. Солонцы и солончаки имеют незначительное распространение и залегают на самых пониженных элементах рельефа, непосредственно вокруг озер и болот, а также в долинах рек. В юго-западной части ВУРСа солонцы и солончаки встречаются в прибрежной зоне оз. Урускуль и Бердяниш. По берегам озер и рек также встречаются почвы легкого механического состава. Мощность песчаных слоев по берегам озер варьирует от нескольких сантиметров до 2 метров, а по берегам рек составляет, как правило, несколько метров. На приозерных участках под слоем песка залегают гумусированный горизонт или горизонт суглинка.

В гидрографическом отношении территорию ВУРСа можно разделить на западную, наиболее насыщенную водотоками (густота речной сети достигает здесь  $0,3 \text{ км/км}^2$ ) и восточную, где речная сеть развита слабее (густота ее не превышает  $0,2 \text{ км/км}^2$ ). Направление рек широтное. Реки Караболка, Багаряк, Синара, Исеть входят в систему реки Исеть, а Пышма впадает в Туру. Река Караболка берет начало из одноименного болота, остальные – за пределами ВУРСа, в предгорьях Урала. В питании рек

большую роль играют талые снеговые воды, доля которых доходит до 50 – 70%. Дождевое питание составляет 20 – 30%, подземное питание не превышает 10 – 20%.

Особенностью восточного склона Урала является огромное количество озер и болот. Большинство исследователей склоняются к признанию суффозионного происхождения этих озер, считая, что озерные впадины образовались путем выщелачивания солей, вымывания глинистых частиц и последующего оседания грунта. Глубина озер невелика, не превышает 5 – 6 метров. Вследствие небольших глубин водная масса хорошо прогревается летом. Для этих озер в открытый период типична гомотермия. Прочный ледовый покров устанавливается к середине ноября, вскрытие озер происходит в начале мая. Форма котловин чашеобразна, изрезанность береговой линии незначительна. Большинство озер не имеет стока; водное питание осуществляется, главным образом, за счет паводковых вод и атмосферных осадков [170].

Озера по химическому составу воды очень разнообразны. В основном, это солоноватые водоемы, встречаются также пресные с малой минерализацией воды. Видовой состав гидробионтов, населяющих озера, определяется физико-химическими условиями водной среды. Пресные водоемы отличаются большим качественным разнообразием высшей водной растительности, планктона, бентоса, рыбы. В солоноватых озерах растительность более однообразна.

Флора и фауна на территории ВУРСа определяются географической зоной. В горах на первый план выступает высотная поясность. При подъеме от подножия к вершинам горных хребтов и массивов сменяются пояса горно-лесной и горно-лесостепной. Основу растительности горно-лесной зоны составляют темнохвойные таежные, сосновые и лиственничные леса. В лесной зоне преобладают сосна, пихта, ель и кедр. Основные лиственные лесообразующие породы – береза и осина. В подлеске встречаются

багульник обыкновенный, жимолость, шиповник иглистый, в травяно-кустарничковом покрове – голубика, брусника, черника, линнея северная. В заболоченных и увлажненных местах наблюдается очень много мхов. Животный мир лесной зоны крайне разнообразен.

В лесостепной зоне сочетаются природные комплексы леса и степи. Средняя лесистость (березовые и осиновые колки, сосновые боры) лесостепной зоны составляет 40%. Почти вся территория луговой степи распахана. Характерная черта лесостепи – широкое распространение засоленных почв. Из степных группировок сохранились каменистые и солонцеватые полынно-типчаковые степи.

## **ГЛАВА 2. МОРФОМЕТРИЧЕСКИЕ, ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ И ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ОЗЕР ВУРСa (УРУСКУЛЬ, Б. ИГИШ, М. ИГИШ, КУЯНЫШ, ТРАВЯНОЕ, ШАБЛИШ)**

На территории Восточно-Уральского радиоактивного следа расположено несколько десятков небольших пресноводных озер с различной минерализацией воды [52]. Из них в границах осевой части Следа находятся 14 непроточных озер степного типа [129; 188].

По географическому положению эти водоемы могут быть отнесены к двум группам [8; 166]:

I – озера Восточного склона Среднего Урала, являющегося в морфологическом отношении переходной зоной от низкогорий горного Урала к равнинным пространствам Западно-Сибирской низменности (например, озера Тыгиш, Б. Сунгуль, Червяное);

II – озера Восточного склона Среднего Урала, характеризующегося грядово-холмистым, сильно выровненным рельефом (например, озера Шаблиш, Травяное, Куяныш, Б. Игиш, Урускуль, Бердяниш, Алабуга).

В распределении и миграции радионуклидов в водоемах важное значение имеют физико-химические особенности абиотических компонентов – водной среды и донных отложений, биологические особенности гидробионтов, регулирующая роль таких абиотических факторов, как сезон года, температура, освещенность, рН и трофность водной среды, а также концентрация в воде изотопных, неизотопных носителей и физико-химическое состояние радионуклидов [196; 58]. Водородный показатель на водоемах, не вовлеченных или незначительно вовлеченных в хозяйственную деятельность, в основном определяется комплексом ландшафтно-климатических факторов. Так, для озер южной тайги характерны нейтральные (зимой – даже чуть кисловатые) воды, для озер лесостепи – нейтральные и слабощелочные воды. Щелочные свойства воды на эвтрофных

озерах значительно возрастают в летний период из-за фотосинтетической активности макрофитов и фитопланктона [98].

Согласно данным [73; 76; 32; 111], радионуклиды находятся в водной фазе во взвешенном, коллоидном и истинно растворенном состоянии [104], последнее из которых представлено свободными ионами и растворимыми комплексными соединениями с органическими и неорганическими лигандами. Неорганические соединения представлены галогенидами, сульфатами, фосфатами, карбонатами и др. Среди органических лигандов более прочными являются комплексы гуминовых и фульвокислот (преимущественно низкомолекулярных), входящих в состав гумусовых кислот природных вод. Накопление загрязняющих веществ на дне водоемов и ремобилизация их из донных отложений – один из важных механизмов регулирования содержания этих веществ в водной среде, влияющих на биопродуктивность водных экосистем и качество воды в них [72]. В результате поступления и седиментации взвешенных наносов, попадания и аккумуляции минеральных веществ (азота, фосфора и других биогенных элементов), органических соединений, тяжелых металлов, радионуклидов происходит заиление, эвтрофирование и загрязнение водоемов, что ухудшает качество их вод вследствие нарушения кислородного режима и других звеньев биотического круговорота. Донные отложения являются одним из важных факторов формирования гидрохимического режима водоемов в целом и качества водной среды в частности.

Нами были изучены 6 водоемов территории ВУРСа в Челябинской области (рис. 2.1), расположенных на удалении от 20 до 80 км от источника эмиссии (Урускуль, Б. и М. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш) и 2 контрольных озера (озера сравнения), не подвергшиеся загрязнению в результате аварии 1957 г. (Мисяш, Б. Боляш). Координаты изученных озер представлены в таблице 2.1.

Отбор проб воды и донного грунта производился дважды в год, в одни и те же гидрологические сезоны: конец подледного периода (март – апрель) и период конца биологического лета (август – сентябрь), для которых характерно экстремальное состояние экосистем уральских озер, отражающее их годовое развитие при минимально возможном запасе кислорода зимой и максимально возможной степени развития синезеленых водорослей летом. Исследование позволило выявить значимые (выше фона глобальных выпадений) концентрации радионуклидов; аномально высокие/низкие флуктуации содержания тяжелых металлов. Отбор почвенного грунта, водной флоры и ихтиологического материала проводился раз в год, в конце биологического лета.

Отбор проб воды проводился с поверхностных (0,2 – 0,5 м от поверхности) и придонных горизонтов (0,5 м от дна) батометром Молчанова ГР-18 (Россия) в трех повторностях на каждую точку (по 20 л на повторность на радиохимический анализ, по 1,5 – 2 л на гидрохимический анализ; ГОСТ 17.1.5.05. – 85 и ГОСТ Р 51592 – 2000).

Подготовленные пробы анализировались в лицензированных научных центрах (лабораториях), имеющих аттестаты аккредитации, с использованием оригинальных методов исследования. Определение морфометрических параметров озер проводилось согласно стандартным гидрологическим методикам [31; 15].

Определение гидрохимических параметров водоемов осуществлялось согласно стандартным методикам, с учетом предусмотренных руководящими документами погрешностей:

- рН – РД 52.24. – 495 – 95;
- $\text{HCO}_3^-$  – РД 52.24. – 493 – 95;
- $\text{SO}_4^{2-}$  – РД 52.24. – 401 – 95;
- $\text{Cl}^-$  – РД 52.24. – 407 – 95;
- $\text{Ca}^{2+}$  – РД 52.24. – 403 – 95;

- $\text{Mg}^{2+}$  – расчетный метод [130];
- $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  – РД 52.24. – 514 – 2002;
- $\text{O}_2$  – РД 52.24. – 419 – 95;
- $\text{Fe}_{\text{общ}}$  – РД 52.24. – 385 – 95;
- $\text{Cu}^{2+}$  – РД 52.24. – 465 – 95;
- $\text{Ni}^{2+}$  – РД 52.24. – 494 – 95;
- $\text{Mn}^{2+}$  – РД 52.24. – 467 – 95;
- $\text{Zn}^{2+}$  – РД 52.24. – 464 – 95;
- $\text{NH}_4^+$  – РД 52.24. – 486 – 95;
- $\text{NO}_2^-$  – РД 52.24. – 381 – 95;
- $\text{NO}_3^-$  – РД 52.24. – 380 – 95;
- $\text{P}_{\text{общ}}$  – РД 52.24. – 387 – 95;
- ХПК – РД 52.24. – 421 – 95;
- перманганатная окисляемость – по О.А. Алекину [3];
- прозрачность и температура воды – РД 52.24. – 496–95;
- взвешенные вещества – РД 52.24. – 468–95;
- цветность – РД 52.24. – 497–95.

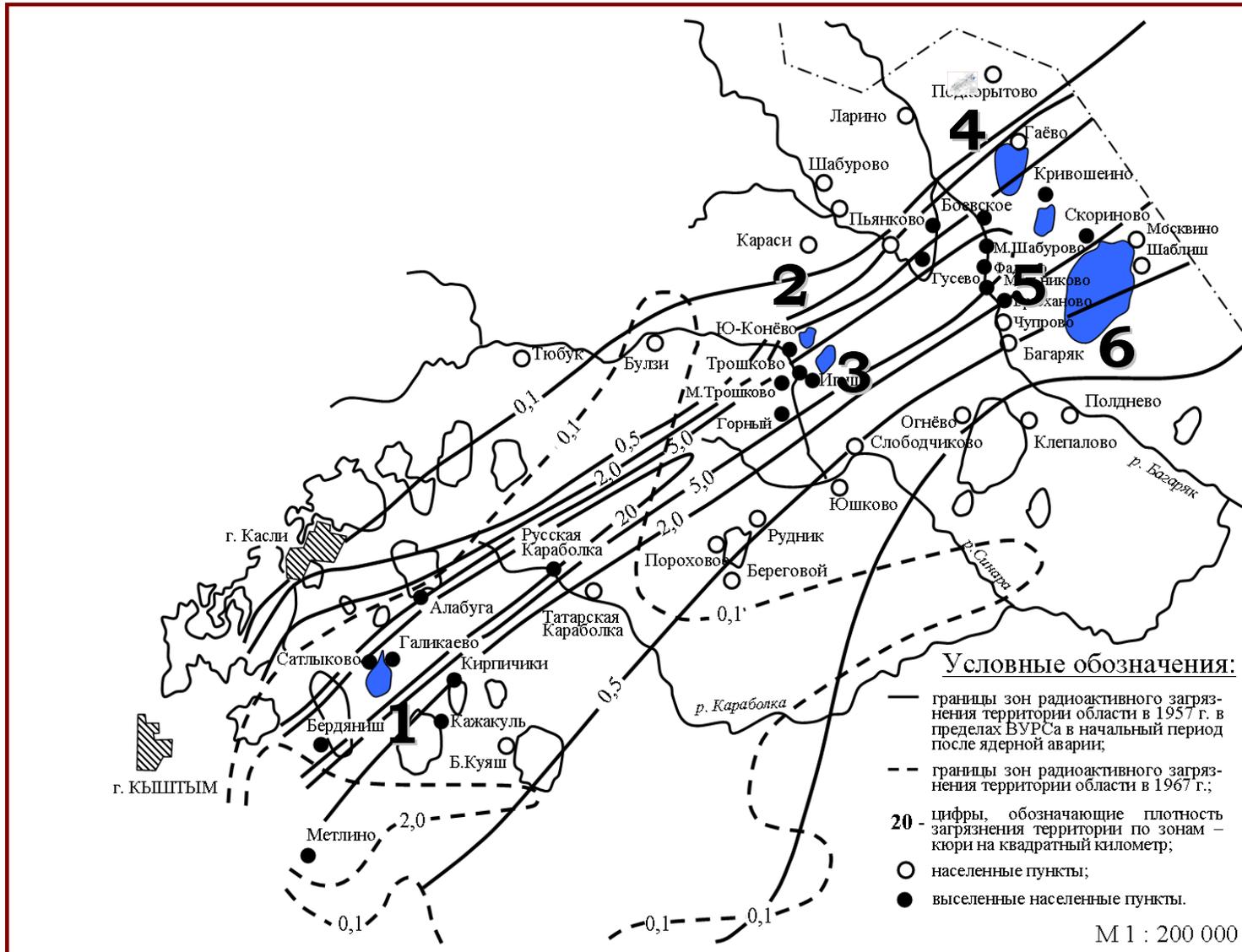


Рис. 2.1. Карта-схема Восточно-Уральского радиоактивного следа (цифрами отмечены исследованные водоемы:

1 – Урускуль, 2 – М. Игиш, 3 – Б. Игиш, 4 – Куяныш, 5 – Травяное, 6 – Шаблиш)

Оз. Мисяш расположено в 80 км в юго-западном направлении, а оз. Б. Боляш находится на расстоянии около 80 км в южном направлении от комплекса «С» радиохимического завода ПО «Маяк», где 29 сентября 1957 года произошел взрыв емкости-хранилища №14 (ссылка). Озера сравнения, или фоновые, находятся в одной лимнологической провинции с исследованными водоемами. Исходя из общей плотности загрязнения радионуклидами, изученные озера ВУРСа были разделены по расположению на три зоны – ближняя, 20 км от источника взрыва (оз. Урускуль), центральная, 60 км (озера Б. Игиш, М. Игиш), и периферийная, 80 км (озера Травяное, Куяныш, Шаблиш).

Таблица 2.1

Расположение изученных озер ВУРСа и контрольных водоемов

Озеро	Географические координаты	Абс. Отметка уровня, м Б.С.
Урускуль	55°50' с.ш., 60°55' в.д.	234,8
Б. Игиш	56°08' с.ш., 61°19'15" в.д.	227,8
М. Игиш	56°08' с.ш., 61° 17' в.д.	218,5
Травяное	56° 16' с.ш., 61° 31' 30" в.д.	189,8
Куяныш	56° 17'30" с.ш., 61°27'30" в.д.	205,5
Шаблиш	56° 15' с.ш.; 61° 35' в.д.	182,8
Мисяш	55°00'25" с.ш., 60°25'30" в.д.	328
Б. Боляш	55°01' с.ш., 60°21'30" в.д.	324,1

Исследованные озера на территории ВУРСа имеют общее происхождение, отдельные особенности строения котловин. Они различаются морфометрическими параметрами, условиями формирования гидрохимического состава стока с водосборов. Все эти характеристики в совокупности определяют условия накопления донных отложений и особенности внутреннего водообмена в озерах.

Из шести исследованных озер М. Игиш является ранее не исследованным водоемом. Впервые дано описание и общая характеристика озера, а также определены его морфометрические, гидрологические и гидрохимические параметры.

Климат исследуемого района является переходным между умеренно-континентальным и континентальным. Коэффициент континентальности (по Л. Горчинскому) составляет 47. Годовое количество осадков (P=50% обеспеченности) – 460 мм. Коэффициент увлажнения Высоцкого-Иванова за вегетационный период – 0,8 [131]. Зима продолжительная, умеренно-холодная, число дней со снежным покровом 168; средняя температура июля 17,0°C. Преобладают ветры западных направлений [8].

### **2.1. Общая характеристика оз. Урускуль, расположенного в ближней зоне ВУРСа**

Озеро Урускуль расположено в Каслинском районе в 7,5 км восточнее оз. Иртяш. Первоначальный уровень радиоактивного загрязнения воды по  $^{90}\text{Sr}$  составлял (на октябрь 1957 г.) 7400 Бк/л [128].

Котловина озера эрозионно-тектонического происхождения. Островов нет. Берега пологие, поросшие мелколиственным лесом (преимущественно береза) с примесью хвойных пород (сосна). Северный и северо-западный участки побережья – бывшие населенные пункты Сатлыково и Галикаево (снесены).

Водосбор озера и котловина сложены метаморфическими породами нижнего отдела силурийской системы (сланцы филлитовые, карбонатно-филлитовые, гнейсы слюдяные с подчиненными прослоями зеленых сланцев и мраморов). Северная часть водосбора находится в зоне контакта интрузивных пород позднепалеозойского возраста (граниты и гранит-порфиры) с метаморфическими силурийскими и более молодыми интрузивными породами среднего и позднего девона. Западная часть

водосбора сложена вулканогенными породами нижнего силура (порфириты базальтовые, туфы, зеленые сланцы) [21]. Озеро бессточное, эвтрофного типа. По термическому режиму относится к умеренным димиктическим замерзающим с невыраженной стратификацией водных масс [160].

## **2.2. Общая характеристика озер Б. Игиш и М. Игиш, расположенных в средней (центральной) зоне ВУРСа**

Озера Б. Игиш и М. Игиш расположены на Среднем Урале в зоне геоморфологических структур Зауральского пенеплена на водоразделе рек Синары и Боевки (бассейн р. Тобол). М. Игиш находится в двух км от оз. Б. Игиш в северо-западном направлении. Озера Б. и М. Игиш расположены в Каслинском районе, вблизи автотрассы Тюбук – Багаряк. В результате аварии с водосборной территории озера Б. Игиш был отселен населенный пункт – деревня Игиш. С 1958 г. экосистема озера развивается практически без влияния хозяйственной деятельности (естественным путем), что представляет научный интерес в исследовании распределения изотопов в компонентах экосистемы. Первоначальный уровень радиоактивного загрязнения воды составлял по  $^{90}\text{Sr}$  (на октябрь 1957 г.) порядка 1064 Бк/л [128].

Населенных пунктов на водосборе озера М. Игиш нет, после аварии в окрестностях оз. М. Игиш прекратили функционирование поселки Юго-Коневских рудников и д. Юго-Конево. Первоначальный уровень радиоактивного загрязнения воды по  $^{90}\text{Sr}$  составлял (на октябрь 1957 г.) порядка 300 Бк/л [128].

Геологическое строение бассейнов озер Б. и М. Игиш достаточно разнородное. Территории современного водосбора в основном сформировались в течение эпох силура, девона и начала каменноугольного периода. Котловины озер состоят из пород нижнего отдела силурийской системы, представленной амфиболитами, зелеными сланцами и

эффузивными породами базальтового состава. В строении водосборов преобладают углистые и глинистые сланцы, амфиболиты, песчаники, конгломераты. Территории испытали трансгрессию моря в начале кайнозойской эры. Отмечаются вкрапления палеогеновых осадочных морских пород, которые, в свою очередь, перекрыты чехлом четвертичных отложений. Озерные котловины лежат на линии дизъюнктивных нарушений [21].

Район расположения оз. Б. Игиш лежит в зоне восточного выступа южной светло-хвойной тайги с доминированием в древесном ярусе сосны и березы [122], в то время как район расположения оз. М. Игиш находится в зоне южной светлохвойной тайги с преобладанием березы.

По соотношению водного баланса изученные озера являются бессточными. Их основное питание осуществляется с осадками и водами поверхностного и подземного стока. По соотношению между стоком и испарением озера находятся в подзоне преобладающего испарения, доля осадков и испарения в водном балансе не превышает 75 % [8]. Модуль стока изученной территории составляет 3 л/с·км<sup>2</sup> [125].

По термическим параметрам описываемые водоемы относятся к умеренным димиктическим замерзающим озерам [160] с невыраженной стратификацией водной массы. Максимальная измеренная температура в августе 2003 г. достигала 27°С (поверхностные слои). К концу периода зимней стратификации температура в поверхностных слоях составляет 0,2°С. Озера относятся к эвтрофным водоемам.

### **2.3. Общая характеристика озер Травяное, Куяныш и Шаблиш, расположенных в дальней (периферийной) зоне ВУРСа**

Озера расположены в северной части Каслинского района Челябинской области (Средний Урал) вблизи границы со Свердловской областью. Первоначальный уровень радиоактивного загрязнения по <sup>90</sup>Sr составлял 400 Бк/л для оз. Травяное, 21 Бк/л для оз. Куяныш и 8,6 Бк/л для

оз. Шаблиш [128]. В геоморфологическом отношении котловины и водосбор озер Куяныш и Травяное лежат на Зауральском пенеплене Среднего Урала, в переходной зоне геоморфологических и геологических структур между всхолмленной Зауральской равниной и Западно-Сибирской плоскоравнинной страной. Озеро Шаблиш расположено в пределах западных окраин Западно-Сибирской плоскоравнинной страны.

Происхождение озерных котловин эрозионно-тектоническое, осложнено абразионными и, вероятно, для оз. Шаблиш, просадочными процессами.

Озера Куяныш и Травяное бессточные; оз. Шаблиш слабопроточное: в северной части в него впадают два ручья; из озера берет начало р. Исток, левый приток р. Синара (Тобольский бассейн).

Геологическое строение водосборной территории чрезвычайно разнообразно. Западная часть водосбора расположена на отложениях верхнего отдела девонской системы, представленной конгломератами, песчаниками, глинистыми и кремнистыми сланцами. Восточная часть водосбора лежит на более молодых отложениях нижнего отдела каменноугольной системы, представленной аналогичными осадочными и метаморфическими породами; дополнительно появляются прослои известняков (реже – мергелей). Южная часть водосбора представлена морскими отложениями нижнего эоцена – опоки, песчаники алевролиты. По западному борту котловин проходит линеамент дизъюнктивных нарушений (выраженный в рельефе), отделяющий свиты девонских и каменноугольных отложений [21].

Биоклиматически ландшафты относятся к зоне мелколиственных (преимущественно березовых) лесов, фрагментарно – к южной светлохвойной тайге с примесью лиственных пород [122].

Отселение населенных пунктов с прибрежной зоны озер Шаблиш и Куяныш не проводилось. На северном берегу оз. Куяныш расположена деревня Гаево. На северо-восточном участке побережья оз. Шаблиш

находится поселок Шаблиш. На северном берегу оз. Травяное находилась д. Кривошеино (снесена после аварии 1957 г.).

#### **2.4. Общая характеристика контрольных водоемов Мисяш, Б. Боляш, не подвергшихся аварийному радиоактивному загрязнению**

Озера Б. Боляш и Мисяш находятся в Чебаркульском районе, к западу от г. Челябинска на расстоянии 70 – 75 км. Водосборы сложены породами нижнего отдела силурийской системы (различные сланцы – кремнистые, филлитовые, зеленые, гнейсы), на водосборе оз. Б. Боляш распространены выходы интрузивных пород палеозойского возраста – граниты, в южной части водосбора – серпентиниты и талькокарбонатные породы [21]. Котловины эрозионно-тектонического происхождения, испытали различную степень метаморфизации.

Оз. Б. Боляш расположено в пределах предгорного прогиба и всхолмленных предгорий Ильменского хребта. Котловина оз. Мисяш лежит на Зауральском пенеппене в переходном районе между восточными предгорьями Ильменского хребта (Южный Урал) и холмисто-увалистой денудационной равниной.

Западная часть водосбора фоновых озер находится в биоклиматической зоне южной светлохвойной тайги (преобладающие древесные породы – сосна, осина, береза), восточная часть – в подзоне средней лесостепи (березовые колки и ленточные сосновые боры; [121]).

Оз. Мисяш расположено близ железнодорожной станции Мисяш; на восточном берегу оз. Б. Боляш расположено несколько домов бывшей деревни Пятихатка. Оз. Б. Боляш входит в зону санитарной защиты курорта Кисегач.

## 2.5. Морфометрические и гидрофизические характеристики озерных экосистем ВУРСа

Морфометрические параметры озерных котловин различаются в основном по площади озерного зеркала (от 0,68 км<sup>2</sup> на оз. М. Игиш до 38 км<sup>2</sup> на оз. Шаблиш). Максимальные глубины озер лежат в интервале 3 – 5 м. Преобладающая форма котловин – полуэллипсоидная и переходная к цилиндрической (табл. 2.2).

Величина цветности в озерах достаточно велика, почти повсеместно превышает гигиеническую норму (20<sup>0</sup>). Максимальная цветность отмечена зимой в придонных горизонтах оз. М. Игиш (78<sup>0</sup>) и оз. Урускуль (46<sup>0</sup>).

Оценки объема водной массы озер Урускуль, Куяныш были взяты из работ [165; 8]. Расчет объема водной массы озер Б. Игиш, М. Игиш и Шаблиш проводился по формуле объема усеченного конуса [31]:

$$V = \frac{h}{3} \cdot (f_i + f_{i+1} + \sqrt{f_i \cdot f_{i+1}}), \quad (1)$$

где:

- $h$  – шаг изобаты (принимался равным 1 м);
- $f_i$  – площадь поверхности, ограниченной изобатой  $i$  (линией одинаковых глубин), м<sup>2</sup>;
- $f_{i+1}$  – площадь поверхности, ограниченной изобатой  $i+1$  (линией одинаковых глубин), м<sup>2</sup>.

## Морфометрические параметры водоемов

Озеро	Площадь зеркала, км <sup>2</sup> (S)	Объем водной массы, млн. м <sup>3</sup>	Глубина макс., м (Н макс.)	Глуби- на сред., м (Н ср.)	Кэфф. откры- тости S/Нср	Кэфф. емкости Нср/Нмакс
Урускуль*	5,0	15,0	3,8	3,0	1,67	0,8
М. Игиш****	0,68	1,8	3,1	2,64	0,26	0,85
Б. Игиш****	1,6	3,6	3,3	2,7	0,6	0,82
Куяныш*	6,68	15,4	2,8	2,3	2,9	0,82
Травяное***	2,6	3,4	1,8	1,3	2,0	0,72
Шаблиш****	38,0	106,0	4,5	2,8	13,6	0,62
Мисяш**	4,4	11,0	3,8	2,5	1,76	0,66
Б. Боляш****	0,95	1,7	3,2	1,8	0,53	0,56

Примечание: \* – по данным [165];

\*\* – по данным [8; 165];

\*\*\* – по данным [52];

\*\*\*\* – по результатам собственных исследований

В оз. М. Игиш высокие значения цветности в подледный период обусловлены присутствием комплексных соединений железа (в марте 2003 г. отмечены высокие концентрации Fe от 0,25 мг/л в поверхностных водах до 1,04 мг/л в придонных водах). Значительные показатели цветности характерны для озер Б. и М. Игиш, а также оз. Б. Боляш, имеющих частично заболоченные водосборы и участки заболачивающегося побережья, обеспечивающих повышенное поступление органического вещества (рис. 2.2).

В придонных горизонтах величина цветности, как правило, превышает поверхностную. Для оз. Мисяш более высокие показатели цветности

отмечены в поверхностных горизонтах ( $26^0$  – поверхностные воды,  $16^0$  – придонные).

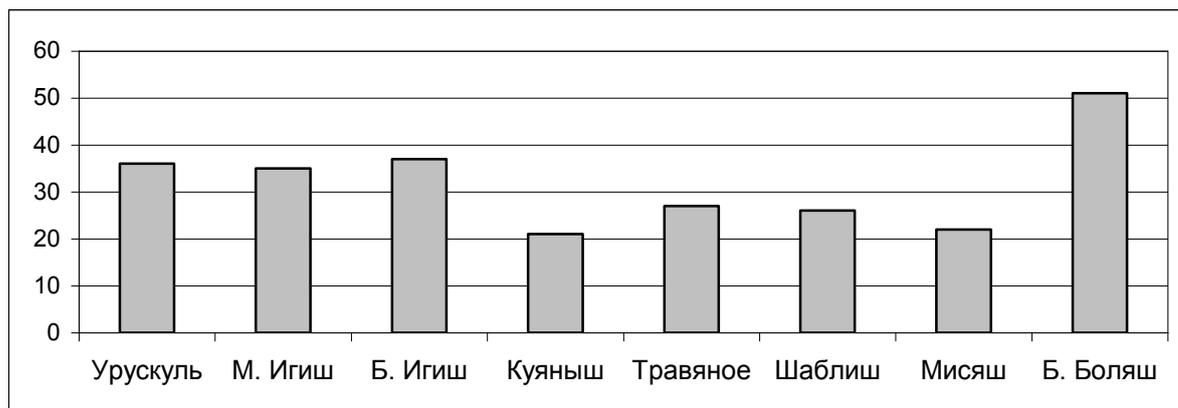


Рис. 2.2. Значения цветности ( $^0$ ) в исследованных озерах в летний период

Содержание взвешенных веществ в озерах связано также с морфометрическим показателем открытости, особенно ярко эта зависимость прослеживается у солоноватых неглубоких озер Урускуль и Мисяш (рис. 2.3). Однако для озер Куяныш, Шаблиш и некоторых других водоемов, имеющих значительный показатель открытости, отмечены невысокие значения взвесей в воде, что, по всей вероятности, обусловлено интенсивным развитием погруженной и плавающей высшей водной растительности. В целом ветровое взмучивание для изученных озер нехарактерно, концентрации взвешенных веществ находятся в пределах 5,0 – 17,5 мг/л [40].

Прозрачность по белому диску (в течение летнего и зимнего периода) изменяется в пределах 0,5 – 3 м (табл. 2.3).

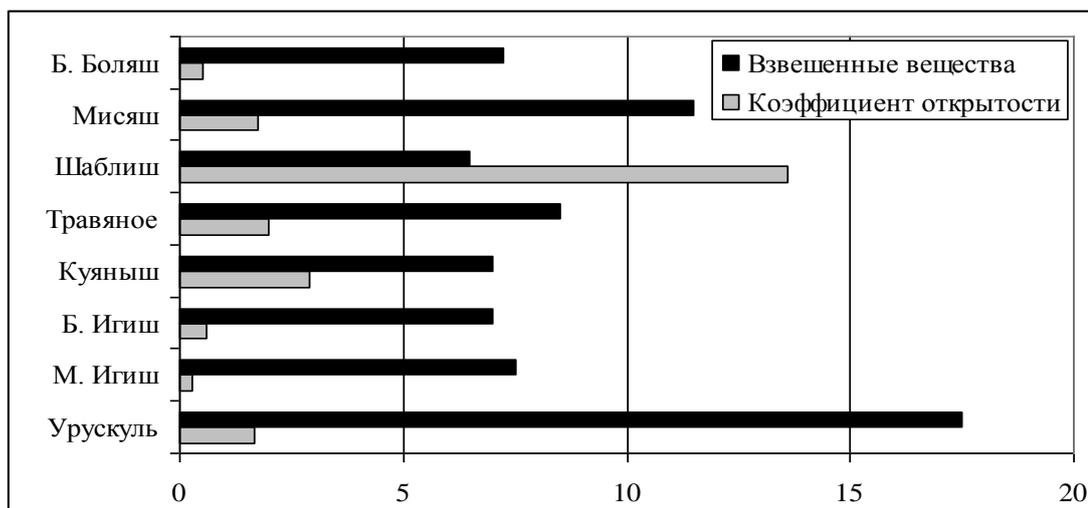


Рис. 2.3. Коэффициенты открытости котловин и концентрации взвеси в воде (мг/л) исследованных водоемов

Результаты оценки прозрачности характеризуют озера как водоемы, испытывающие в летнее время поступление взвешенных веществ с водосбора и достаточно интенсивное развитие фитопланктона (особенно на оз. Шаблиш). Для оз. М. Игиш отмечено некоторое преобладание летних значений прозрачности над зимними.

Таблица 2.3

Прозрачность по белому диску

Озеро	Диапазон значений прозрачности, м
Урускуль	1,0 – 2,1
Б. Игиш	1,0 – 2,2
М. Игиш	2,0 – 1,7
Куяныш	1,5 – 1,9
Травяное	1,5 – 1,8
Шаблиш	0,4 – 0,5
Мисяш	0,9 – 3,0
Б. Боляш	1,5 – 2,5

## 2.6. Динамика содержания основных ионов и биогенных элементов в исследованных озерах

По величине среднегодовой рН озерной воды было определено, что исследованные озера подразделяются следующим образом:

- рН = 6 – 7 (оз. М. Игиш);
- рН = 7 – 8 (озера Б. Игиш, Травяное);
- рН = 8 – 9,5 (озера Шаблиш, Куяныш, Урускуль, Мисяш, Б. Боляш).

Озера Мисяш и Урускуль имеют слабощелочные солоноватые воды (общая минерализация 1,5 – 4,3 г/л). Значения рН воды озера Б. Игиш и Травяное тяготеют к промежуточным формам (эпизодически отмечены рН менее 7 и менее 8 соответственно). Оз. Травяное – зарастающий водоем с разобщенными плесами, процессы заболачивания отмечены также и на озерах Б. и М. Игиш, что отразилось на величине рН.

Распределение основных ионов и минерализация воды в летний период 2001 – 2005 гг. представлены в таблице 2.4.

Озера лежат в гидрохимической провинции преимущественного распространения гидрокарбонатных вод смешанного катионного состава с общей минерализацией 0,5 – 1,0 г/л [40], но имеются и локальные отклонения от данного вида озерных вод, обусловленные местной геологической и гидрогеологической обстановкой.

Концентрации основных ионов существенно возрастают зимой (особенно в солоноватых озерах) в результате процессов ледообразования, но соотношение ионов, как правило, не изменяется, и тип минерализации остается прежним. Практически не отличаются летние и зимние концентрации основных ионов в воде озер Б. и М. Игиш (в подледный период минерализация несколько возрастает, достигая 330 и 110 мг/л соответственно). Минерализация в зимний период существенно увеличивается у озер Мисяш, Урускуль (до 1700 и 4323 мг/л соответственно).

Для хлоридных озер отмечено сезонное изменение гидрохимического типа с содового (I) летом до хлор-магниевого (IIIa) к концу подледного периода.

По сравнению с периодом 1956 – 1970 гг. [166] в последние годы наблюдается общее распреснение изученных водоемов, как следствие водных 1999 – 2006 гг.

Таблица 2.4

Содержание основных ионов и минерализация озерных вод, мг/л

Озеро	$\text{HCO}_3^-$	$\text{CO}_3^{2-}$	$\text{SO}_4^{2-}$	Cl	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma$ ионов
Урускуль	$\frac{1183-2179}{1478}$	$\frac{2,1-108}{64,5}$	$\frac{81-195}{149,5}$	$\frac{606-791}{663,2}$	$\frac{11,4-21,64}{15,5}$	$\frac{93-121}{104}$	$\frac{337-1948}{924}$	$\frac{2511-4665}{3399}$
М. Игиш	$\frac{55-71}{63,2}$	н/о*	$\frac{5,3-11,5}{8,8}$	$\frac{1,4-8,5}{4,2}$	$\frac{9,6-12}{10,9}$	$\frac{3,8-7,5}{5}$	$\frac{7,5-13,1}{8,3}$	$\frac{94-111}{102,4}$
Б. Игиш	$\frac{183-265}{214}$	н/о	$\frac{7-24}{13,8}$	$\frac{7-20}{11,9}$	$\frac{33-49}{42}$	$\frac{12-19}{14}$	$\frac{11-18}{14,3}$	$\frac{276-330}{292,7}$
Куяныш	$\frac{244-292}{263}$	$\frac{6-14,4}{10}$	$\frac{3,9-4,8}{4,4}$	$\frac{36,3-50}{41,6}$	$\frac{14,6-22,2}{19,8}$	$\frac{34,9-38}{36,5}$	$\frac{45-55,1}{49,4}$	$\frac{395-424}{410,6}$
Травяное	$\frac{237-299}{271}$	$\frac{0-6}{1}$	$\frac{4,2-6,8}{5,3}$	$\frac{23,9-28,4}{26,1}$	$\frac{27,5-45,3}{35,6}$	$\frac{26,3-32,6}{28,7}$	$\frac{26-33,3}{29}$	$\frac{364-439}{406}$
Шаблиш	$\frac{284-300}{292}$	$\frac{5,4-9}{7}$	$\frac{10-18,3}{15,3}$	$\frac{26,9-56,7}{39}$	$\frac{20,2-23,3}{21,8}$	$\frac{37,3-45,1}{40,5}$	$\frac{46-68}{54}$	$\frac{398-472}{450}$
Мисяш	$\frac{350-893}{630,1}$	$\frac{0,44-42}{19,8}$	$\frac{56,1-170}{88}$	$\frac{228-296}{258,6}$	$\frac{21-63,8}{37,8}$	$\frac{106-141}{122}$	$\frac{81-234}{178}$	$\frac{867-1684}{1342}$
Б. Боляш	$\frac{234-268}{249}$	$\frac{8,4-18}{14}$	$\frac{12,5-49}{25,8}$	$\frac{39,4-74,4}{52,5}$	$\frac{17,3-19,4}{18,6}$	$\frac{38-41}{39,3}$	$\frac{43,2-53,3}{46,7}$	$\frac{426,8-481,1}{445,8}$

Примечание: в числителе указаны пределы варьирования признака, а в знаменателе – среднее значение, \*н/о – не обнаружено

В целом обнаружено естественное распределение биогенных веществ (соединений азота минерального и фосфор общий), характерное для слабоэвтрофных и эвтрофных водоемов (рис. 2.4). Для изученных озер не отмечено существенного антропогенного загрязнения биогенными веществами.

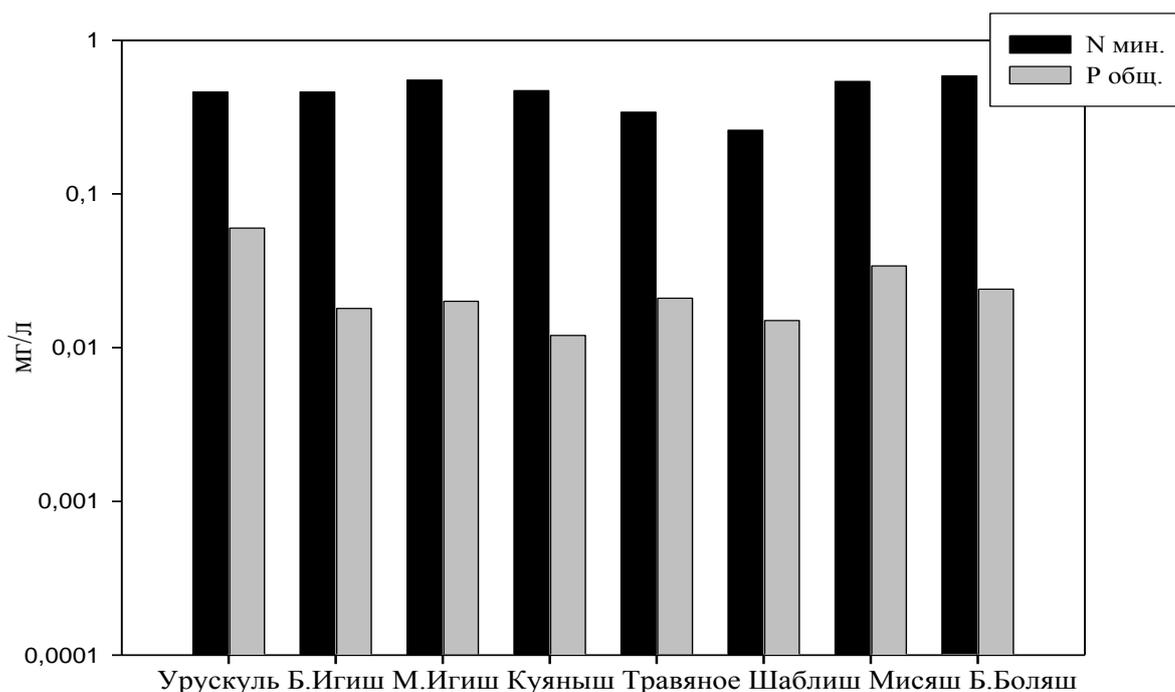


Рис. 2.4. Среднегодовые концентрации биогенных веществ, мг/л (2005 г.)

Максимальные концентрации нитратов и общего фосфора отмечены в зимний период. Также в изученных озерах отмечено незначительное количество органического вещества; его распределение в озерах соответствует местному зонально-ландшафтному типу: от 5 до 14 мгО/л (перманганатная окисляемость) до 41 – 80 мгО/л (ХПК). Максимальное количество органического вещества (рис. 2.5) отмечено в солоноватых гидрокарбонатных озерах (Урускуль). Повсеместно в эвтрофных водоемах наблюдается превышение ПДК для трудноокисляемой органики (ПДК по ХПК – 15 мгО/л), что, очевидно, также является местной ландшафтно-лимнологической особенностью.

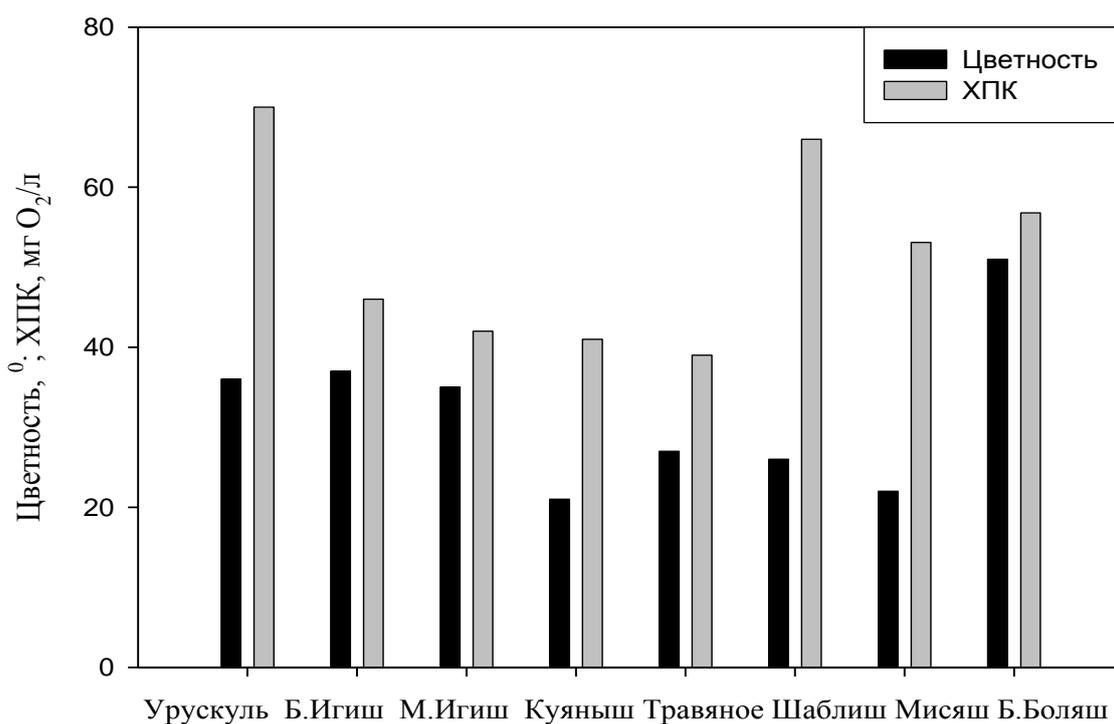


Рис. 2.5. Значения цветности ( $^{\circ}$ ) и ХПК (мгO<sub>2</sub>/л) для вод исследованных озер в летний период

Таким образом, исследование современного состояния изученных озер позволяет подразделить водоемы на три типа: солоноватые (Урускуль), ультрапресные (впервые изученный М. Игиш), пресные (Б. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш). Воды данных озер относятся к гидрокарбонатному классу, для них характерен содовый (I) тип; в катионной группе доминирует двухвалентный кальций (Б. Игиш, М. Игиш), двухвалентный магний (Куяныш, Травяное, Шаблиш, Б. Боляш, Мисяш). Все озера, включая фоновые, относятся к эвтрофному типу. В пресноводных экосистемах распределение биогенных веществ такое же, как для слабоэвтрофных и эвтрофных водоемов. Гидрологические характеристики исследованных гидробиоценозов (геоморфологические особенности котловин озер и водосборной территории; гипсометрическое положение; соотношение площадей зеркала озера и водосбора; минерализация водной массы; степень

трофности водоема) являются факторами, которые в совокупности определяют специфику обменных процессов основных компонентов и степень миграционной активности радионуклидов в пресноводных экосистемах замедленного водообмена.

### ГЛАВА 3. АККУМУЛЯЦИЯ И МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ, МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСа

Основными средами для аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и микроэлементов на исследованной территории служат вода, донные отложения и высшая водная растительность озер, а также почвы водосборных территорий. При этом вода озер является как транспортной средой (поверхностный и внутрипочвенный сток в прибрежных экосистемах), так и субстратом, в котором протекают первые процессы трансформации химических форм радионуклидов.

Непроточные водоемы, загрязненные радионуклидами, могут являться потенциальными источниками их поступления в организм человека. В связи с этим большое значение имеет выявление закономерностей поведения радионуклидов и дальнейший прогноз их содержания в воде. В настоящее время известно, что биологически наиболее опасным среди техногенных радионуклидов является  $^{90}\text{Sr}$ . Результаты длительных наблюдений за содержанием  $^{90}\text{Sr}$  в воде непроточных водоемов позволяют констатировать, что данный вид загрязнения является наиболее значимым, с учетом первоначальных уровней загрязнения, подвижностью  $^{90}\text{Sr}$  в биоцепочках, возможностью накапливаться в скелете и длительное время облучать красный костный мозг. Красный костный мозг определяет состояние гемопоэза, который влияет на выживаемость биообъектов после облучения. Естественные процессы самоочищения воды, при которых перенос радионуклида из воды в донные отложения является основным, не приводят к полной очистке воды от радионуклида [170].

С самого начала формирования радиоактивного загрязнения на территории ВУРСа проводились радиоэкологические и дозиметрические исследования сотрудниками Института прикладной геофизики (ИПГ, г. Москва), центральной заводской лаборатории ПО «Маяк» (ЦЗЛ, г. Озерск),

а позже сотрудниками опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» (ОНИС, г. Озерск) и филиала №4 Института биофизики (ныне Уральского научно-практического центра радиационной медицины, УНПЦ РМ, г. Челябинск). Первоначальные исследования на непроточных водоемах ВУРСа, как правило, включали эпизодические измерения суммарной бета-активности, удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде, донных отложениях, макрофитах и представителях ихтиофауны. Первые комплексные исследования на озерах ВУРСа были проведены в начале 1960 гг. под руководством Ф.Я. Ровинского (ИПГ) с целью определения уровней и характера загрязнения озер. Начальное количество радиоактивного вещества в каждом непроточном водоеме определялось интегральным значением плотности радиоактивных выпадений на его акваторию. Оценки начального запаса радионуклидов в некоторых озерах Восточно-Уральского радиоактивного следа (осень 1957 г.) приведены в таблице 3.1.

Таблица 3.1

Начальный запас радионуклидов в озерах Восточно-Уральского радиоактивного следа [127]

Озеро	Площадь водного зеркала, км <sup>2</sup>	Предельные значения загрязнения, кБк $^{90}\text{Sr}/\text{м}^2$	Запас радионуклидов			
			$^{90}\text{Sr}$		суммарная $\beta$ -активность	
			Бк	Ки	Бк	Ки
Урускуль	4,2	13000-33000	$6,7 \cdot 10^{13}$	1800	$2,5 \cdot 10^{15}$	67000
Б. Игиш	1,7	440-920	$1,7 \cdot 10^{12}$	46	$6,3 \cdot 10^{13}$	1700
Тыгиш	6,7	110-300	$1,7 \cdot 10^{12}$	45	$6,3 \cdot 10^{13}$	1700
Травяное	2,6	260-440	$1,0 \cdot 10^{12}$	27	$3,7 \cdot 10^{13}$	1000

В УНПЦ РМ многолетние радиоэкологические исследования на водоемах ВУРСа проводились Н.Г. Сафроновой, начиная с 1960 года. В результате длительного радиоэкологического мониторинга в УНПЦ РМ

был накоплен уникальный материал по удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде, донных отложениях и других компонентах озерных экосистем, включающий архивные данные за период 1957 – 1966 гг. и результаты собственных исследований, начиная с 1960 года. На основе этой информации в УНПЦ РМ были созданы компьютерные базы данных, в частности, база данных по удельной активности воды, на основе которых возможен комплексный анализ накопленного материала. К сожалению, начиная с середины 1980-х гг., инструментальные исследования непроточных водоемов ВУРСа носили эпизодический характер. В связи с этим возникла необходимость оценки современного состояния пресноводных гидробиоценозов ВУРСа и определения возможности их возврата в хозяйственный оборот.

Комплексное исследование радиоэкологической ситуации на изученных озерах проводилось в 1999 – 2007 гг. (через 44 – 52 года после аварии и загрязнения озер). К настоящему времени первоначальная картина загрязнения изменилась в результате естественного распада радионуклидов, перераспределения их по основным компонентам озерной экосистемы: вода – донные отложения – высшая водная растительность – ихтиофауна. Через год после аварии основную значимость в озерных экосистемах ВУРСа приобрели долгоживущие радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Основные требования, лежащие в основе отбора проб на радиохимический анализ [95; 96], определяются необходимостью полной оценки распределения радионуклидов и чувствительностью используемых физических и радиохимических способов их детекции. Обработка и подготовка к соответствующему анализу отобранных проб производилась по стандартным общепринятым методикам [140].

Отбор проб воды на определение  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и микроэлементов описан в главе 1.

Донные отложения были представлены двумя типами: илистые сапропели и торфяные грунты (сфагновые). Отбор проб донных отложений осуществлялся с использованием стандартного гидрологического оборудования, позволяющего получать образцы с ненарушенной стратификацией. Колонки донных отложений на исследованных озерах отбирались до подстилающих пород, также неоднократно производился отбор колонок грунтов глубиной до 30, в отдельных случаях до 65 см.

Точки отбора проб донных отложений приведены на рис. 3.1 – 3.6.

Для отбора колонок донных отложений в конце гидрологической зимы применялась поршневая трубка Ливингстона в модификации Д.А. Субетто [34]. Данный прибор обеспечивает отбор иловой колонки с ненарушенной стратификацией мощностью в 9,5 м на глубине озера до 10 м (общая длина рабочей колонны около 20 м). Также для отбора стратифицированных проб использовались коробчатые дночерпатели (в частности, Экмана-Берджи) или цилиндрические гравитационного типа с нижней диафрагмой [104]. Отбор производился после откачки верхнего слоя воды, послойно, широкой плоской ложкой, при постоянном контроле мощности отбираемого слоя.

Для отбора стратифицированных проб по методу трансекты производилось бурение донных отложений оз. Б. Игиш (рис. 3.3).

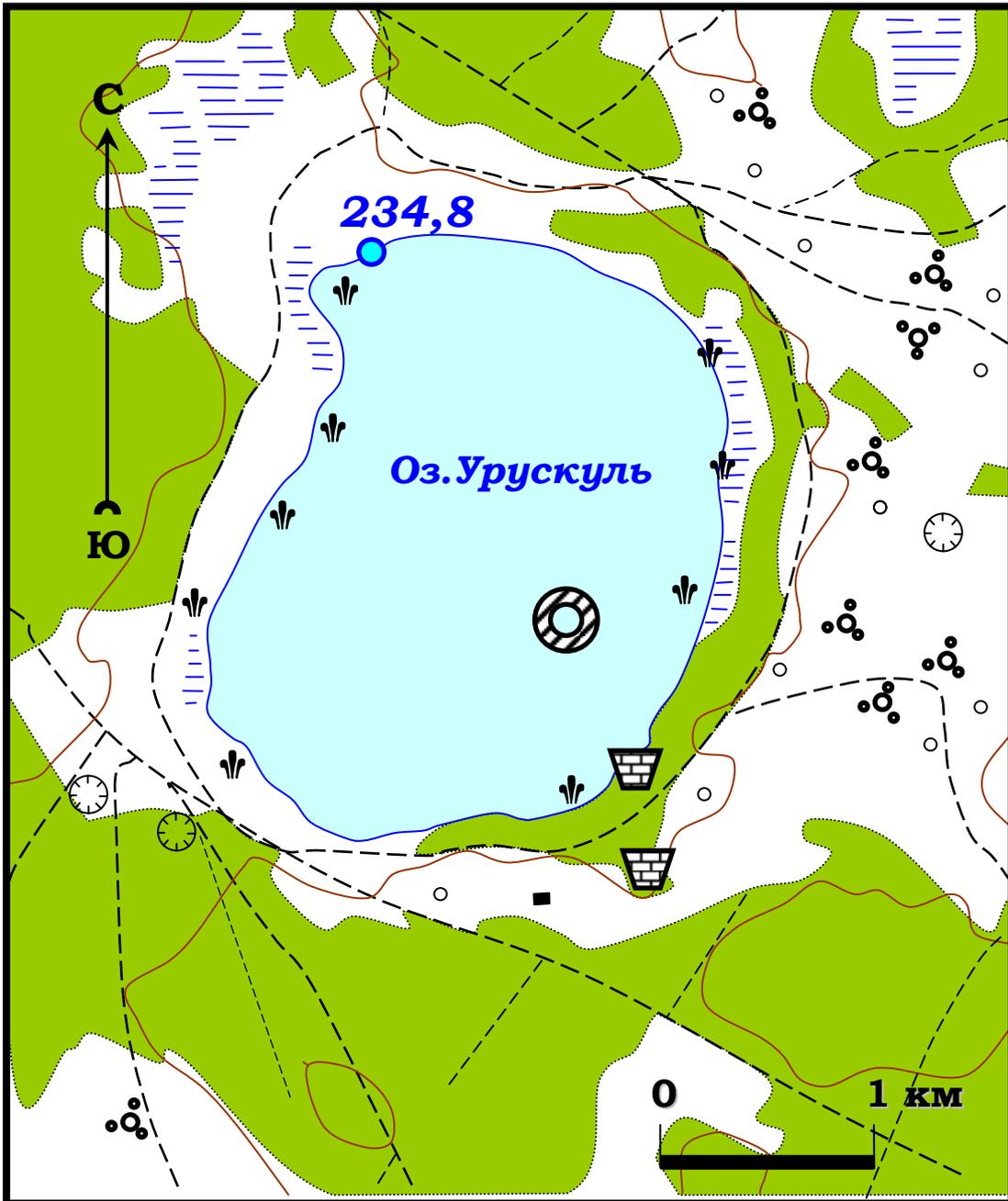


Рис. 3.1. Карта-схема отбора проб донных отложений на акватории и мест закладки почвенных разрезов на водосборной территории оз. Урускуль

*Условные обозначения*

-  Места отбора проб донных отложений
-  Места закладки почвенных профилей

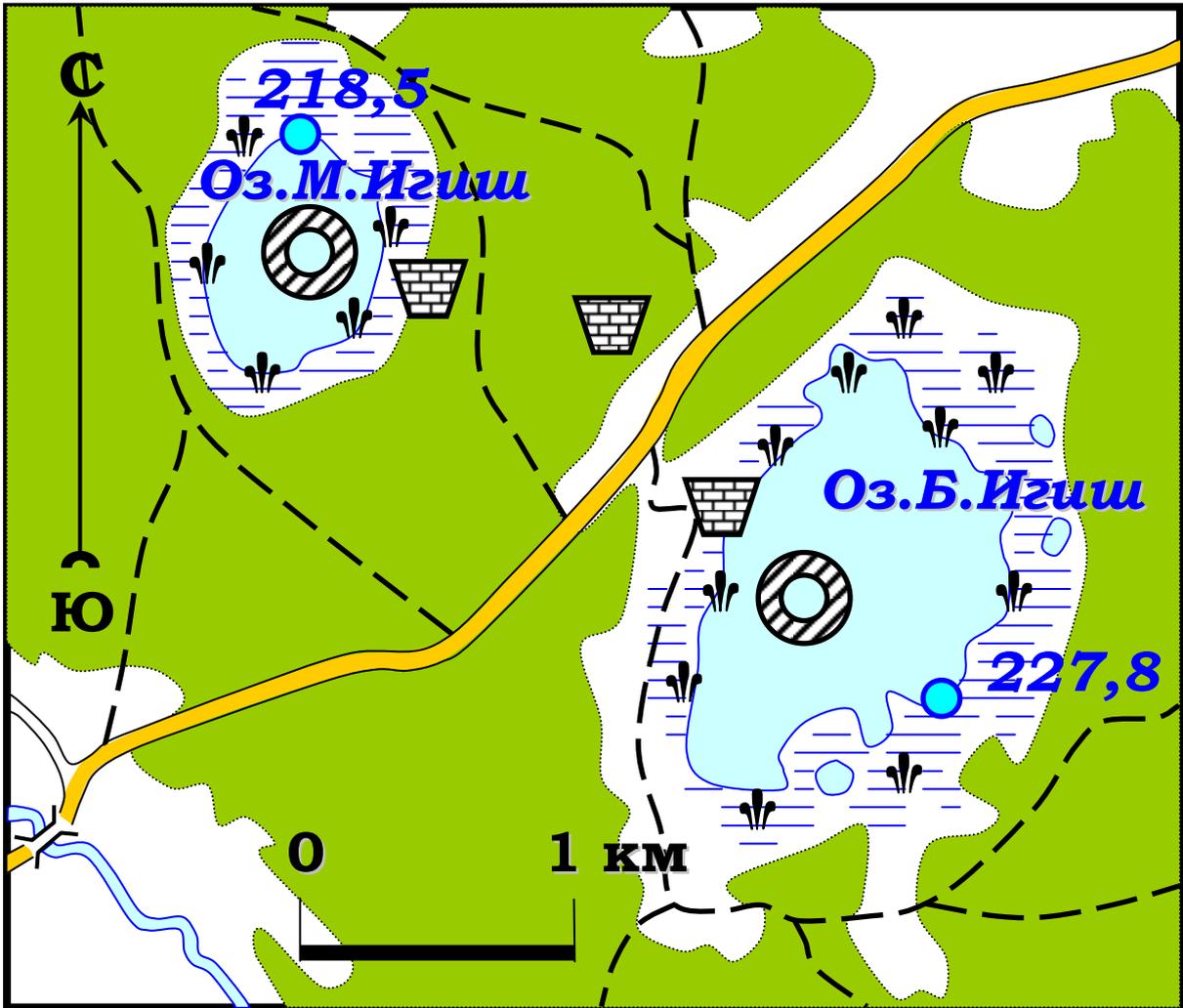


Рис. 3.2. Карта-схема отбора проб донных отложений на акватории и мест закладки почвенных разрезов на водосборных территориях озер Б. Игиш и М. Игиш

*Условные обозначения*

-  Места отбора проб донных отложений
-  Места закладки почвенных профилей

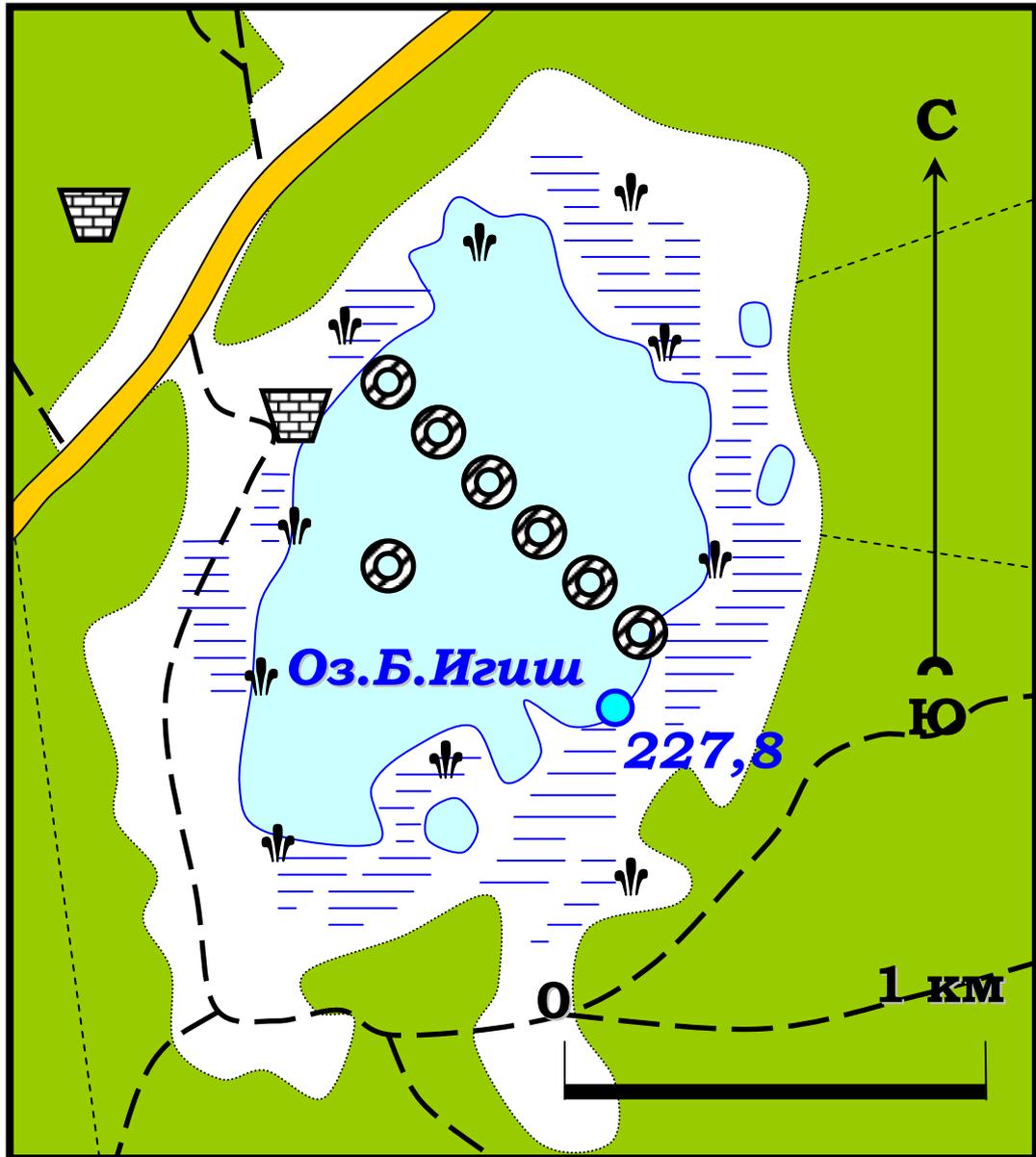


Рис. 3.3. Карта-схема отбора проб донных отложений по трансекте

на акватории оз. Б. Игиш

*Условные обозначения*



Места отбора проб донных отложений  
(в том числе трансекта из 15 точек)



Рис. 3.4. Карта-схема отбора проб донных отложений на акватории и мест закладки почвенных разрезов на водосборной территории оз. Куяныш

*Условные обозначения*



Места отбора проб донных отложений



Места закладки почвенных профилей



Рис. 3.5. Карта-схема отбора проб донных отложений на акватории и мест закладки почвенных разрезов на водосборной территории оз. Шаблиш

*Условные обозначения*



Места отбора проб донных отложений



Места закладки почвенных профилей

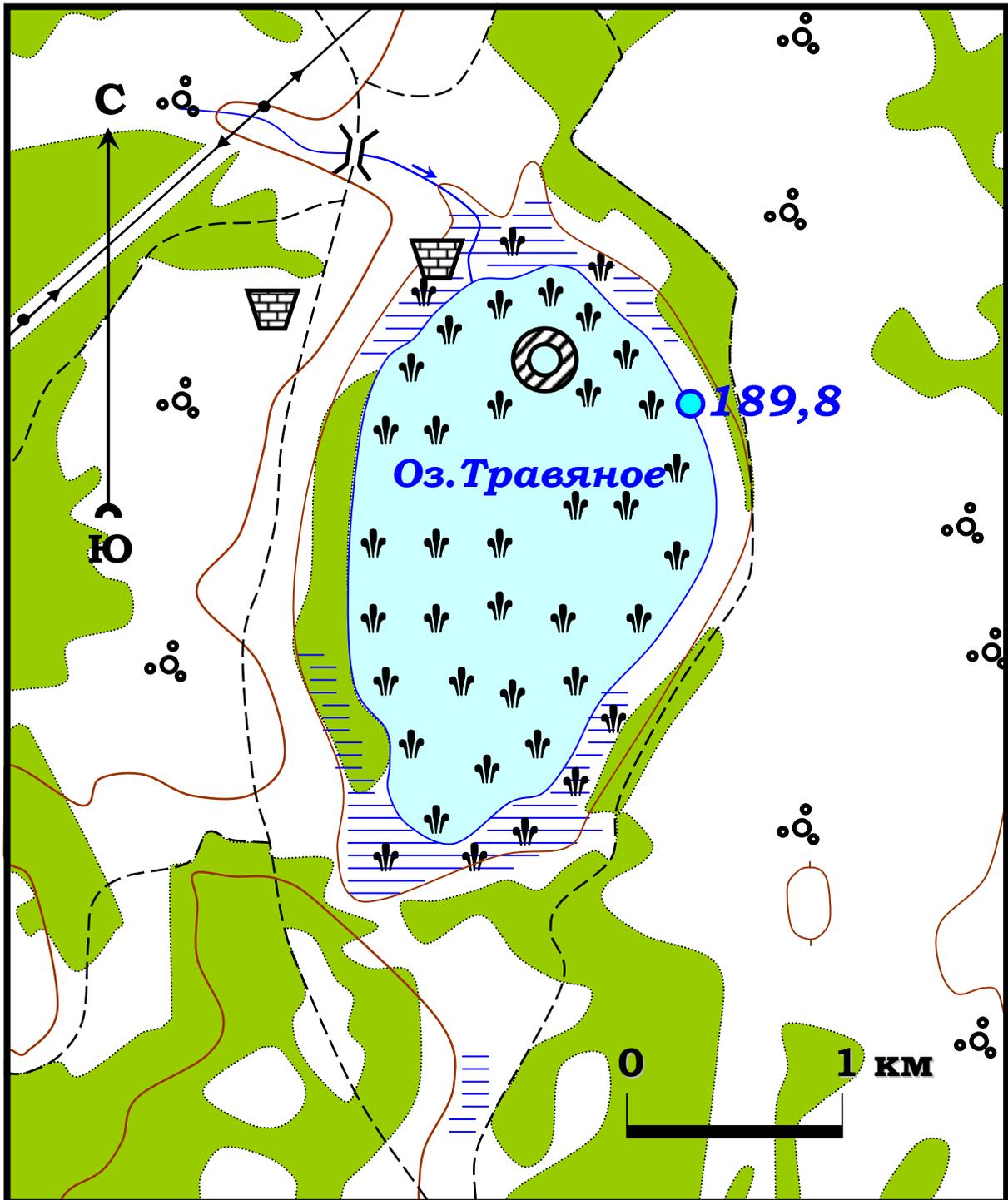


Рис. 3.6. Карта-схема отбора проб донных отложений на акватории и мест закладки почвенных разрезов на водосборной территории оз. Травяное

*Условные обозначения*

-  Места отбора проб донных отложений
-  Места закладки почвенных профилей

Пробы отбирались по трансекте с севера на юг в 15 точках. Верхние 10 см отобраны в два слоя дночерпателем Экмана-Берджи, глубже – поршневой трубкой Ливингстона. Для обеспечения корректного веса проб в каждой из трех точек трансекты отобрано 5 колонок «конвертом», между центрами колонок менее 1 м. Горизонты практически совпадают: несогласованность в 1 – 1,5 см между крайними точками по линии северо-запад – юго-восток говорит об однородности условий осадконакопления в пределах «конверта». Глубины по трансекте от 2 до 3,2 м.

Донные осадки высушивались при комнатной температуре, просеивались через сито с размером ячеек 0,315 мм.

Для проб почв и донных отложений, анализируемых на содержание тяжелых металлов, применялось автоклавное вскрытие. Подготовленные пробы анализировались в лицензированных научных центрах (лабораториях), имеющих аттестаты аккредитации:

$\gamma$ -спектрометрический и радиохимический анализы были сделаны в Уральском научно-практическом центре радиационной медицины, в отделе внешней среды – аттестат аккредитации испытательной лаборатории (центра) в системе аккредитации радиационного контроля №. САРК. RU. 0001. 441801 от 24 ноября 2006 г. Федеральное агентство по техническому регулированию и метрологии № 000031.

Атомно-абсорбционный, рентгенофазовый анализ и анализ методом инфракрасной спектроскопии выполнены в аккредитованном Южно-Уральском центре коллективного пользования по исследованию минерального сырья Института минералогии УрО РАН – аттестат аккредитации Госстандарта РФ № РОСС RU.0001.514536.

Определение  $^{137}\text{Cs}$  производилось  $\gamma$ -спектрометрическим методом [87]. Относительная погрешность измерения в диапазоне 121-1460 кэВ составляет 15% при доверительной вероятности  $p=0,95$ . Статистическая ошибка измерений при нижнем пределе обнаружения

(20 Бк/кг) составляет 50%. Свидетельство о поверке № 201 от 13.06.2006 (ФГУ «Уралтест»).

Принцип метода определения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде основан на совместном концентрировании из больших объемов (10 – 20 л)  $^{137}\text{Cs}$  на ферроцианиде никеля и  $^{90}\text{Sr}$  в виде карбонатов. Измерение бета-активности выделенных препаратов проводится на малофоновых установках УМФ-1500 и УМФ-2000. Относительная погрешность измерения удельной активности радионуклидов в диапазоне 0,1 – 1,0 Бк – 35 %, от 1,0 до 5,0 Бк – 26 %, свыше 5,0 Бк – 20 %. Свидетельство о поверке № 2004 и № 206 от 13 июня 2006 г. [88]. Принцип метода определения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвенных и донных образцах основан на преимущественной экстракции  $^{90}\text{Y}$  моноизооктилметиловым эфиром фосфоновой кислоты после предварительной подготовки, измерение бета-активности выделенных препаратов проводится на малофоновых установках УМФ-1500 и УМФ-2000. Относительная погрешность метода при доверительной вероятности  $p=0,95$  составляет 15 %. Свидетельство о поверке № 2004 и № 206 от 13 июня 2006 г. [88].

Определение содержания микроэлементов производилось на атомно-абсорбционных спектрометрах:

- с пламенным режимом атомизации воздух – ацетилен "Perkin – Elmer 3110" (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Co, Ni);
- с пламенным режимом атомизации ацетилен – оксид азота (I) "Perkin – Elmer 3110" (Ba, Sr);
- с электротермическим режимом атомизации "AAAnalyst 300, HGA 850", автосамплер AS-90, фирмы "Perkin – Elmer" (Pb, Cd).

Диапазоны концентрации элементов, определяемых ААС, указаны в таблице 3.2. Для контроля в каждую партию проб включался международный стандарт JLK-1 (lake sediments) или CRM 141R (calcareous loam soil). Относительное стандартное отклонение не превышало для большинства элементов 8%, для Pb эта величина составляла 10%.

Таблица 3.2

Диапазоны концентрации элементов, определяемых  
атомно-абсорбционными спектрометрами

Определяе- мый элемент	Fe	Mn	Cu	Zn	Co	Ni	Pb	Cd
	мг/л							
Длина волны, nm	248,3	279,5	324,8	213,9	240,7	232,0	283,3	228,8
Диапазон ААС с пламенным режимом атомизации	0,1- 5,0	0,052- 2,0	0,077- 5,0	0,018- 1,0	0,12- 3,5	0,14- 2,0	0,45- 2,0	0,028- 2,0
Норма погрешности ГОСТ 27384-87	0,1-1 мг/л- ±20 %; 1- 5 мг/л- ±15 %	±25 %	±25 %	до 0,1 мг/л- ±25 % св. 0,1 мг/л- ±15 %	до 1 мг/л- ±25 %, св. 1 мг/л- ±10%	до 0,5 мг/л- ±25 %, св. 0,5 мг/л- ±10%	±15 %	До 1 мг/л- ±25 %, св. 1 мг/л- ±10 %
	мг/л							
Диапазон ААС с электро- термическим режимом атомизации	-	-	-	-	-	-	0,2- 100	0,02- 5,0
Норма погрешности ГОСТ 27384-87							±50 %	±25 %

Для определения форм нахождения радионуклидов использовалась методика Павлоцкой Ф.И. [108; 111] в модификации УНПЦ РМ [90] и Института экологии растений и животных УрО РАН [94].

Определение форм нахождения радионуклидов и микроэлементов по Тессье [198] проводилось в пять этапов: обменная, карбонатная, оксиды, гидроксиды железа и марганца, органическая, необменная. Для определения минерального состава донных отложений был выполнен рентгенофазовый анализ на дифрактометре ДРОН-2.0 в лаборатории физических методов

анализа минерального сырья (ИМин УрО РАН). Идентификация основных базальных отражений производилась по международной картотеке рентгеновских данных JCPDS.

Для расчета плотности загрязнения использовалась формула (3.1):

$$P = A/S, \quad (3.1),$$

где  $P$  – плотность загрязнения слоя ( $\text{Бк}/\text{км}^2$ ,  $\text{Ки}/\text{км}^2$ ),

$A$  – активность определенного слоя донных отложений или почвы ( $\text{Бк}$ ,  $\text{Ки}$ ),

$S$  – площадь отбора донных отложений или почвы ( $\text{км}^2$ ).

При расчете запаса радионуклидов и микроэлементов в воде использовалась формула (3.2), приведенная в работе Н.Г. Мешалкиной [89]:

$$Q = c \cdot V \quad (3.2),$$

где  $Q$  – количество исследуемого элемента во всем объеме воды ( $\text{Бк}$ ,  $\text{кг}$ ),

$C$  – удельная активность радионуклида ( $\text{Бк}/\text{л}$ ) или концентрация исследуемого элемента ( $\text{мг}/\text{л}$ ),

$V$  – объем водной массы, л.

При расчете запаса радионуклидов в донных отложениях использовалась формула (3.3), приведенная в работе Н.Г. Мешалкиной [89]:

$$Q = X \cdot S \quad (3.3),$$

где  $Q$  – запас радионуклида в иле ( $\text{Бк}$ ),

$S$  – площадь донных отложений, принятая равной площади водного зеркала ( $\text{м}^2$ ),

$X$  – плотность загрязнения радионуклидом донных отложений ( $\text{Бк}/\text{м}^2$ ).

Для статистической обработки данных использовали стандартные программы Microsoft Excel, Sigma Plot v. 12.0, Statistica – 5.1. При выборе адекватного метода статистической обработки оценивали характер распределения исходных данных. Распределение радионуклидов в группах исследуемых объектов, как правило, было близко к логнормальному

распределению, поэтому в качестве среднегрупповой оценки использовали среднее геометрическое с соответствующим стандартным геометрическим отклонением.

В зависимости от характера распределения исходных данных для сравнения средневыборочных оценок были использованы различные критерии: t-критерий Стьюдента, критерий Фишера [155; 2]. Различия считались достоверными при  $p < 0,05$ . Для анализа связи между изучаемыми показателями использовали корреляционный анализ с применением критериев Пирсона и Спирмена и линейный регрессионный анализ.

Имеющиеся экспериментальные данные, описывающие временную динамику удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде исследованных озер, аппроксимировали суммой двух экспонент (уравнение 3.4). Кроме того, данные, описывающие снижение во времени удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль, были аппроксимированы суммой трех экспонент (уравнение 3.5):

$$^{90}\text{Sr}(t) = ^{90}\text{Sr}(t_0) \cdot (a_1 \cdot e^{-\lambda_1 t} + a_2 \cdot e^{-\lambda_2 t}) \quad (3.4)$$

$$^{90}\text{Sr}(t) = ^{90}\text{Sr}(t_0) \cdot (a_1 \cdot e^{-\lambda_1 t} + a_2 \cdot e^{-\lambda_2 t} + a_3 \cdot e^{-\lambda_3 t}) \quad (3.5)$$

где:

- $^{90}\text{Sr}(t)$  – удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде в момент времени  $t$ ;
- $^{90}\text{Sr}(t_0)$  – удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде на начальный момент загрязнения (1957 год);
- $a_i, \lambda_i$  – параметры модели ( $\sum a_i = 1$ );
- $\lambda_i$  – постоянные очищения воды за счет различных процессов ( $\text{год}^{-1}$ ), включая физический распад  $^{90}\text{Sr}$ ;
- $t$  – время, прошедшее с начала загрязнения; годы.

### 3.1. Динамика изменения удельной активности $^{90}\text{Sr}$ и современные уровни радиоактивного загрязнения воды озер ВУРСа

Для изучения временной динамики изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде непроточных озер был проведен анализ имеющихся архивных данных, полученных с использованием комплекса методов в разные периоды времени с начала формирования ВУРСа. Характеристика имеющихся архивных данных по измерениям удельной активности воды приведена в таблице 3.3. В данную таблицу также включена информация о современных исследованиях, которые проводятся, начиная с 2001 года. Эти данные послужили основой для изучения динамики самоочищения непроточных водоемов ВУРСа (Урускуль, Б. Игиш, Куяныш и Травяное). По оз. Шаблиш приводятся результаты современных исследований удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  только в воде, так как данный водоем относится к полусточным озерам. Для оз. М. Игиш, в связи с недостатком данных о загрязнении в период с 1957 по 2001 гг., также приводятся результаты по удельной активности радионуклидов в воде только в настоящее время. Поэтому для водоемов Шаблиш и М. Игиш оценивается только кратность очищения водной массы озер.

Имеющиеся результаты измерений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде исследованных озер, полученные в течение длительного периода наблюдений (1957 – 2005), аппроксимировали функцией, представляющей сумму двух экспонент (уравнение 3.4). Кроме того, данные, описывающие снижение во времени удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озера Урускуль, были аппроксимированы суммой трех экспонент (уравнение 3.5).

*Динамика изменения удельной активности и прогноз запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Урускуль, Б. Игиш, Куяныш, Травяное<sup>1</sup>*

Динамика изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль (1957 – 2005), расположенного в ближней зоне от места взрыва, представлена на рис. 3.6. Озеро Урускуль является наиболее полно обследованным среди озер ВУРСа.

---

<sup>1</sup> Математическое описание динамики изменения удельной активности в воде и прогноз запасов  $^{90}\text{Sr}$  выполнены совместно с Н.Б. Шагиной (к.физ.-мат.н., н.с. биофизической лаборатории УНПЦ РМ).

Характеристика исходных данных для изучения динамики изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде непроточных водоемов

Год	Исследуемые озера*	Характеристика данных	Метод определения удельной активности	Исследователи (учреждение)	Источник данных
1	2	3	4	5	6
1957	Б. Игиш, Шаблиш, Куяныш, Травяное	Восстановленные на момент загрязнения (сентябрь, 1957 г.) значения удельной активности $^{90}\text{Sr}$ в воде, полученные путем расчета суммарного запаса $^{90}\text{Sr}$ в водоеме по результатам измерений, выполненных в 1961 году	Радиохимические измерения удельной активности $^{90}\text{Sr}$ в воде и донных отложениях	Ф.Я. Ровинский и др. (Институт прикладной геофизики, г.Москва)	[106]
1957	Урускуль	Восстановленные на момент загрязнения (сентябрь, 1957 г.) значения удельной активности $^{90}\text{Sr}$ в воде, полученные путем расчета суммарного запаса $^{90}\text{Sr}$ в водоеме по результатам измерений, выполненных в 1964 – 1983 гг.	Радиохимические измерения удельной активности $^{90}\text{Sr}$ в воде и донных отложениях	Н.Г. Сафронова (Уральский научно – практический центр радиационной медицины, г. Челябинск)	[137]
1959	Урускуль, Б. Игиш, Шаблиш	Расчетные значения по результатам измерений суммарной бета-активности в воде**	$\beta$ -метрия	Ю.И. Мельников и др. (Медико - санитарный отдел, г. Озерск)	[106]
1960-1961	Куяныш, Травяное, Шаблиш	Расчетные значения по результатам измерений суммарной бета-активности в воде***	$\beta$ -метрия	Санитарно - эпидемиологическая станция, г. Касли, Челябинская область	База данных УНПЦ РМ

Окончание таблицы 3.3

1	2	3	4	5	6
1962 - 1964	Б.Игиш, Урускуль	Расчетные значения по результатам измерений суммарной бета-активности в воде в предположении, что вклад $^{90}\text{Sr}$ в суммарную бета-активность в воде оз. Б. Игиш составлял 47 %, а в оз. Урускуль – 47,9 %; прямые измерения	$\beta$ -метрия и параллельные радиохимические измерения 1962 – 1964 гг.	Л.В. Анненкова и др. (Опытная научно - исследовательская станция ПО «Маяк»)	[106]
1965-1966	Б. Игиш	Расчетные значения по результатам измерений суммарной бета-активности в воде в предположении, что вклад $^{90}\text{Sr}$ в суммарную бета-активность в воде составлял 49,4 %	$\beta$ -метрия	А.Я. Коготков и др. (Центральная заводская лаборатория ПО «Маяк»)	[52]
1960-1999	Б.Игиш, Куяныш, Травяное, Урускуль, Шаблиш	Прямые измерения	Радиохимический метод	Н.Г.Сафронова (с 1960-х гг.); С.Б.Голдырев, В.А. Костюченко (с 1990-х г.) (УНПЦ РМ)	База данных УНПЦ РМ
с 2001	Б.Игиш, Куяныш, Травяное, Урускуль, Шаблиш	Прямые измерения	Радиохимический метод	И.Я. Попова (УНПЦ РМ), С.Г. Левина (Челябинский государственный педагогический университет)	База данных УНПЦ РМ и ЧГПУ

Примечание: \* приводятся данные для водоемов, расположенных на территории ВУРСа, рассматриваемых в настоящей работе;

\*\* значения вклада  $^{90}\text{Sr}$  в суммарную  $\beta$ -активность, используемые Ю.И. Мельниковым [106];

\*\*\* при расчетах принимались оценки вклада  $^{90}\text{Sr}$  в суммарную  $\beta$ -активность, полученные Л.В. Анненковой и др. [106]

Как видно из рис. 3.6, систематические измерения удельной активности воды оз. Урускуль проводились до 1986 г., а затем возобновились только в 1998 году. Имеющиеся данные были аппроксимированы функцией, представляющей собой сумму трех экспонент. Значения параметров функции представлены в табл. 3.4. Как следует из рис. 3.6, экспоненциальная модель удовлетворительно описывает экспериментальные данные.

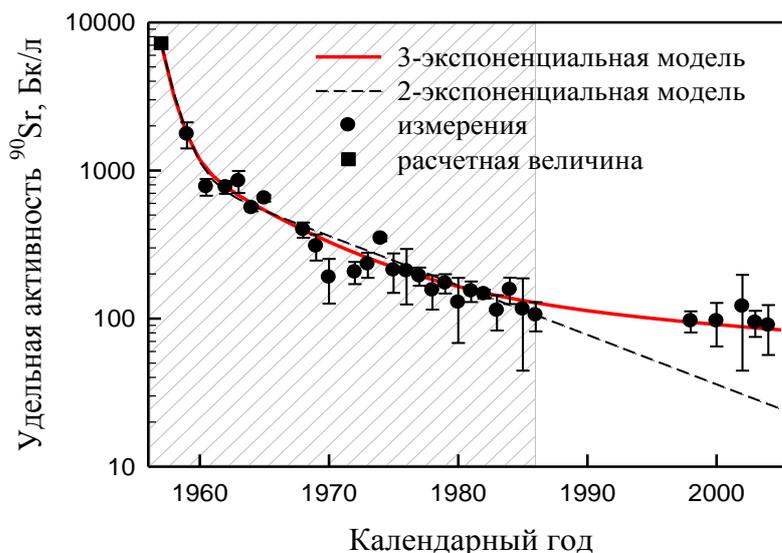


Рис. 3.6. Динамика изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль с 1957 по 2005 гг.

(черными кружками показаны средние значения удельной активности, вертикальными линиями – стандартные отклонения. Расчетное значение удельной активности на момент загрязнения показано черным квадратом)

Данные, накопленные за период 30-летних наблюдений (1957 – 1986), послужили основой для создания математических моделей описания динамики изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде данного озера [142; 139]. В частности, в работе Н.Г. Сафроновой и М.И. Воробьевой [139] были оценены параметры двухэкспоненциальной модели (рис. 3.6). Как видно из представленных данных, параметры модели, оцененные на основе измерений, полученных в период 0-30 лет после загрязнения, несколько ниже современных уровней удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде. Аналогичная ситуация наблюдается при описании динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в

воде оз. Урускуль по математической модели, предложенной С.В. Фесенко и др. [157].

Согласно результатам современных исследований, представленных на рис. 3.6, скорость очищения водоема в отдаленный период времени после загрязнения существенно замедлилась. Как следует из табл. 3.4, параметры медленной экспоненты не являются статистически значимыми, что, вероятно, обусловлено небольшим количеством измерений и дисперсией имеющихся данных. Установлено, что выведение  $^{90}\text{Sr}$  из воды в эти сроки происходит со скоростью не более 5% в год, что, возможно, связано с насыщением радионуклидом верхних слоев донных отложений, частичной десорбцией и установлением нового равновесия между водой и грунтами.

На рис. 3.7 представлена динамика изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Б. Игиш, расположенного в центральной зоне ВУРСа, в период с 1957 по 2005 гг. Как следует из данного рисунка, имеется существенный пробел в данных для 1970 – 1992 гг.

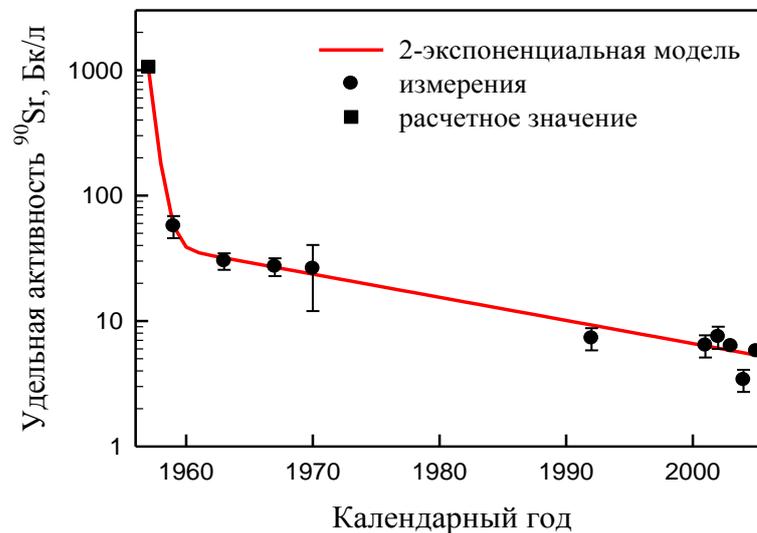


Рис. 3.7. Динамика изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Б. Игиш с 1957 по 2005 гг.

(черными кружками показаны средние значения удельной активности, вертикальными линиями – стандартные отклонения. Расчетное значение удельной активности на момент загрязнения показано черным квадратом)

Таблица 3.4

Результаты регрессионного анализа для описания динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль  
(1957 – 2005)

Статистические параметры	Удельная активность в начальный период времени (1957), Бк/л*	Первая экспонента**		Вторая экспонента**		Третья экспонента**	
		$a_1$	$\lambda_1$ год <sup>-1</sup>	$a_2$	$\lambda_2$ , год <sup>-1</sup>	$a_3$	$\lambda_3$ , год <sup>-1</sup>
Значение параметра модели	7220±55	0,81±0,03	1,08±0,07	0,17±0,04	0,14±0,05	0,02±0,03	0,014±0,036
р-уровень значимости	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	0,70	0,48

Примечание: \* по оценкам А.М. Скрябина и Н.Г. Сафроновой [142];

\*\* параметры модели приведены в соответствии с уравнением 2.4

Имеющиеся результаты измерений были наилучшим образом аппроксимированы функцией, представляющей собой сумму двух экспонент, параметры которой представлены в табл. 3.5. К сожалению, отсутствие данных для периода 13 – 35 лет после начала загрязнения не позволяет судить о надежности расчетных значений для этого периода.

Таблица 3.5

Результаты регрессионного анализа для описания динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Б. Игиш в 1957 – 2005 гг.

Озеро	Концентрация в начальный момент времени (1957), Бк/л*	Первая экспонента**		Вторая экспонента**	
		$a_1$	$\lambda_1$ год <sup>-1</sup>	$a_2$	$\lambda_2$ год <sup>-1</sup>
Б. Игиш	1064±53	0,96±0,01	1,98±0,06	0,04±0,01	0,042±0,003

Примечание: \* – ошибка на основе данных А.М. Скрябина и Н.Г. Сафроновой [142], полученных для оз. Урускуль; \*\* – параметры модели приведены в соответствии с уравнением 2.5

Динамика удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Травяное и Куяныш, расположенных в периферийной зоне, представлена на рис. 3.8.

Как следует из представленных данных, на этих озерах проводились лишь эпизодические измерения в период до 1970 года. Проводимое комплексное исследование позволило не только оценить современное радиозэкологическое состояние озер, но и проанализировать динамику снижения активности  $^{90}\text{Sr}$  в водоемах с начала загрязнения.

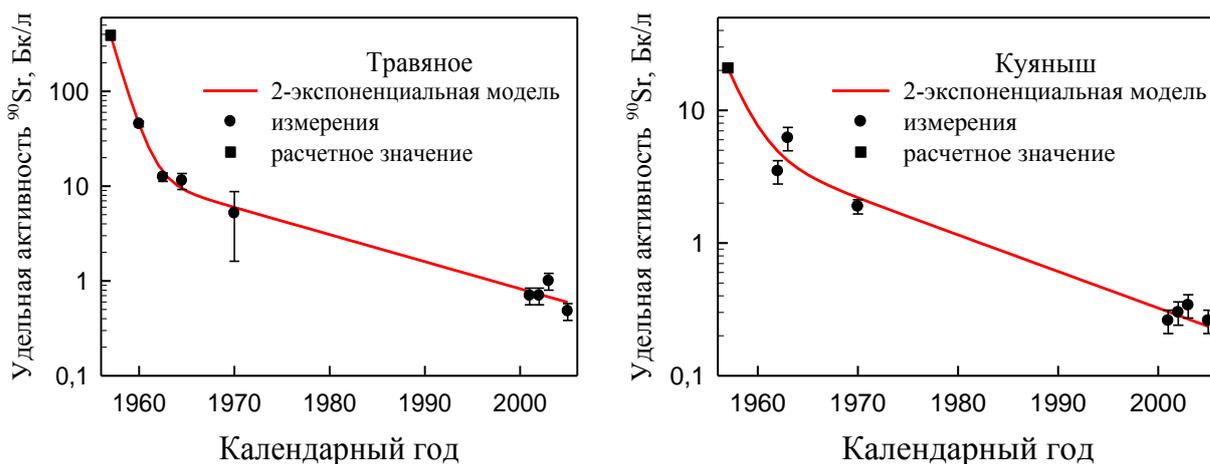


Рис. 3.8. Динамика изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озера Травяное и Куяныш с 1957 по 2005 гг.

(черными кружками показаны средние значения удельной активности, вертикальными линиями – стандартные отклонения. Расчетное значение удельной активности на момент загрязнения показано черным квадратом)

Имеющиеся данные были наилучшим образом аппроксимированы суммой двух экспонент (согласно уравнению 3.4), параметры которых представлены в табл. 3.6.

Таблица 3.6

Результаты регрессионного анализа для описания динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Травяное, Куяныш в 1957 – 2005 гг.

Озеро	Концентрация в начальный момент времени (1957), Бк/л*	Первая экспонента**		Вторая экспонента**	
		$a_1$	$\lambda_1$ год <sup>-1</sup>	$a_2$	$\lambda_2$ год <sup>-1</sup>
Травяное	390±19	0,96±0,01	0,81±0,01	0,04±0,01	0,066±0,003
Куяныш	20±1	0,76±0,05	0,50±0,10	0,24±0,03	0,063±0,006

Примечание: \* – ошибка на основе данных А.М. Скрябина и Н.Г. Сафроновой [142], полученных для оз. Урускуль; \*\* – параметры модели приведены в соответствии с уравнением 2.5

Полученные для каждого озера экспоненциальные зависимости удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде от времени, прошедшего после аварии, позволяют выполнить перспективные прогностические расчеты, аналогично работам А.В. Трапезникова [150; 151], для любого периода времени. При расчете ограничимся рассмотрением временного интервала до 2017 года, начиная с года аварии. Интерполяционная ошибка при этом будет относительно небольшой, так как в основном определяется динамикой изменения удельной активности, наблюдаемой в 1998 – 2006 гг. Прогностический расчет запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Урускуль, Б. Игиш, Куяныш и Травяное представлен в табл. 3.7.

Таблица 3.7

Значения удельной активности (Бк/л) и запасов (ГБк)  $^{90}\text{Sr}$   
в воде исследованных озер

Озеро	Значение удельной активности $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л			Запас $^{90}\text{Sr}$ в воде, ГБк		
	1970	2004	2017	1970	2004	2017
Урускуль	319,00 (190,00)	77,00 (90,00)	63,00	4798,0 (2840,0)	1147,0 (1350,0)	939,0
Б. Игиш	25,00 (26,00)	5,70 (5,30)	3,40	89,0 (94,0)	20,0 (19,0)	12,0
Травяное	1,90 (1,90)	0,25 (0,26)	0,13	23,0 (17,6)	2,2 (1,6)	1,0
Куяныш	6,60 (5,20)	0,66 (0,48)	0,29	34,0 (29,0)	3,8 (4,0)	1,8

Примечание: в скобках даны величины измеренной удельной активности и рассчитанные по этим значениям запасы  $^{90}\text{Sr}$  с учетом объема водной массы озера

Прогноз для оз. М. Игиш в настоящее время невозможен, так как мониторинг был начат на этом озере сравнительно недавно (2001 г.) и имеющиеся данные недостаточны для оценки динамики снижения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде и составления прогноза. В связи с тем, что оз. Шаблиш является сточным, используемая в данной работе модель снижения активности воды по  $^{90}\text{Sr}$  к нему неприменима.

Более расширенный по временному интервалу прогностический расчет представлен в приложениях 1 – 4. Анализируя данные в таблицах, можно отметить хорошую сходимость для практических и расчетных величин удельной активности  $^{90}\text{Sr}$ , что позволяет использовать предложенное математическое описание для прогноза уровня загрязнения радионуклидом водной массы озер при сохранении современных физико-химических условий в изученных озерных экосистемах.

***Современные уровни радиоактивного загрязнения воды озер Урускуль,  
Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Шаблиш и Травяное***

Современные значения удельных активностей радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в исследованных озерах ВУРСа (Урускуль, Б. и М. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш) представлены на рис. 3.9 и 3.10. В качестве уровня фона по Уральскому региону приведены средние величины удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  воды контрольного оз. Мисяш.

Фоновые значения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по России (0,09 и 0,05 Бк/л соответственно), обусловленные их содержанием после глобальных выпадений [117], практически совпадают со средними значениями удельной активности радионуклидов в водной массе оз. Мисяш (0,07±0,01 и 0,04±0,01 Бк/л соответственно).

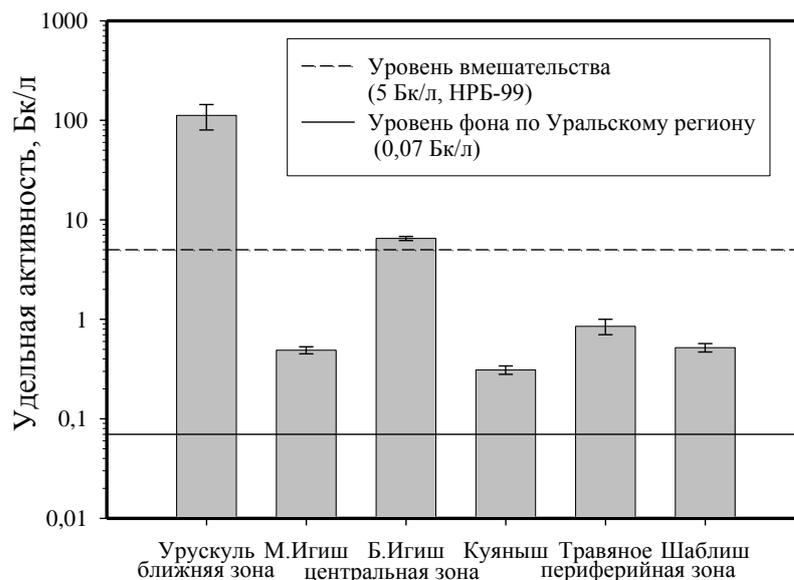


Рис. 3.9. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер (2003 – 2005) в сравнении с фоновыми значениями по Уральскому региону и уровнем вмешательства (НРБ-99)

Анализируя данные, представленные на рис. 3.9, можно отметить следующее:

- наблюдается снижение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер по мере удаления от источника взрыва;
- несмотря на то, что озера Травяное и Куяныш расположены на одинаковом расстоянии от места взрыва, уровни удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде этих озер различаются в два раза, что связано с различными уровнями первоначального загрязнения и различиями в динамике самоочищения водоемов.

Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде оз. М. Игиш отличается от аналогичных значений для оз. Б. Игиш, хотя их географическое положение относительно источника взрыва одинаково. Это связано с различным первоначальным уровнем загрязнения и гипсометрическим положением данных озер (рис. 3.9 и 3.10).

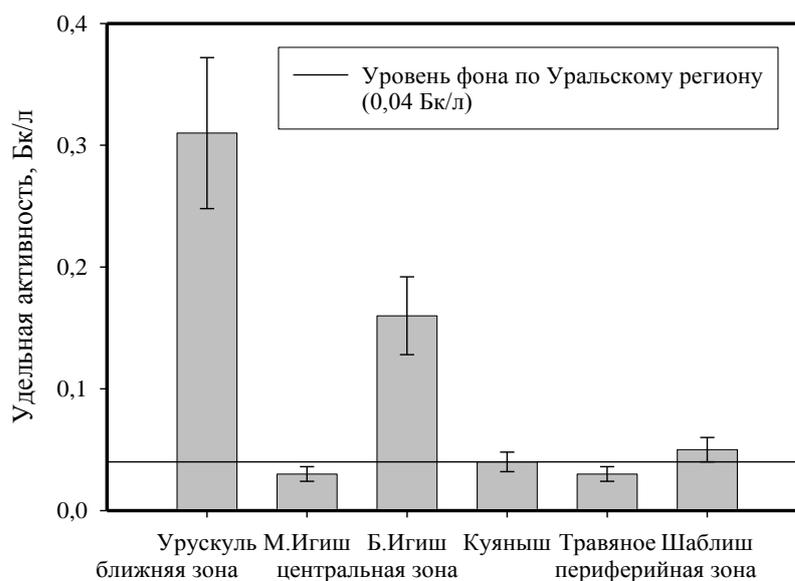


Рис. 3.10. Средние значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер (2003 – 2005) в сравнении с фоновыми значениями по Уральскому региону и уровнем вмешательства (НРБ-99)

Как свидетельствуют данные, представленные на рис. 3.10, только для оз. Травяное значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  ниже уровня фоновых концентраций, для остальных озер они превышают фон, но значительно меньше уровня вмешательства.

Сопоставляя современные уровни удельной активности водной массы исследованных озер (рис. 3.9 и 3.10) с уровнем вмешательства (НРБ-99), можно отметить, что вода озер М. Игиш, Куяныш, Травяное и Шаблиш не требует очистки от радионуклидов и поэтому может быть использована для хозяйственных целей.

Исследование сезонных изменений концентраций  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер показало, что различие удельной активности по сезонам (гидрологические зима и лето) и глубинам (поверхностная, придонная) незначительно и в среднем не превышает 20 – 30%.

Результаты измерений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , полученные на момент загрязнения (1957 г.) и на настоящий момент времени (2005 г.), позволяют рассчитать кратность очищения озер на 50-летний период,

прошедший с момента загрязнения (табл. 3.8). Данные таблицы показывают, что кратность очищения воды озер изменяется значительно: от 20 до более 800 раз по  $^{90}\text{Sr}$  и от 7 до более 1300 раз по  $^{137}\text{Cs}$ , тогда как кратность очищения, обусловленная радиоактивным распадом, составила бы величину равную 3.

Таблица 3.8

Значения удельной активности радионуклидов и кратность очищения воды  
исследованных озер

Озеро	Удельная активность				Кратность очищения	
	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/л		$^{137}\text{Cs}$ , Бк/л		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
	1957	2005*	1957	2005*		
Урускуль	7570	103,0	245	0,32	73	765
Б. Игиш	1064	6,1	34,7	0,04	174	868
М. Игиш	300	0,51	10,0	0,02	588	500
Куяныш	21	0,26	0,7	0,04	80	18
Травяное	400	0,48	13,3	0,01	833	1330
Шаблиш	8,6	0,44	0,3	0,04	20	7

Примечание: \* – данные авторов

Полученные коэффициенты кратности очищения воды имеют неопределенности, связанные с точностью измерений удельной активности рассматриваемых радионуклидов в воде. Оценки первоначальной активности  $^{90}\text{Sr}$  были получены на основе ретроспективных данных (табл. 3.3), а оценки для  $^{137}\text{Cs}$  – из предположения о соотношении активностей радионуклидов в воде, составляющем 30:1 [106].

Для решения ряда вопросов, связанных с радиационно-гигиенической характеристикой непроточных водоемов, необходимо знать количественные соотношения между содержанием загрязнителей в водной массе и в остальных компонентах водоема.

Интегральный запас радионуклидов в водной массе озер был получен с использованием уравнения (3.2) на основе измерений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде в период с 2001 по 2005 гг. Результаты расчета запаса радионуклидов в водной массе исследованных озер приводятся в табл. 3.9. Запасы в остальных компонентах водоемов приведены в разделе 3.4, а также главах 4 и 5.

Таблица 3.9

Запас радионуклидов ( $M \pm m$ ) в водной массе озер (2001 – 2005 гг.)

Озеро	Объем, V млн.м <sup>3</sup>	$^{90}\text{Sr}$ , ГБк (Ки)	$^{137}\text{Cs}$ , ГБк (Ки)
Урускуль	15	1500±240 (40,3±6,4)	3,3±0,6 (0,09±0,02)
Б. Игиш	3,6	23,1±0,9 (0,60±0,02)	0,24±0,05 (0,006±0,001)
М. Игиш	1,8	0,89±0,06 (0,020±0,002)	0,040±0,005 (0,0001±0,0001)
Куяныш	15,4	4,2±0,4 (0,11±0,01)	1,1±0,5 (0,03±0,01)
Травяное	3,4	2,5±0,5 (0,07±0,02)	0,08±0,04 (0,002±0,001)
Шаблиш	106	53±4 (1,40±0,10)	4,2±0,4 (0,10±0,01)

Обращают на себя внимание значительные запасы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер дальней зоны (Шаблиш), что связано с объемом водной массы этих водоемов. Запасы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде оз. Травяное (периферийная зона) и оз. М. Игиш (центральная зона) находятся в том же соотношении, что и объемы их водных масс, хотя степень удаленности их от источника радиоактивного загрязнения различна.

### 3.2. Сравнительная характеристика содержания микроэлементов в воде водоемов ВУРСа

Необходимо отметить, что на водосборах озер ВУРСа отсутствуют промышленные предприятия, а незначительные концентрации тяжелых металлов в их воде свидетельствуют об отсутствии антропогенного загрязнения. В отдельных озерах летние концентрации металлов в воде (Fe, Cu) превышали осенние и зимние. В озерах Куяныш и Шаблиш наибольшее

содержание железа и меди в водной массе отмечалось осенью и зимой. В целом в подледный период более высокие концентрации отмечаются в поверхностных, а в летнее время – в придонных слоях воды.

Содержание микроэлементов в воде исследованных озер представлено в таблице 3.10.

Таблица 3.10

Содержание ( $M \pm m$ ) микроэлементов (мг/л) в воде исследованных озер  
(2001 – 2005)

Озера	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Co
Урускуль	0,00012± 0,00002	0,0011± 0,0007	0,0414± 0,0120	0,030± 0,009	0,005± 0,001	0,019± 0,006	0,0093± 0,0018	0,007± 0,003
Б. Игиш	0,00003± 0,00001	0,0011± 0,0003	0,046± 0,013	0,045± 0,013	0,0033± 0,0005	0,110± 0,075	0,0043± 0,0013	0,0019± 0,0007
М. Игиш	0,00006± 0,00002	0,0025± 0,0008	0,203± 0,131	0,042± 0,007	0,0025± 0,0006	0,031± 0,024	0,029± 0,024	0,0048± 0,0038
Травяное	0,000020± 0,000003	0,0021± 0,0003	0,048± 0,021	0,032± 0,017	0,0027± 0,0008	0,011± 0,004	0,0034± 0,0003	0,0018± 0,0003
Куяныш	0,000020± 0,000005	0,0012± 0,0002	0,039± 0,010	0,014± 0,006	0,005± 0,002	0,013± 0,003	0,006± 0,0023	0,0045± 0,0010
Шаблиш	0,00001± 0,00001	0,0010± 0,0008	0,06± 0,03	0,020± 0,007	0,004± 0,001	0,020± 0,003	0,010± 0,009	0,004± 0,001
Мисяш	0,000090± 0,000014	0,00098± 0,00015	0,025± 0,005	0,025± 0,007	0,004± 0,001	0,017± 0,005	0,0038± 0,0023	0,0021± 0,0011
Б. Боляш	н/о**	0,0016± 0,0002	0,0023± 0,0050	0,055± 0,001	0,0029± 0,0005	0,009± 0,001	0,0010± 0,0002	0,0010± 0,0002
ПДК*	0,005	0,1	0,1	0,01	0,001	0,01	0,1	0,01

Примечание: \* Перечень предельно допустимых концентраций..., 1995;

\*\* н/о – не определялось

Выявлено стабильное превышение ПДК рыбохозяйственного водопользования для водоемов России по меди практически во всех исследованных водоемах – от 2,5 до 7 ПДК, что связано с геологическим строением территории. Обнаружены местные высокие аномалии микроэлементов (Fe в М. Игише, Zn в Б. Игише и М. Игише), превышающие ПДК<sub>рыбхоз.</sub> Для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового

водопользования ПДК для меди, цинка и железа характеризуются величинами 1,0; 1,0 и 0,3 мг/л соответственно [25].

Для определения интегрального запаса в водной массе озера макро- и микроэлементов (также как и радионуклидов) использовалась формула (3.2). В табл. 3.11 приведены рассчитанные запасы макро- и микроэлементов в воде исследованных озер на 2005 год.

Таблица 3.11

Запас макро- и микроэлементов в водной массе исследованных озер (2005 г.)

Озеро	Объем (V), $\cdot 10^9$ л	Cu, кг	Mn, кг	Zn, кг	Fe, кг	Ni, кг	Ca, т	Mg, т
Урускуль	15,0	57,8	578,0	355,0	530,0	127,0	194,0	1452,0
Б. Игиш	3,6	11,7	161,0	383,0	167,0	15,5	151,0	54,4
М. Игиш	1,8	4,5	75,8	55,7	365,0	51,4	19,5	9,1
Куяныш	15,4	69,0	209,0	193,0	611,0	94,0	278,0	557,0
Травяное	3,4	9,0	109,0	36,0	162,0	11,7	121,0	97,4
Шаблиш	106,0	394,0	2516,0	1768,0	6360,0	1060,0	2314,0	4272,0
Мисяш	11,0	47,0	274,0	185,0	279,0	98,0	416,0	1347,0
Б. Боляш	1,7	5,0	93,1	14,6	38,7	1,7	31,7	66,9

Таким образом, антропогенного загрязнения микроэлементами воды исследованных озер в целом не выявлено; отмечено несколько повышенное содержание никеля в воде оз. Урускуль и фонового оз. Мисяш, а также свинца в воде фонового оз. Б. Боляш.

### 3.3. Физико-химическая характеристика донных отложений исследованных озер

Накопление загрязняющих веществ на дне водоемов и ремобилизация их из донных отложений – один из важных механизмов регулирования содержания этих веществ в водной среде, влияющих на биопродуктивность

водных экосистем и качество воды в них [72]. В результате поступления и седиментации взвешенных наносов, попадания и аккумуляции питательных веществ (азота, фосфора и других биогенных элементов), органических соединений, тяжелых металлов, радионуклидов происходит заиление, эвтрофирование и загрязнение водоемов, что ухудшает качество их вод вследствие нарушения кислородного режима и других звеньев биотического круговорота. Донные отложения являются одним из важных факторов формирования гидрохимического режима водоемов в целом и качества водной среды в частности.

Многочисленные исследования показывают, что содержание некоторых радионуклидов и металлов в донных осадках во много раз больше, чем в водной толще. До 95 – 99% радионуклидов, находящихся в экосистеме, концентрируется донными отложениями [137; 144; 170; 44; 29; 151]. Аккумуляция радионуклидов дном пресноводного водоема происходит в результате нескольких процессов: радиоактивные вещества сорбируются поверхностью дна, диффундируют с водой в толщу грунтов, слагающих дно; из воды взвешенные частицы, несущие сорбированные радионуклиды, осаждаются на дно. В дальнейшем на дно опускаются остатки отмерших гидробионтов (растительного и животного происхождения), также содержащих в тканях соответствующие нуклиды. Миграция  $^{90}\text{Sr}$  из воды в донные отложения может происходить и в результате соосаждения его с карбонатами кальция и магния, однако процессы карбонатообразования в природных водоемах развиваются в аридной климатической зоне и обычно не характерны для водоемов гумидной зоны. Основным путем миграции  $^{90}\text{Sr}$  является сорбция его всей поверхностью контактирующего слоя грунтов [127].

Весьма часто захоронение поллютантов в донных отложениях водоемов рассматривается как положительный фактор, поскольку считается, что многие из них выводятся из круговорота и таким образом обеспечивается

самоочищение водных масс. Однако вряд ли с этим можно безоговорочно согласиться, если учесть, что подобное захоронение не является необратимым [71; 72]. При определенных условиях донные отложения могут выступать в качестве потенциального источника вторичного загрязнения водной массы. Чаще всего это происходит под влиянием физико-химических процессов (снижение рН и окислительно-восстановительного потенциала  $E_h$  на границе раздела фаз «донные отложения – вода», дефицит растворенного кислорода в водной толще и самих донных отложениях, наличие органических комплексообразующих веществ как природного, так и антропогенного характера, увеличение минерализации контактирующей воды и др.) и микробиологических процессов, протекающих в водоемах [16; 18; 43; 72]. Среди абиотических путей ремобилизации металлов из донных отложений наиболее значимыми являются диффузия из поровых растворов, десорбция и комплексообразование.

В ходе самоочищения пресноводного водоема после однократного загрязнения можно выделить несколько стадий, каждую из которых определяют процессы, вносящие преобладающий вклад при переносе радионуклидов из воды в донные отложения.

На первой стадии, соответствующей начальному периоду времени после поступления радионуклидов в водоем, происходит интенсивный переход радионуклидов из воды в донные отложения вследствие процесса сорбции. Затем этот процесс замедляется в результате насыщения радионуклидами верхнего слоя донных отложений; на второй стадии он играет роль, сравнимую с процессом выноса радионуклидов в результате детритообразования. На третьей стадии вынос радионуклидов из воды определяется полностью процессом детритообразования, причем происходит экранирование наиболее насыщенного радионуклидами слоя. В этом случае необходимо учитывать миграцию радионуклидов из наиболее насыщенного ими слоя в верхние, менее насыщенные слои [157].

Уровни накопления и характер распределения радиоактивных веществ в грунтах, слагающих дно, зависят от концентрации радиоактивных веществ в воде, их нуклидного состава, формы химических соединений [80; 183], а также рельефа дна водоема, наличия течений, степени зарастания высшей водной растительностью [19]. Кроме того, степень радиоактивного загрязнения донных отложений зависит от их типа, механического, минералогического и химического состава, что определяет их поглотительную емкость и фильтрационную способность.

Согласно данным [80; 60 164; 62; 163; 184], наибольшей сорбционной способностью и поглотительной емкостью обладают грунты, состоящие из мелкодисперсных (илистых) частичек. В песчаном, песчано-илистом и известковом грунтах  $^{137}\text{Cs}$  фиксируется более прочно по сравнению с  $^{90}\text{Sr}$ . Различия между радионуклидами по прочности их закрепления в сапропеле и торфянистом грунте не столь существенны.

Коэффициенты распределения радионуклидов в системе вода – донные отложения минимальны для более легких по механическому составу донных отложений (легкий суглинок, супесь), в которых присутствуют галька и кварц; максимальны – в донных отложениях, состоящих преимущественно из глинистых минералов или торфа, характеризующихся повышенной сорбционной способностью [190; 176; 104].

Установлено, что  $^{90}\text{Sr}$  обладает большей подвижностью по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  [136; 168; 107; 54] и меньшей способностью сорбироваться, что связано с механизмами поглощения данных радионуклидов твердой фазой.

Основным типом распределения радионуклидов служит повышенное их содержание в верхних горизонтах донных отложений с более или менее равномерным снижением активности к более глубоким горизонтам [108; 168]. Спад содержания радионуклидов в донных отложениях озер, подвергшихся глобальному загрязнению, отмечается на глубине 20 – 40 см, реже 40 – 50 см [168; 169].

В грунтах радионуклиды находятся в разных формах, количественные соотношения между которыми могут различаться. Кроме минеральной части донных отложений, радионуклиды связаны практически со всеми компонентами их органического вещества. Присутствие радионуклидов в составе тех или иных соединений обусловлено их химическими свойствами. Так, радионуклид стронция предпочтительнее находится в самой подвижной части донных отложений.

Вследствие малого запаса биомассы и незначимости процесса соосаждения основным фактором динамики содержания радионуклидов в озерах ВУРСа (после 1961 г. –  $^{90}\text{Sr}$ ) является динамика взаимодействия воды с донными отложениями, представленными в основном сапропелевыми илами и торфянистыми отложениями с высокой адсорбционной и ионообменной способностью [44].

Изучение строения и вещественного состава донных осадков – одно из важных звеньев лимнологических исследований, позволяющее не только реконструировать основные этапы развития озерной экосистемы, но и восстанавливать этапы антропогенного (техногенного) воздействия, судить о скорости и направленности происходящих в ней изменений. В определенной степени донные отложения позволяют прогнозировать экологическую ситуацию в озерной экосистеме при предполагаемом загрязнении. Однако разные типы донных отложений по-разному реагируют на внесенные поллютанты, поэтому необходимым этапом работы явилось выяснение вещественного состава и структуры донных осадков исследованных озер (приложение 5 – 11).

Органическое вещество является важнейшим компонентом озерной седиментации. Оно характеризует баланс продукционно-деструктивных процессов в водной массе и изменяется в соответствии с климатическими колебаниями и особенностями развития озер. Обладая восстановительными свойствами и создавая определенную среду при диагенезе, органическое

вещество способствует миграции химических элементов, их переходу из одних форм в другие, трансформируется само, что также может служить показателем условий осадконакопления.

По количественному содержанию органического вещества озерные осадки подразделяются на минеральные (0 – 15%) и органические (>15%). Последние по классификации Н.В. Кордэ [56] делятся на сапропелиты (органического вещества от 15 до 50%) и собственно сапропели (>50%). По М.З. Лопотко [74], сапропели подразделяются на подгруппы в зависимости от зольности: 1) кремнеземистые, зольность > 30%, SiO<sub>2</sub> в золе > 50%; 2) карбонатные, зольность > 30%, CaO в золе >30%; 3) смешанные, зольность > 30%, содержание SiO<sub>2</sub> и CaO приблизительно равно; 4) собственно органические (малозольные), зольность менее 30%.

Увеличение доли органического вещества в разрезах донных отложений голоценового времени является одним из характерных показателей развития процесса эвтрофирования водоемов [74]. Поэтому в поверхностных слоях донных отложений изученных озер сформировались малозольные (собственно органические) сапропели. Несмотря на сходные показатели современной минерализации водной массы водоемов периферийной зоны (Шаблиш, Куяныш, Травяное), в озерах, испытавших «осолонение» за свою историю развития (Шаблиш), наблюдаются прослой илов большей минерализации. В пресных озерах минерализация илов вглубь по разрезу относительно однородна (Куяныш и Травяное).

Также на характер минерализации осадков оказывает влияние и увлажнение водосбора, зависящее от географического положения озера. Так, оз. М. Игиш, расположенное в лесной зоне, накапливает пресноводный буровато-зеленый сапропель, имеющий низкую минерализацию и активнейшим образом участвующий в круговороте веществ и энергии данной экосистемы. Потери при прокаливании составляют 50 – 60%. Оз. Шаблиш, лежащее в лесостепном агрокультурном ландшафте, аккумулирует более

минерализованный серовато-бурый сапропель, несколько более инертный в плане миграции веществ.

Для всех исследованных озер выявлены следующие закономерности:

1) общая мощность донных отложений не превышает 2 – 2,5 м, что указывает на относительную молодость исследованных водоемов в сравнении с озерами предгорий, но гарантирует наличие донных отложений, не затронутых какими-либо антропогенными преобразованиями;

2) всю толщу донных отложений практически каждого озера можно разделить на верхнюю иловую часть и нижнюю торфяную, переслаивающуюся илом. Последние 2 – 4 тысячи лет торфообразование не происходило, что говорит об устойчивом режиме увлажнения территории. Следовательно, в иловой части отложений имеются условия для сохранения тех концентраций химических элементов, которые были характерны для естественного геохимического фона;

3) наличие в толще осадков, как озерных сапропелей, так и прослоек торфа (особенно сфагнового) говорит о перерывах в озерном осадконакоплении и наступлении болотных эпох. Одновременно слои торфа выполняют транспортную функцию, т.к. по ним миграция многих веществ (в том числе поллютантов, например, тяжелых металлов) происходит с большей скоростью, нежели по сапропелевым илам;

4) в связи с относительно большей инертностью сапропелей (по сравнению с болотным торфом) и малой скоростью миграции поллютантов в них, илы удобны для исследования антропогенного (особенно техногенного) воздействия на озерные экосистемы.

Типичная структура толщи донных отложений приведена в табл. 3.12. При описании колонок, полученных поршневыми трубками, учитывалось, что микронеональное строение иловой толщи, в силу технических причин, может быть выявлено лишь с помощью специальных исследований [117]. Поэтому описание приведено на уровне макрослоев, отражающих

исторические этапы развития озера (а значит, осадконакопления) в масштабе от нескольких столетий до тысячелетия.

Таблица 3.12

## Общее описание усредненной колонки

Глубина, см	Описание горизонта
0 – 1	Наилоч, обычно черный, тонкозернистый (пелитовый)
1 – 10	Жидкий (сильно растекающийся) оливково-бурый ил
11 – 30	Ил торфообразный, буро-оливковый
30 – 48	Ил торфообразный, темно-буро-оливковый
48 – 58	Торф сфагновый, коричнево-(иногда красновато-)желтоватый
58 – 62	Ил торфообразный, темно-бурый
99 – 108	Торф буро-оливковый (местами черный), крупнозернистый
109 – 129	Глина черная, плотная

Изучение поверхностных донных отложений и анализ коротких колонок в центральных частях озер показали, что существует отличие в стратификации илов, взятых в периоды гидрологического лета и гидрологической зимы. Кроме того, на солоновато-водных озерах грунты имеют значительно более плотную консистенцию, что вызвало трудности при отборе колонок имеющимся пробоотборником. В ряде случаев отобрать колонку гидрологическим оборудованием без утяжелителя по этой причине было невозможно. При отборе наблюдалась стандартная закономерность изменения внешнего вида донных отложений в зависимости от физико-химических параметров водной массы водоема [146]: солоноватые озера имеют палево-бурые, в основном минерогенные, относительно плотные тонкодисперсные отложения (например, оз. Урускуль), пресные – коричнево-бурые (зеленоватые), рыхлые, слабоконсолидированные, органогенные грубо- и мелкодетритные донные осадки (например, оз. М. Игиш).

Для большинства изученных озер (за исключением оз. М. Игиш) в последние 2 – 3 тыс. лет развития была характерна смена режимов

осадконакопления от пресноводного водоема к солоноватоводному и обратно. Несомненно, такие различия в илах влияют на миграционные условия для всех веществ.

Наряду с общими свойствами, каждая озерная экосистема обладает множеством индивидуальных характеристик, которые обуславливают различия в характере осадконакопления и реакции на антропогенное воздействие (в том числе и на загрязнение радионуклидами и тяжелыми металлами).

В породах каждого озера, подстилающих озерные отложения, есть тот или иной слой, являющийся «маркером» и позволяющий оценивать расположение седиментационных страт с точностью до 1 см. Это обеспечивает корректность отбора и сопоставимость слоев донных отложений удаленных друг от друга колонок одного озера.

### **3.4. Содержание и распределение долгоживущих радионуклидов в донных отложениях**

Поступившие в озеро вследствие тех или иных причин радиоактивные элементы отлагаются на дне водоема и мигрируют вглубь донных отложений, в результате чего содержание их в воде уменьшается. Процессы самоочищения не приводят к полной очистке воды озер, так как в водоеме устанавливается некоторое равновесие между водой и грунтом, следствием которого является длительное и устойчивое загрязнение воды. В подобных водоемах с течением времени происходит перемещение радионуклидов по профилю донных отложений.

#### ***Содержание и распределение радионуклидов в донных отложениях***

##### ***оз. Урускуль***

Как отмечалось выше (глава 2), оз. Урускуль является солоноватым водоемом, наиболее минерализованным из изученных озер, со значением рН воды 8,7 и преобладанием в воде ионов натрия и магния. Данные гидрохимические особенности оказывают влияние на формирование

структуры донных отложений озера: выявлено отсутствие торфяных горизонтов (приложение 5). Литологический состав грунтов влияет на распределение и миграцию радионуклидов в илах. Потери при прокаливании составляют 12 – 17%.

Уровень удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  существенно изменяется по глубине донных отложений: от сотен тысяч Бк/кг (358 170 в слое 0 – 1 см и 129 390 Бк/кг в слое 14 – 16 см) и десятков тысяч Бк/кг (56 900 в слое 16 – 18 см и 4 876 Бк/кг в слое 26 – 28 см) до нескольких Бк/кг на глубине более 30 см. Уровень удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  также можно подразделить на три диапазона: от десятков тысяч Бк/кг (11 300 в слое 0 – 1 см; 11 200 Бк/кг в слое 8 – 10 см) и тысяч Бк/кг (8 820 в слое 10 – 12 см; 1 330 Бк/кг в слое 16 – 18 см) до десятков – сотен Бк/кг на глубине более 24 см.

Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  первых 30-ти см донных отложений отражает общую для всех озер тенденцию изменения удельной активности радионуклидов, попавших в озеро при антропогенном воздействии: примерно одинаковое значение до глубины 12 – 16 см, глубже – снижение удельной активности до десятков Бк/кг. На рис. 3.11 представлен график изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях в зависимости от глубины (0 – 30 см).

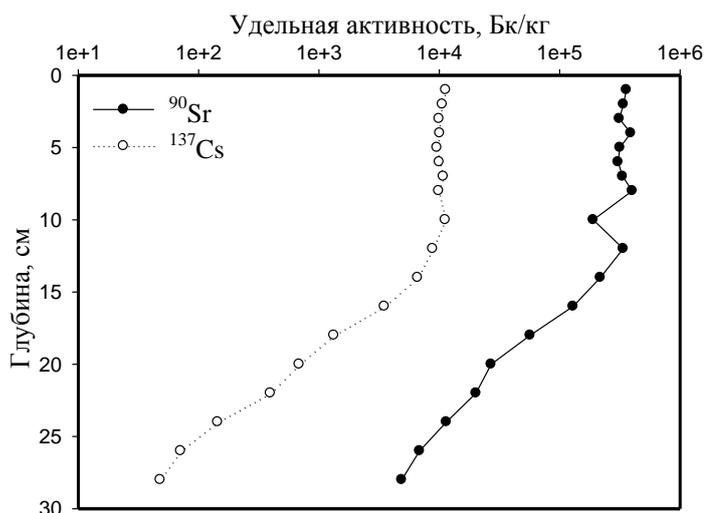


Рис. 3.11. Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Урускль в зависимости от глубины (2004 г.)

Распределение радионуклидов по первым 30 см донных отложений выделяет горизонт аварии 1957 г. (12 – 14 см), что согласуется с данными С.В. Фесенко и др. [154]. На рис. 3.12 дано вертикальное распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по колонке донных отложений 0 – 30 см.

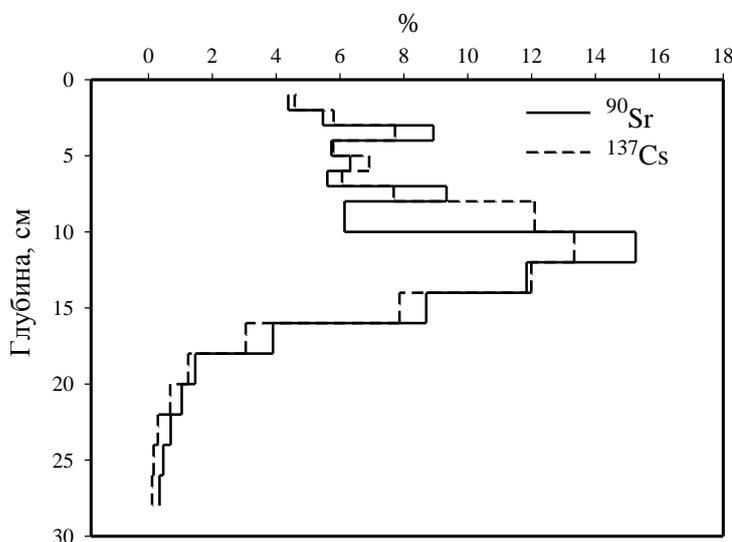


Рис. 3.12. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по колонке донных отложений оз. Урускль до 30 см (2004 г.)

В верхнем 10-сантиметровом слое сосредоточено до 70%  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , глубже слоя 17 см содержание радионуклидов составляет доли процента.

Выделяется горизонт аварии 1957 г. (12 – 14 см), который содержит около 20% исследованных радионуклидов от их суммарного содержания в колонке.

Средняя величина отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ , рассчитанная для донных отложений оз. Урускуль, составляет  $33\pm 2$  в слое 0 – 15 см и  $64\pm 11$  в слое 15 – 30 см; следовательно, идет обогащение слоев  $^{90}\text{Sr}$  относительно  $^{137}\text{Cs}$  вниз по профилю илов.

Оцененные запасы радионуклидов в донных отложениях оз. Урускуль (для слоя 0 – 30 см) свидетельствуют о высоком уровне его радиоактивного загрязнения: для  $^{90}\text{Sr}$  эта величина составила 4 274 ГБк (115,5 Ки), для  $^{137}\text{Cs}$  – 128 ГБк (3,46 Ки). Плотности загрязнения и коэффициенты накопления донными отложениями радионуклидов для слоев 0 – 15 и 15 – 30 см представлены в табл. 3.13.

Таблица 3.13

Значения плотности загрязнения и коэффициенты накопления (КН)  
радионуклидов донными отложениями оз. Урускуль

Слой, см	Плотность загрязнения, кБк/м <sup>2</sup> (Ки/км <sup>2</sup> )		КН	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
0 – 15	6 085 (164)	188 (5)	3 430	39 205
15 – 30	1 113 (30)	26,9 (0,7)	226	2 175

Анализируя значения плотности загрязнения и коэффициенты накопления (табл. 3.13), можно отметить, что плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в 30 раз меньше аналогичной величины по  $^{90}\text{Sr}$ , а значения КН  $^{137}\text{Cs}$  на порядок выше, чем  $^{90}\text{Sr}$ .

Перспективные прогностические расчеты запаса  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. Урускуль до 2017 года, начиная с года аварии для любого периода времени, выполнены по методике А.В. Трапезникова и др. [151; 153] и представлены в приложении 1.

## *Содержание и распределение радионуклидов в донных отложениях*

### *оз. Б. и М. Игиш*

Структура и консистенция донных отложений оз. Б. Игиш отличаются от таковых для всех изученных озер ВУРСа: илы торфообразные, с большим количеством растительных остатков, имеет место неравномерность залегания слоев донных грунтов (приложение 6). Можно предположить, что эти особенности являются следствием целенаправленного антропогенного воздействия: в начале 1960-х гг. на озера средней части оси ВУРСа Б. Игиш и Травяное было вывезено по 20 тонн радиоактивного навоза неизвестной активности с целью ликвидации озерной рыбы для предотвращения потребления ее населением [170].

О точном месте сброса навоза в документах не сообщается, однако можно предположить, что такой точкой для оз. Б. Игиш является ближайший к современному шоссе (поселок Булзи – село Багаряк) северный берег. Учитывая сравнительно маловодный период и низкое расположение уреза вод в момент сброса этих веществ, вероятность привнесения навоза только в зимний период (по ледовому покрову) и стремление к возможно меньшему пробегу транспорта при выполнении подобных работ, предполагаем местонахождение точки сброса этих 20-ти тонн приблизительно в 30-ти метрах от современного положения сплавин. По данным бурения донных отложений, это точка с координатами  $56^{\circ} 07' 942$  с.ш. и  $61^{\circ} 18' 819$  в.д. по навигатору Silva.

Вывезенный на лед навоз весной опустился на дно компактной массой. По всей вероятности, именно его воздействие обусловило возникновение уникальной структуры поверхностных донных отложений данного водоема.

В связи со своеобразным положением точки сброса и колебаниями уровня озера с тенденцией к снижению (наиболее маловодной в период после аварии была середина 1970-х гг.), внесенные вещества периодически обнажались и, оказываясь в волноприбойной зоне, наиболее активно

распространялись по акватории озера. При этом необходимо учитывать, что объем оз. Б. Игиш в засушливый период не превышал 1,5 млн. м<sup>3</sup>, в связи с чем внесенные 20 тонн обусловили интенсивное развитие фито-, зоо- и бактериопланктона. Вероятно, именно в этот период чужеродное грубодетритное вещество оказало наибольшее влияние на химизм водной массы и формирование поверхностных донных отложений. Потери при прокаливании составляют 70 – 85 %.

Как было отмечено в публикациях [65; 67; 66; 41], поверхностные донные отложения оз. Б. Игиш до глубины в 10 – 15 см резко отличаются от осадков всех близлежащих озер по консистенции, размеру иловых агрегатов и их составу. Грубодисперсные верхние слои органических илов оз. Б. Игиш практически по всей акватории водоема содержат большое количество слабо разложившихся растительных остатков. Сопоставляя видовой состав современной высшей водной растительности и структуру гидробиоценозов, особенности гидрологического (и в частности, гидрохимического) режима водоема, трофический уровень водной массы оз. Б. Игиш, вышеописанные особенности донных отложений могут быть объяснены только антропогенным вмешательством в развитие данной экосистемы: внесением значительного количества чужеродного органического вещества – навоза.

Эти особенности, по-видимому, создают особые миграционные условия для радионуклидов, что выражается в своеобразном перераспределении радиоактивных элементов в слоях донных отложений в пространстве (по слоям осадков – в вертикальном направлении, по акватории озера – в горизонтальном), а также в иной степени «готовности» этих элементов к выходу из осадков в водную массу.

Для подтверждения антропогенного вмешательства были отобраны донные отложения по методу трансекты. Результаты рассмотрены на примере трех точек, расположенных в направлении с севера на юг, на расстоянии 50 м друг от друга. Первая точка трансекты определялась местом

предполагаемого сброса навоза; вторая, третья и последующие точки располагались в области не нарушенных антропогенным воздействием илов. Маркировочными горизонтами в каждом случае являлись локальные слои: в точке 1 – контакт торфообразного ила с гидроморфной почвой, в точках 2 и 3, а также последующих точках – торф сфагновый (возможно, с зелеными мхами типа кукушкина льна), относительно сохранившийся, буровато-желтоватый.

Анализируя описания колонок (приложение 7), можно сделать вывод, что структура донных отложений в точке №1 (темный буровато-красно-коричневый ил торфообразной консистенции) коренным образом отличается от таковой всех ранее взятых нами колонок в других частях оз. Б. Игиш. В точках 2, 3 и последующих структура является типичной для акватории данного водоема (переслаивание зеленовато-бурого сапропеля со светлым желтовато-бурым торфянистым илом из сфагнума и зеленых мхов).

Анализ изменения содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в точке 1 (рис. 3.13) в зависимости от глубины позволяет отметить, что максимальное количество радионуклидов сосредоточено в верхнем 10-сантиметровом слое:  $^{90}\text{Sr}$  – 40%,  $^{137}\text{Cs}$  – более 60%.

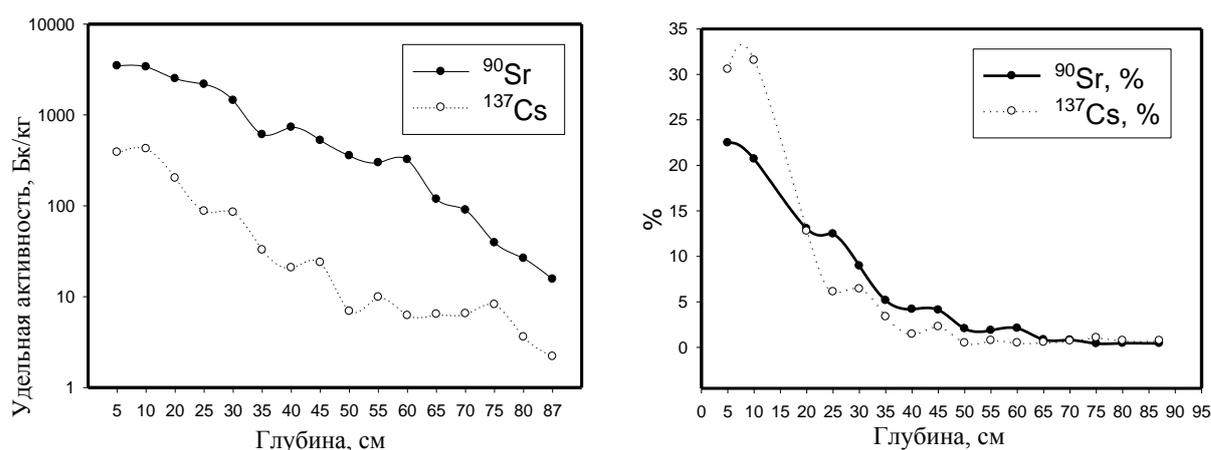


Рис. 3.13. Удельная активность (Бк/кг) и распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (трансекта, точка 1)

Для донных отложений, отобранных в других точках трансекты оз. Б. Игиш, такое распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  не характерно (рис. 3.14 и 3.15), что позволяет предположить иное происхождение отложений в точке 1.

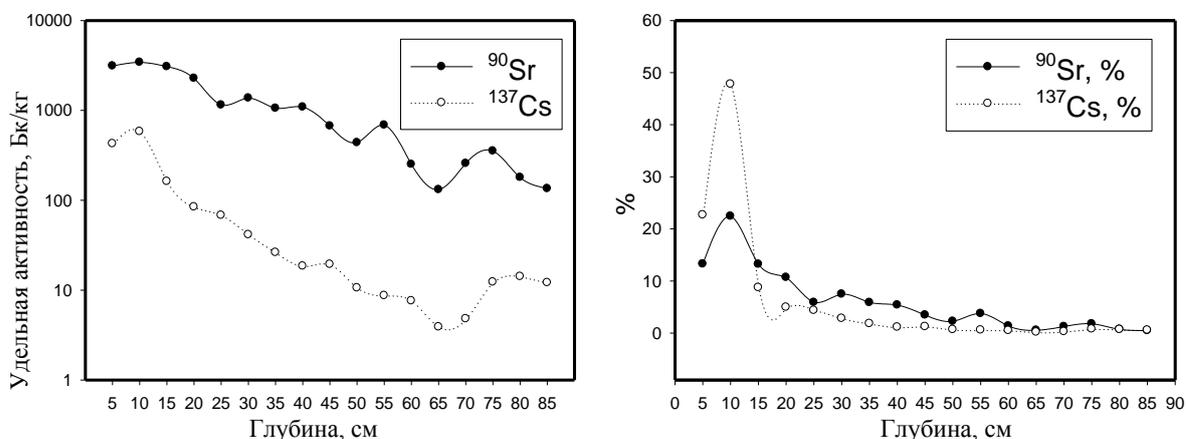


Рис. 3.14. Удельная активность (Бк/кг) и распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (трансекта, точка 2)

Внесение навоза, вероятно, было незначимым для радиоэкологической ситуации в данном водоеме. Исходя из литературных данных [170], дополнительно в донные отложения с 20 т навоза могло поступить не более 4% от суммарного содержания радионуклидов, содержащихся в слое 0 – 30 см. Гораздо более значимо его биолого-экологическое воздействие гипертрофного характера, вызвавшее интенсивное размножение фито-, зоо- и бактериопланктона с последующим угнетением и частичным вымиранием нектона и макрофитов.

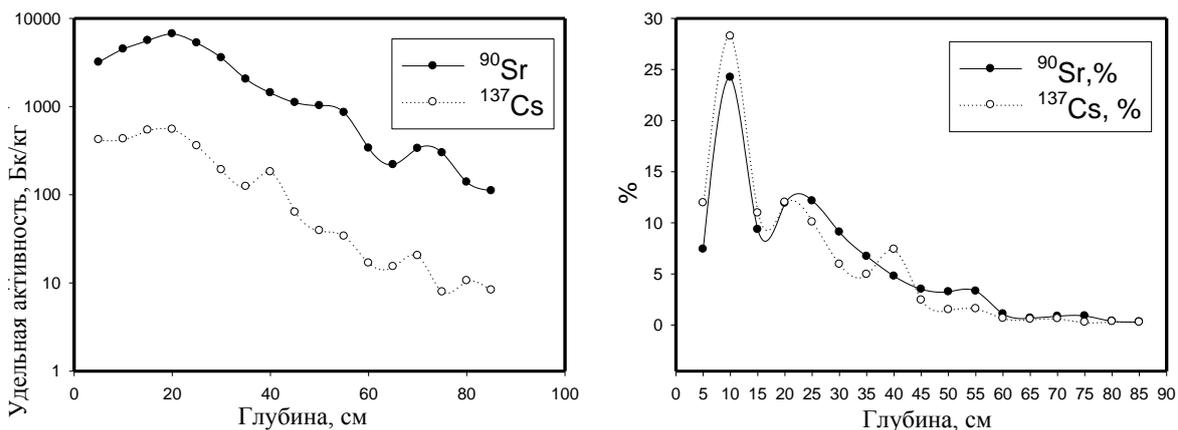


Рис. 3.15. Удельная активность (Бк/кг) и распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (трансекта, точка 3)

Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по глубине в точках 2 и 3 (рис. 3.14 и 3.15) является типичным для данного водоема: повышенное содержание от 7% до 20% в слое 0 – 5 см, максимум от 25% до 45% в слое 5 – 10 см, глубже – экспоненциальное снижение до 1 – 10%.

На рис. 3.16 представлены средние удельные активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (2003 – 2005 гг.). Анализируя данный график, можно отметить, что среднее значение отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в слое 0 – 10 см и 0 – 20 см практически остается постоянным и составляет  $10,5 \pm 0,9$ . Средняя величина суммарной плотности загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  (с 2003 по 2005 гг.) в слое 0 – 20 см равна  $61 \pm 24$  кБк/м<sup>2</sup> ( $1,64 \pm 0,60$  Ки/км<sup>2</sup>), что указывает на достаточную загрязненность илов данного водоема.

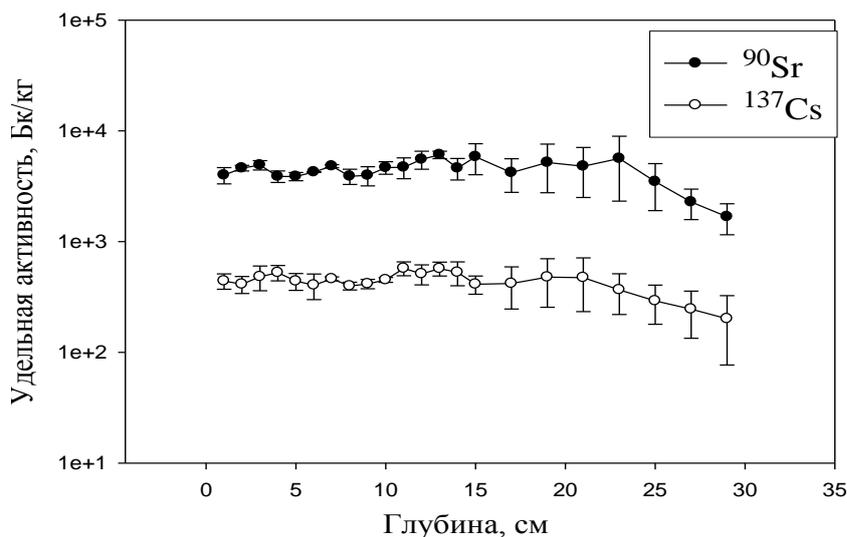


Рис. 3.16. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (2003 – 2005 гг.)

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  вниз по профилю донных отложений до 21 см колеблется в пределах 404 – 571 Бк/кг. Закономерный и вполне объяснимый характер имеет только повышение удельной активности в слое 12 – 15 см, так как данный слой соответствует горизонту аварии 1957 г. Можно предположить, что скорость осадконакопления в этом случае, вероятно, составляет около 3 мм/год.

Обращает на себя внимание слой 10 – 14 см в оз. Б. Игиш (рис. 3.16). Возможно, он отражает не только воздействие аэральные выбросов 1957 г., но и дополнительное внесение радионуклидов с органикой, о котором говорилось выше.

На рис. 3.17 представлены средние значения распределения радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (%) по профилю донных отложений оз. Б. Игиш без учета трансекты (2003 – 2005 гг.). Ошибка средней при расчете процентного содержания  $^{90}\text{Sr}$  составляет не более 50%, по  $^{137}\text{Cs}$  – 35%.

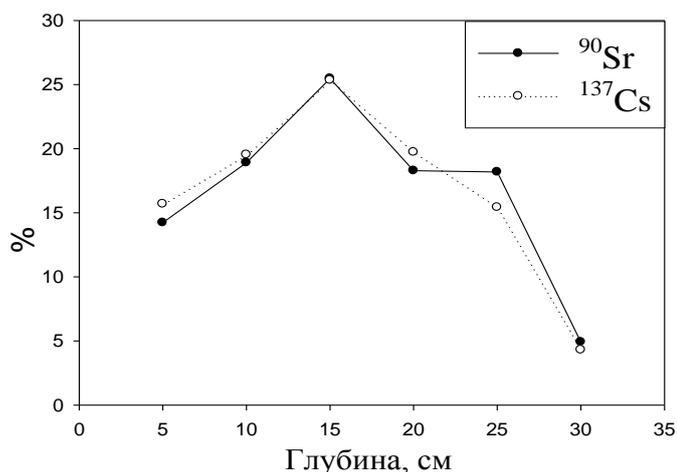


Рис. 3.17. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (2003 – 2005 гг.)

Анализируя распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальной колонке донных отложений в слое 0 – 30 см (рис. 3.17), можно отметить следующее:

- большая часть  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  находится в слое 0 – 20 см, где их содержание составляет 80 – 90%;

- динамика изменения активности  $^{90}\text{Sr}$  в данном слое почти не отличается от таковой для  $^{137}\text{Cs}$ , расхождения значений составляют не более 2 – 4%;

- наблюдается пик содержания радионуклидов на глубине 15 см, что совпадает с положением аналогичного пика в донных отложениях большинства изученных озер;

- в приповерхностных слоях локализовано до 17% исследованных радионуклидов, с 25-го см происходит снижение содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Небольшой процент активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в приповерхностных слоях грунтов, возможно, связан с их структурой. Результаты рентгенофазового анализа (рис. 3.18) показали, что поверхностный слой донных отложений оз. Б. Игиш (1 – 5 см) в основном содержит минералы кальцит и кварц, но не содержит листовых и смешанно-слоистых минералов, таких как хлориты, монтмориллониты, иллиты и другие, которые обладают наибольшей сорбционной емкостью к радионуклидам.

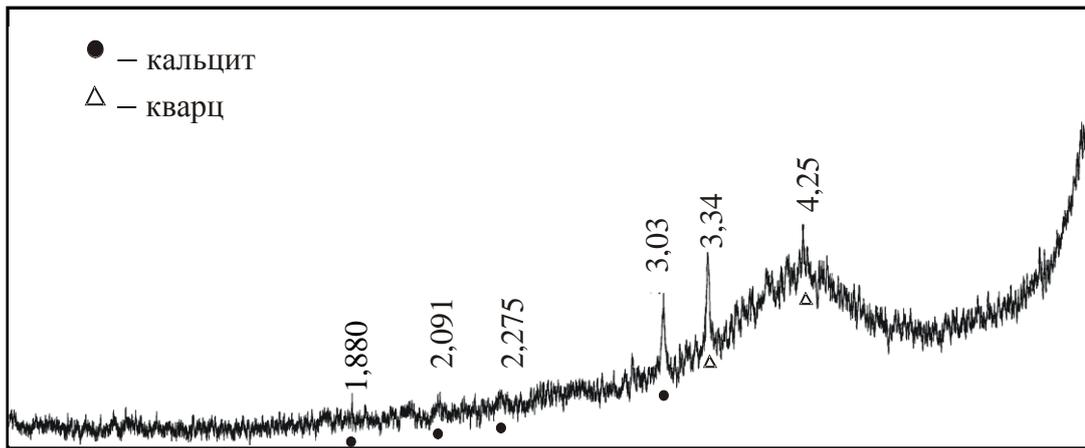


Рис. 3.18. Дифрактограмма донных отложений слоя 1 – 5 см оз. Б. Игиш

Донные отложения оз. М. Игиш представляют собой однородный зеленовато-бурый тонкодетритный ил: слой 0 – 12 см – растекающийся неконсолидированный осадок с множеством светло-желтых остатков ВВР размером 0,3 – 1,5 см; слой 12 – 25 см – ил сапропелевого типа также с множеством светло-желтых остатков ВВР размером 0,3 – 1,5 см; слой 25 – 30 см – ил оливкового цвета консистенции «густой сметаны» с редкими растительными остатками (приложение 8).

Исследование содержания радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профилю донных отложений оз. М. Игиш в верхнем слое 0 – 10 см показало, что их удельная активность составляет в среднем  $600 \pm 36$  Бк/кг и  $525 \pm 43$  Бк/кг соответственно (рис. 3.19).

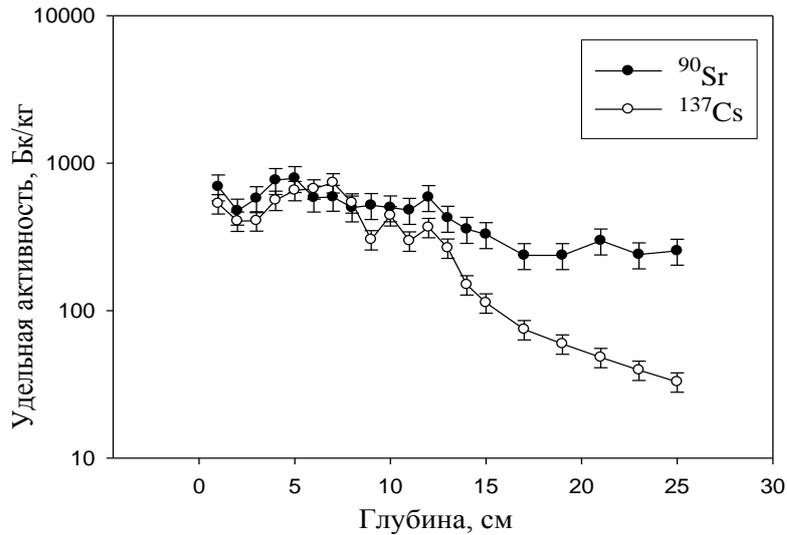


Рис. 3.19. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. М. Игиш (2003 – 2005 гг.)

Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях оз. М. Игиш представлено на рис. 3.20. Можно отметить, что около 50%  $^{90}\text{Sr}$  и 70%  $^{137}\text{Cs}$  от валового содержания данных радионуклидов сосредоточены в слое на глубине 0 – 10 см.

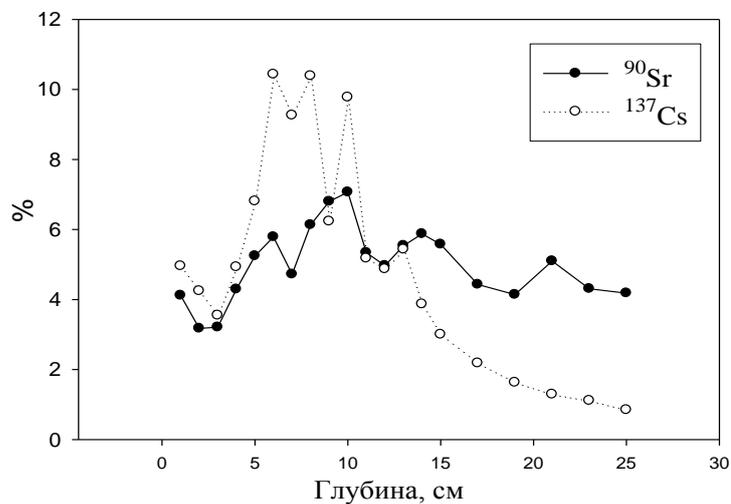


Рис. 3.20. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. М. Игиш (2003 – 2005 гг.)

Рассчитанная плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в исследованной колонке донных отложений (0 – 25 см) составляет 7,7 кБк/м<sup>2</sup> (0,21 Ки/км<sup>2</sup>) и

4,9 кБк/м<sup>2</sup> (0,13 Ки/км<sup>2</sup>) соответственно [68]. Соотношение <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs в вышеописанном профиле составляет 1,2±0,1 для слоя 0 – 10 см, постепенно увеличиваясь до 6,6±0,5 к слою 20 – 25 см. Происходит относительное обогащение илов <sup>90</sup>Sr вниз по слою, что подтверждает факт большей миграционной способности данного радионуклида сравнительно с <sup>137</sup>Cs (рис. 3.20).

Рассчитанные запасы радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в донных отложениях (0-30 см) озер Б. Игиш и М. Игиш составляют 173 ГБк (4,7 Ки) и 5,2 ГБк (0,14 Ки) соответственно по <sup>90</sup>Sr, а по <sup>137</sup>Cs – 14 ГБк (0,4 Ки) и 3,3 ГБк (0,09 Ки).

Определены значения КН радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs донными отложениями озер Б. Игиш и М. Игиш (табл. 3.14).

Таблица 3.14

Значения КН радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs донными отложениями озер Б. Игиш и М. Игиш (2005 г.)

Слой, см	Б. Игиш		М. Игиш	
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
0 – 15	668	12166	1038	19156
15 – 30	977	11092	495	2442

Анализируя данные табл. 3.14, можно отметить, что, возможно, на величины КН радионуклидов влияют степень минерализации воды озера и структура донных отложений.

Перспективные прогностические расчеты запаса <sup>90</sup>Sr в донных отложениях озер Б. Игиш до 2017 года, начиная с года аварии, выполнены в соответствии с подходами А.В. Трапезникова и др. [152] и представлены в приложении 2.

### **Содержание и распределение радионуклидов в донных отложениях озёр Куяныш, Травяное, Шаблиш**

Условия осадконакопления в оз. Травяное коренным образом отличаются от двух других озёр периферийной зоны в связи с морфометрическими особенностями: низменные прибрежные территории повсеместно переходят в обширные сплавины, малая глубина почти на всей акватории способствует прогреванию озера, развитию высшей водной растительности и интенсивному осадконакоплению. Донные отложения оз. Травяное представлены слоем типичных пресноводных сапропелей толщиной в 2 – 4 м, верхние горизонты которого (северная акватория) до глубины 0,4 м не стратифицированы (приложение 9).

Среди всех озёр периферийной зоны ВУРСа в донных отложениях оз. Травяное обнаружены наибольшие концентрации радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . По-видимому, это связано с тем, что оз. Травяное лежит на оси ВУРСа и первоначальный уровень загрязнения его был наиболее высок.

Донные отложения оз. Травяное (рис. 3.21) можно подразделить на два слоя по содержанию  $^{90}\text{Sr}$ : верхний (диапазон концентраций от 1 600 до 4 300 Бк/кг) и нижний, в котором концентрации  $^{90}\text{Sr}$  плавно уменьшаются до 190 Бк/кг. По содержанию  $^{137}\text{Cs}$  илы также делятся на два слоя: верхний (концентрации от 290 до 357 Бк/кг) и нижний – до 24 Бк/кг.

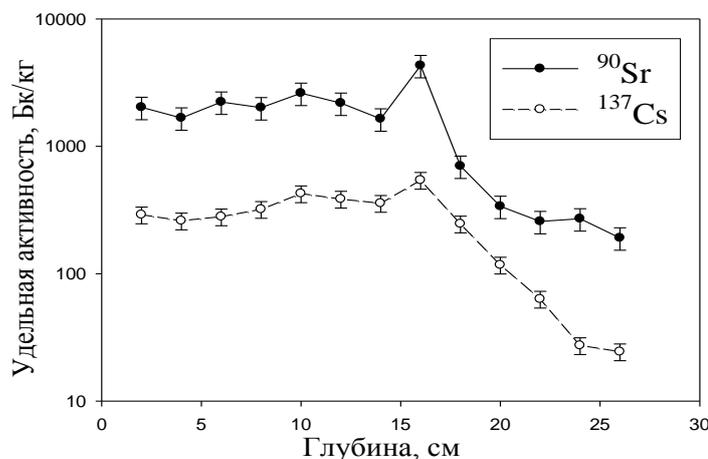


Рис. 3.21. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Травяное (2003 – 2005 гг.)

По содержанию радионуклидов четко выделяется слой 14 – 16 см, где концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  превышают аналогичные в соседних слоях почти в два раза. Вероятно, этот слой представляет горизонт аварии 1957 года. Озерную экосистему оз. Травяное можно характеризовать как высокотрофную в связи с интенсивным включением радионуклидов в процессы круговорота веществ; это может быть связано с тем, что в данное озеро в 1960 г. было сброшено 20 т навоза [170], которые, по всей вероятности, сказались на физико-химическом поведении радионуклидов. Миграция  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в нижележащие слои донных осадков данного озера происходит гораздо медленнее, чем в других озерах ВУРСа (рис. 3.22). Так, значение отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в слое 0 – 10 см составляет  $6,6\pm 0,4$ ; в слое 10 – 26 см –  $5,8\pm 0,8$ .

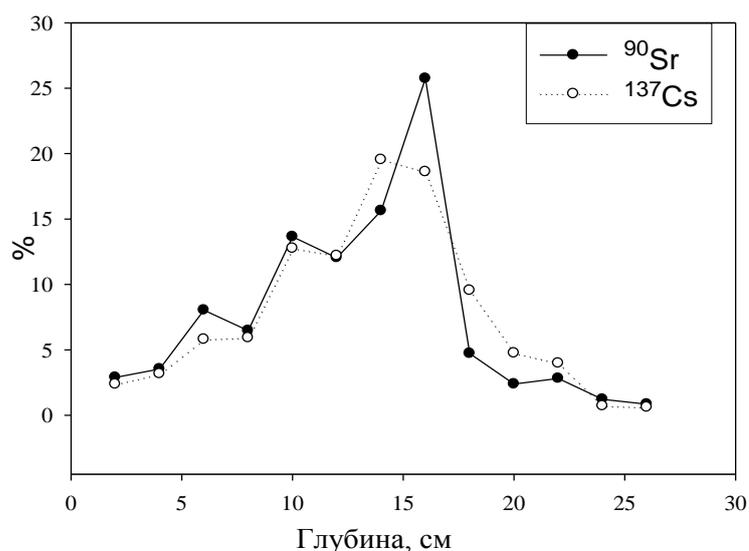


Рис. 3.22. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Травяное (2003 – 2005 гг.)

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0 – 10 см составляет 35% и 30% соответственно, а в слое 0 – 20 см – по 95% от общего запаса в колонке 0 – 26 см.

Морфометрические особенности озер Шаблиш и Куяныш обуславливают следующие различия в залегании донных отложений.

Несмотря на сравнительно одинаковую песчаную литораль, сапропели накапливались в прибрежной зоне оз. Куяныш более интенсивно (толщина слоя достигала одного метра на расстоянии 100 м от северного берега), чем в оз. Шаблиш. Поэтому донные отложения оз. Шаблиш на расстоянии 50–300 м от берега имеют следующее строение: 0 – 16 см – нечетко выраженные слои типичного сапропелевого ила разной минерализации; 16 – 19 см – песок разнозернистый; 19 см и глубже – глауконитовые песчаники. Примечательно, что контакт илов с песком резкий, обычное в таких случаях обогащение нижних слоев ила песком отсутствует.

В центре оз. Шаблиш накопился слой ила мощностью более 1 м, первые 40 см которого можно охарактеризовать как нечетко выраженные слои типичного сапропелевого ила разной минерализации (приложение 10).

В центре оз. Куяныш илы залегают более мощным слоем (около 6 м), верхняя часть которого имеет следующее строение: 0 – 22 см – слабоминерализованные темно-бурые сапропелевые илы без выраженной минерализации; 22 – 36 см – несколько более минерализованные илы светло-серого цвета; 36 – 39 см – торфяной слой ярко-коричневого цвета с множеством грубодетритных остатков макрофитов. Глубже расположен светло-серый ил (приложение 11).

Таким образом, структура и состав донных отложений рассматриваемых озер свидетельствуют о неоднократной смене режимов существования озера: от заболоченного пресного водоема к более минерализованному и далее к современному распреснению водной массы.

В оз. Шаблиш, расположенном дальше от оси ВУРСа, чем оз. Куяныш, активность верхних слоев донных осадков ниже (рис. 3.23).

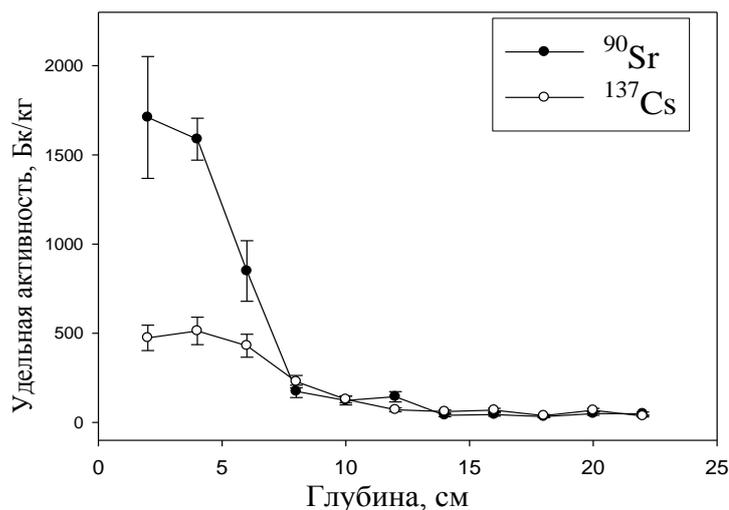


Рис. 3.23. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Шаблиш (2003 – 2005 гг.)

Распределение радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Шаблиш аналогично для водоемов, испытавших техногенное загрязнение: максимальные концентрации поллютантов в верхних слоях (с небольшими флуктуациями), вниз по разрезу они уменьшаются: содержание  $^{90}\text{Sr}$  до глубины 10 см составляет 86% и  $^{137}\text{Cs}$  – 74% от общего запаса в колонке (рис. 3.24).

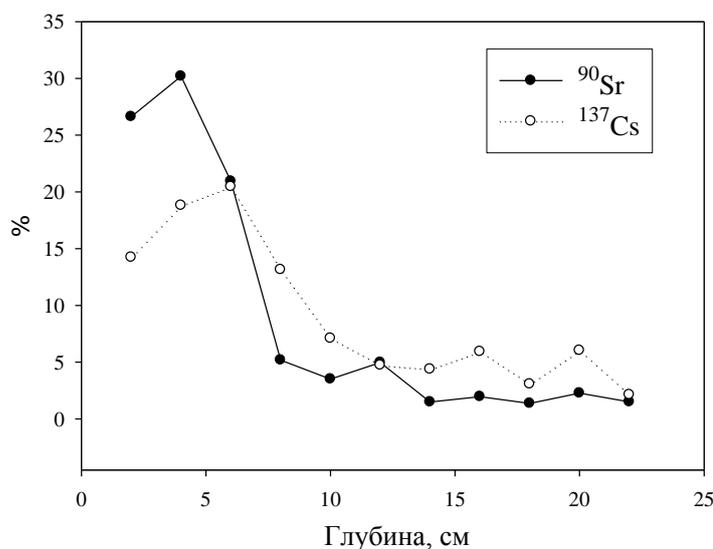


Рис. 3.24. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Шаблиш (2003 – 2005 гг.)

Оз. Куяныш подверглось радиоактивному загрязнению в большей степени, чем оз. Шаблиш, поэтому имеет более высокие концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в первых 10 – 12 см донных отложений (рис. 3.25).

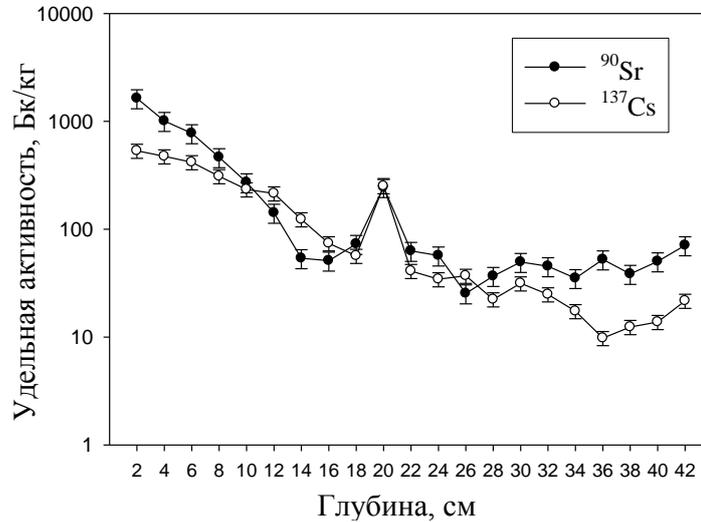


Рис. 3.25. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Куяныш (2003 – 2005 гг.)

Как видно из графика (рис. 3.25), вниз по колонке значения удельной активности уменьшаются до уровня 25 – 70 Бк/кг для  $^{90}\text{Sr}$  и 10 – 30 Бк/кг для  $^{137}\text{Cs}$ . Относительное содержание  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0–10 см составляет до 78% от общего запаса в колонке, а  $^{137}\text{Cs}$  – до 64% (рис. 3.26).

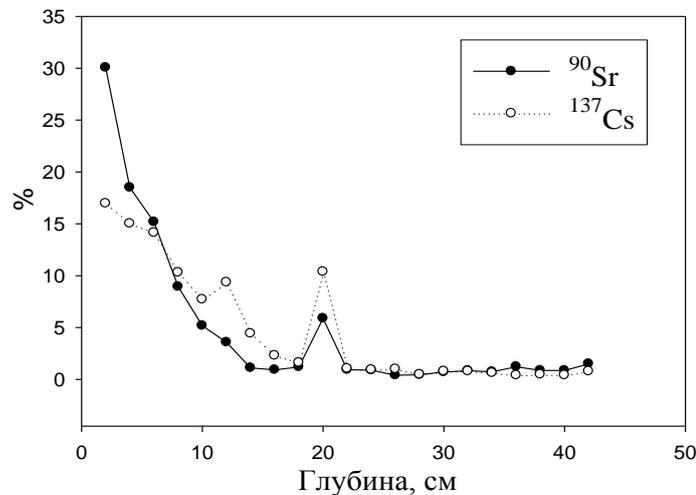


Рис. 3.26. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Куяныш (2003 – 2005 гг.)

Для донных отложений озер Шаблиш и Куяныш общей закономерностью является изменение соотношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  к горизонту 15 см: в верхних горизонтах преобладает  $^{90}\text{Sr}$  (3,6 в оз. Шаблиш и 3,1 в оз. Куяныш для слоя 0 – 2 см), а в нижележащих –  $^{137}\text{Cs}$  (0,6 и 0,7 для слоя 14 – 16 см в озерах Шаблиш и Куяныш, соответственно).

Сравнение вышеприведенных значений удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в озерах ВУРСа с концентрациями аналогичных радионуклидов контрольного водоема (оз. Мисяш, рис. 3.27 и 3.28) позволяет утверждать, что фоновые концентрации (вероятно, обусловленные глобальными выпадениями) для донных отложений по  $^{90}\text{Sr}$  не превышают 50 Бк/кг, а по  $^{137}\text{Cs}$  – 16 Бк/кг. Соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Мисяш составляет  $0,7 \pm 0,01$  для слоя 0 – 10 см и  $1,5 \pm 0,2$  для слоя 10 – 30 см.

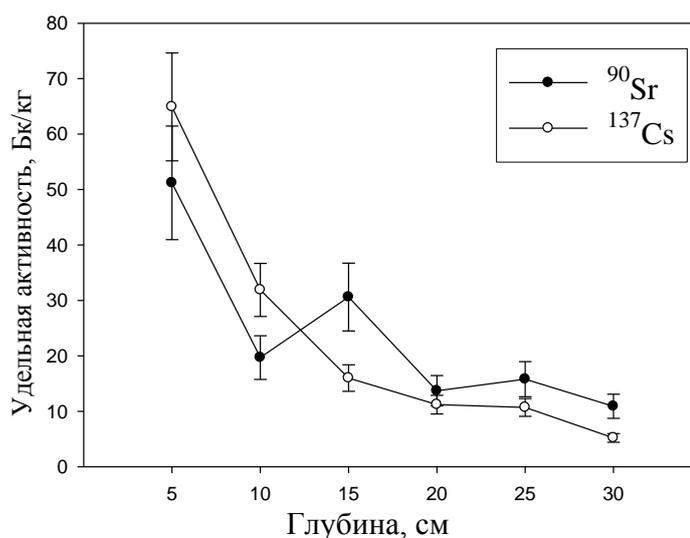


Рис. 3.27. Средние значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Мисяш (2003 – 2005 гг.)

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в слое донных отложений оз. Мисяш 0 – 10 см достигает 60% от общего содержания в колонке 0 – 30 см, а  $^{137}\text{Cs}$  соответственно 70% (рис. 3.28).

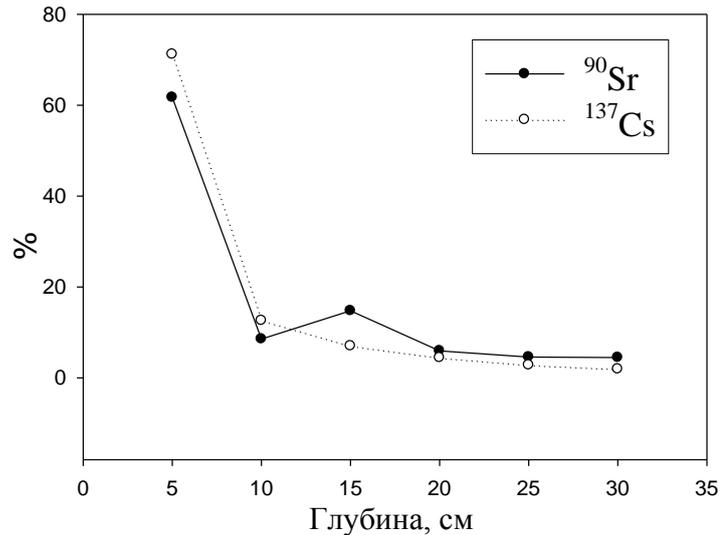


Рис. 3.28. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Мисяш (2003 – 2005 гг.)

Анализируя распределение радионуклидов по профилю колонок донных отложений (рис. 3.21, 3.23, 3.25 и 3.27), можно отметить, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0 – 10 см для оз. Травяное составляет 35% от общего запаса в слое 0 – 26 см, а в озерах Шаблиш и Куяныш – около 80% (длина колонки на оз. Шаблиш 22 см, на оз. Куяныш 42 см). Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0 – 10 см оз. Травяное составляет 30%; для водоемов Шаблиш, Куяныш данная величина колеблется от 64% до 74%. Для контрольного водоема Мисяш в слое 0-10 см донных отложений при глубине колонки 30 см характерно накопление  $^{90}\text{Sr}$  до 60% и  $^{137}\text{Cs}$  до 70%. Тип распределения радионуклидов по профилю донных отложений в озерах Куяныш и Шаблиш имеет общие черты (максимальное содержание радионуклидов в верхнем слое 0 – 10 см) с их распределением в водоеме Мисяш, где поступление радионуклидов связано преимущественно с глобальными выпадениями. В то же время оз. Травяное, лежащее на оси ВУРСа, характеризуется более низким процентом активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в верхних слоях грунтов и концентрированием их более глубокими слоями илов.

Определены запасы радионуклидов в донных отложениях в отобранных колонках илов в слое до 30 см (табл. 3.15).

Значения запаса радионуклидов в донных отложениях (0 – 30 см)

Озеро	<sup>90</sup> Sr		<sup>137</sup> Cs	
	ГБк	Ки	ГБк	Ки
Травяное	130,6	3,53	22,7	0,61
Куяныш	4,1	0,11	2,4	0,07
Шаблиш	253,3	6,85	120,9	3,27

Расчетные значения плотности загрязнения (формула 3.1) и коэффициента накопления (формула 3.5) радионуклидов в донных отложениях исследованных озер в слое до 30 см редставлены в табл. 3.16. Максимальная плотность загрязнения донных отложений из трех радиоактивно загрязненных озер отмечена для оз. Травяное (лежащего на оси Следа), минимальная – для оз. Шаблиш. Для фонового оз. Мисяш плотность загрязнения донных отложений в 3 раза (по <sup>137</sup>Cs) и 10 раз (по <sup>90</sup>Sr) меньше, чем для оз. Шаблиш.

Значения плотности загрязнения ( $M \pm m$ ) и коэффициента накопления радионуклидов донными отложениями (2005 г.)

Озера	Плотность загрязнения, Бк/м <sup>2</sup> (Ки/км <sup>2</sup> )		КН	
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Травяное	50 236±1 013 (1,36±0,03)	8 746±154 (0,24±0,01)	2 189	18 306
Куяныш	9 189±3277 (0,25±0,09)	5 457±1290 (0,15±0,03)	399	1 629
Шаблиш	6 665±216 (0,20±0,01)	3 182±149 (0,09±0,01)	315	3 039
Мисяш	900±441 (0,024±0,01)	952±590 (0,03±0,02)	358	212

Анализируя значения коэффициента накопления, можно отметить, что максимальные значения КН <sup>90</sup>Sr характерны для илов оз. Травяное, в то время как для грунтов озера Куяныш, Шаблиш и контрольного оз. Мисяш эти величины значительно ниже и сопоставимы. Максимумы значений коэффициента накопления <sup>137</sup>Cs наблюдаются в озерах Травяное и Шаблиш.

Перспективные прогностические расчеты запаса <sup>90</sup>Sr в донных отложениях озера Куяныш и Травяное до 2017 года, начиная с года аварии, представлены в приложениях 3 и 4.

### 3.5. Формы нахождения <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в донных отложениях

Исследование физико-химического состояния радионуклидов в донных отложениях оз. Урускль по общепринятой методике [88] показало низкие значения обменных форм как <sup>137</sup>Cs, так и <sup>90</sup>Sr (3% и 6%, соответственно). Максимальная доля <sup>90</sup>Sr (более 70%) и около 10% <sup>137</sup>Cs обнаружено в растворе 1н соляной кислоты (так называемая

подвижная форма). Твердый остаток содержит более 80%  $^{137}\text{Cs}$  и около 10%  $^{90}\text{Sr}$ .

Более детальные исследования форм радионуклидов в донных отложениях были проведены по методике Тессье [198] с выделением 5 фракций радионуклидов: обменной, карбонатной, связанной с оксидами железа и марганца, связанной с органической составляющей грунтов и прочнофиксированной.

Исследование форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. Урускуль показало, что в слое 3 – 4 см большая часть данного радионуклида связана с органической фракцией грунтов и с гидроксидами железа и марганца (табл. 3.17). С увеличением глубины слоя илов уменьшается содержание  $^{90}\text{Sr}$  в карбонатно-связанной форме; после спада на глубине 14 – 16 см резко (на порядок) возрастает количество обменных форм в слое 24 – 26 см. Обращает на себя внимание слой 14 – 16 см, так как в этом слое содержание  $^{90}\text{Sr}$ , связанного с гидроксидами железа и марганца, больше, чем в других слоях.

Таблица 3.17

Химические формы (%)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Урускуль

Слой	$^{90}\text{Sr}$					$^{137}\text{Cs}$				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
3 – 4 см	3,6	11,0	42,9	39,8	2,6	0,4	0,4	1,0	5,7	92,5
10 – 12 см	4,4	11,4	47,3	35,1	1,9	0,4	0,6	1,4	12,1	85,5
14 – 16 см	0,6	9,5	61,0	26,9	1,9	0,6	0,4	1,5	11,9	85,5
24 – 26 см	15,9	9,8	53,8	13,1	7,4	5,2	9,2	9,4	23,7	52,4

Примечание: 1 форма – экстрагент р-р 1М  $\text{MgCl}_2$ ; 2 форма – экстрагент 1М  $\text{CH}_3\text{COONa}$ ;

3 форма – экстрагент 0,04 М  $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ ; 4 форма – экстрагент 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  +

1М  $\text{HNO}_3$ ; 5 форма – экстрагент  $\text{HCl} + \text{HNO}_3$ ,  $\text{HF}$

Таким образом, в донных отложениях оз. Урускуль основное количество  $^{90}\text{Sr}$  (около 80%) связано с гидроксидами железа, марганца и органическим веществом. В целом для донных отложений оз. Урускуль

характерно следующее распределение  $^{90}\text{Sr}$  по формам нахождения: 4% : 11% : 45% : 37% : 3% для фракций обменной, карбонатной, связанной с гидроксидами железа и марганца, связанной с органической частью грунтов и нерастворимого остатка соответственно.

Средние значения доли обменных форм радионуклидов соответствуют величинам, оцененным по общепринятой схеме. Предполагается, что сумма радионуклида в виде карбонатов и связанного с гидроксидами железа и марганца определяет подвижную его форму, которая при определенных условиях может переходить в обменное состояние или мигрирует в этих формах.

В отличие от  $^{90}\text{Sr}$ , формы нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в колонке 0 – 16 см существенно не меняются: основная часть его находится в прочнофиксированной форме определяемой как по общепринятой схеме (80–84%), так и по методике Тессье (85 – 92%), с 10 см и глубже возрастает доля данного радионуклида, связанного с органической фракцией грунтов. Особенностью слоя 24 – 26 см является увеличение содержания  $^{137}\text{Cs}$  во всех подвижных формах (обменной, карбонатной, связанной с гидроксидами железа, марганца и органическим веществом), кроме нерастворимого остатка (52%).

В целом для донных отложений оз. Урускуль характерно следующее распределение  $^{137}\text{Cs}$  по формам нахождения: 0,5% : 0,5% : 1,3% : 10% : 87,7% для фракций обменной, карбонатной, связанной с гидроксидами железа и марганца, связанной с органической частью грунтов и нерастворимого остатка соответственно.

Исследование форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш (слой 0 – 10 см) показало аналогичное распределение по фракциям в грунтах оз. Урускуль. Также большая часть данного радионуклида (до 40%) связана с гидроксидами железа и марганца и с органической частью грунтов (41%). Доля обменного  $^{90}\text{Sr}$  незначительна и составляет около 9% (рис. 2.29).

Более 70%  $^{137}\text{Cs}$  связано с нерастворимой фазой и около 20% – с органической фракцией илов. Связь  $^{137}\text{Cs}$  с нерастворимой фазой, помимо других факторов, обуславливает его малую миграционную способность в грунтах исследованного водоема и отражается в накоплении значительной части радионуклида около слоя 14 см (глава 2).

Исследования форм нахождения радионуклидов (рис. 2.29) показали, что обменной формы  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш примерно столько же, сколько и аналогичной формы  $^{137}\text{Cs}$ , в связи с чем динамика их активности по слоям илов идентична [66]. Поэтому практически одинаков характер распределения данных радионуклидов в грунтах исследованного водоема.

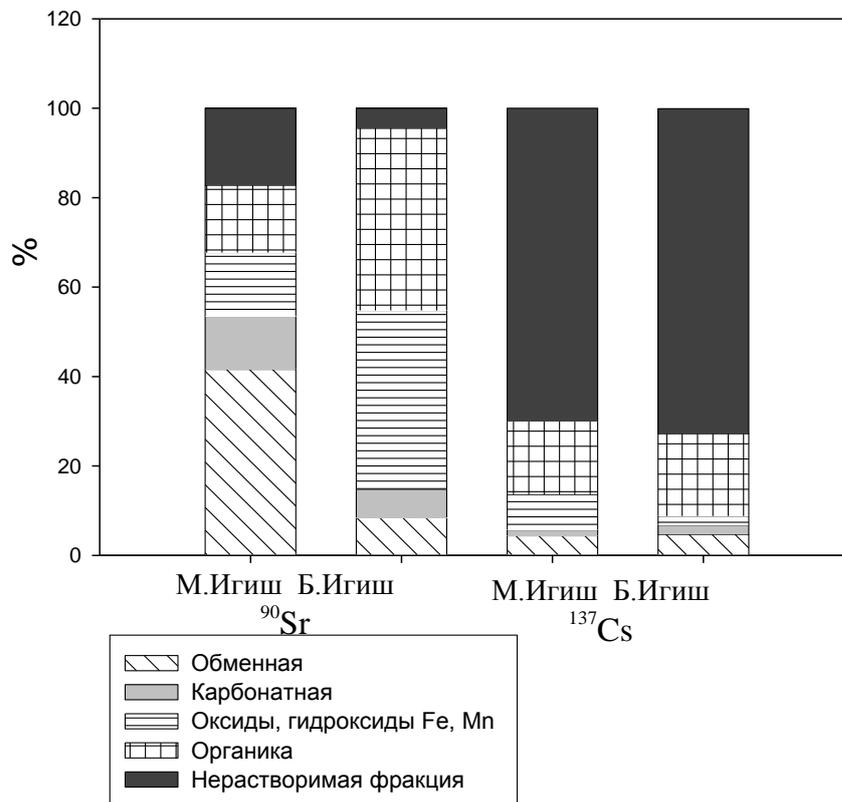


Рис. 3.28. Распределение физико-химических форм  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях озер Б. и М. Игиш (%)

Несколько иная картина в распределении форм  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 3.28) наблюдается для слоя 0 – 10 см донных отложений оз. М. Игиш [68]. Можно отметить, что  $^{90}\text{Sr}$  в исследованном слое находится преимущественно в

наиболее мобильных формах (обменная и карбонатная). В отличие от  $^{90}\text{Sr}$ , около 70%  $^{137}\text{Cs}$  связано с нерастворимым остатком. Полученные результаты свидетельствуют о различном физико-химическом состоянии  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , чем объясняется неодинаковая прочность их связи с матрицей донных отложений и, соответственно, разная интенсивность перехода в водную фазу водоема [112; 103].

Анализ соотношения обменных форм  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в двух рядом расположенных озерах Б. и М. Игиш показал, что в оз. Б. Игиш их доли одинаковы, тогда как в М. Игише доля обменного  $^{137}\text{Cs}$  на порядок ниже, чем  $^{90}\text{Sr}$ . Этим, по-видимому, можно объяснить различную миграцию радионуклидов по вертикальному профилю, а именно идентичное распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в оз. Б. Игиш и неодинаковый характер их распределения в оз. М. Игиш.

Исследование форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш показало, что значительная часть данного радионуклида (до 85%), а в илах оз. М. Игиш (до 30%), связана с гидроксидами железа и марганца, а также с органической фракцией грунтов. Основная часть  $^{90}\text{Sr}$  (42%) в донных отложениях оз. М. Игиш находится в обменной форме.

Связь  $^{137}\text{Cs}$  с нерастворимой фазой обуславливает его одинаково малую миграционную способность в донных отложениях как оз. М. Игиш, так и Б. Игиш. Это отражается в накоплении значительной части радионуклида около отметки в 14 см.

В донных отложениях оз. Б. Игиш обменной формы  $^{90}\text{Sr}$  примерно столько же, сколько и аналогичной формы  $^{137}\text{Cs}$ , в связи с чем динамика их активности по слоям идентична. Поэтому практически идентичен характер соотношения форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш и М. Игиш.

Для озер периферийной зоны ВУРСа (Куяныш, Травяное, Шаблиш) формы нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в верхних слоях донных отложений представлены на

рис. 3.29. Анализируя данные графика, можно отметить, что в исследованных озерах большая часть  $^{90}\text{Sr}$  сорбирована оксидами и гидроксидами марганца и железа (от 48% до 62%), а также органической частью илов (25 – 32%). В обменной и карбонатной формах (подвижная форма) находится от 6% до 15% радионуклида.

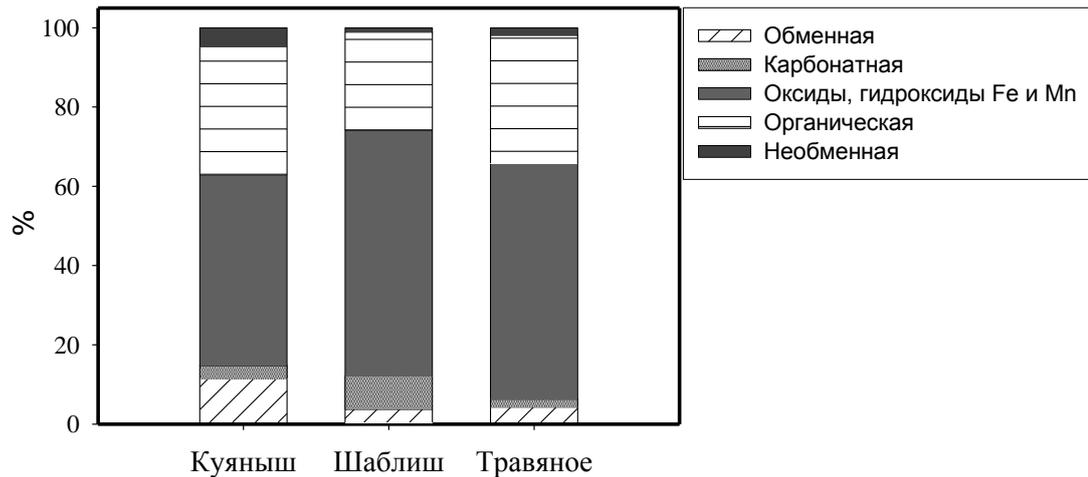


Рис. 3.29. Распределение физико-химических форм  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях озер Куяныш, Шаблиш, Травяное (%)

Определение форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$  не проводилось в связи с низкой удельной активностью данного радионуклида в илах исследованных озер.

Таким образом, исследование форм нахождения радионуклидов в донных отложениях озер ВУРСа показало, что в миграционных процессах важную роль играют не только обменные формы радионуклидов.

### 3.6. Содержание и распределение микроэлементов в донных отложениях

С целью определения вертикальной миграции некоторых металлов в донных отложениях исследованных водоемов проводилось изучение послойного распределения меди, цинка, железа и марганца в верхнем слое илов озер.

На рис. 3.30 и 3.31 представлено содержание тяжелых металлов по вертикальной колонке донных отложений оз. Урускуль (0 – 30 см).

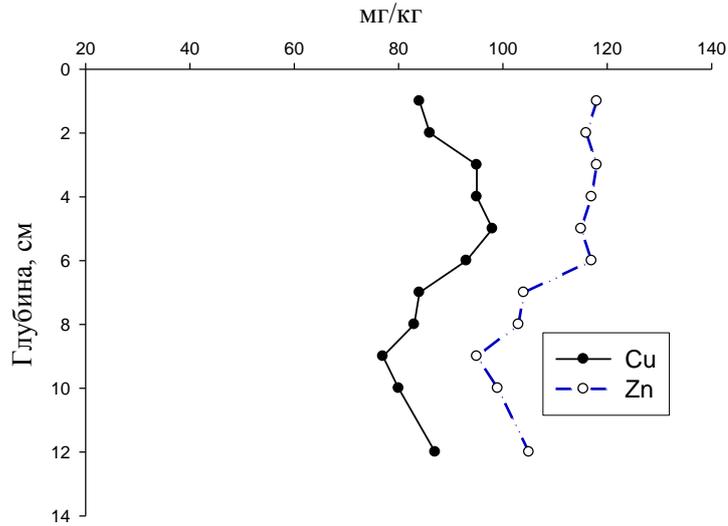


Рис. 3.30. Содержание Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Урускуль (2005 г.)

Равномерное распределение значений содержания тяжелых металлов по колонке позволяет исключить антропогенное влияние на илы. Все флуктуации носят выраженный природный характер [33].

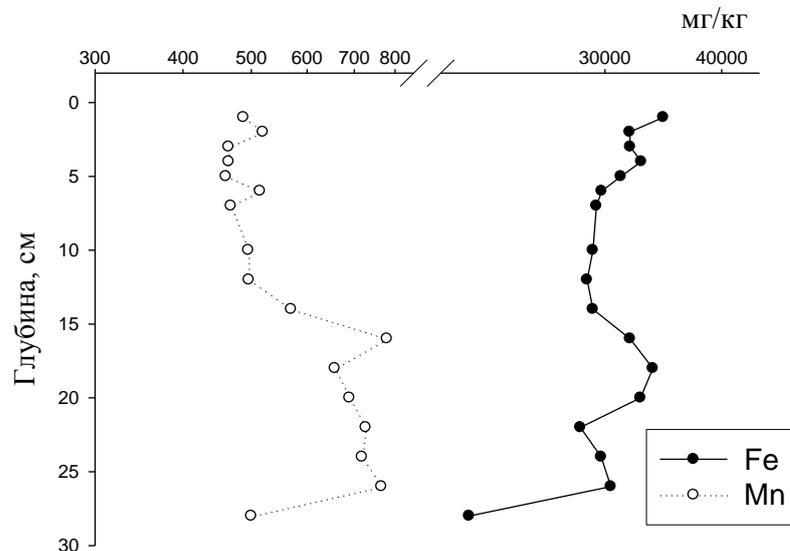


Рис. 3.31. Содержание Fe и Mn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Урускуль (2005 г.)

На рис. 3.32 представлено содержание Cu и Zn по вертикальной колонке донных отложений оз. Б. Игиш (0 – 30 см).

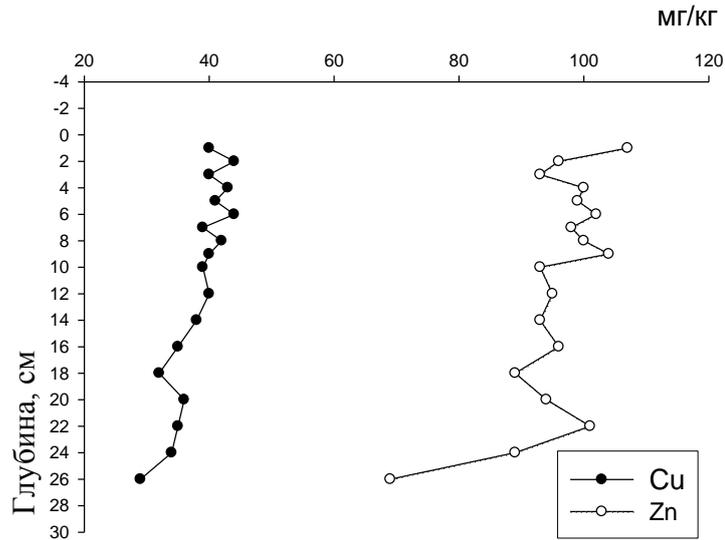


Рис. 3.32. Содержание Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Б. Игиш (2005 г.)

Плавное повышение концентраций меди до 45 мг/кг к поверхности с уровня 18 см и выше может отражать нарастание антропогенной нагрузки, проявляющееся в глобальном и региональном увеличении аэральных выпадений на зеркало озера. Глубже 18 см, вероятно, отражаются флуктуации концентраций, связанные с колебаниями климата на водосборе и вызванные абсолютным увеличением (уменьшением) количества тяжелых металлов в стоке с водосбора.

Минимальная амплитуда колебаний значений Cu на соседних горизонтах (в пределах  $\pm 4$  мг/кг) и малая абсолютная амплитуда ( $\pm 8$  мг/кг) этого параметра говорит об устойчиво незначительном поступлении данного металла в озеро и его предположительно малой роли в естественных процессах.

Концентрации Cu на уровне 30 – 45 мг/кг и амплитуда колебания значений по слоям донных отложений позволяют утверждать, что это естественный геохимический фон для данного металла.

Концентрация цинка в пределах 70 – 110 мг/кг показывает несколько повышенный геохимический фон для данной озерной экосистемы. Средняя

амплитуда значений концентрации Zn (без слоя 26 см) составила 18 мг/кг. Она практически одинакова и для величины абсолютных колебаний, и для колебания значений в соседних горизонтах (несколько ниже: 10 – 15 мг/кг). В двух нижних горизонтах она возрастает до 20 – 25 мкг/кг.

Содержание Zn и амплитуда колебания значений по слоям донных отложений также позволяют утверждать, что это естественный геохимический фон для данного металла.

При анализе рис. 3.32 обращает на себя внимание горизонт 6 – 11 см, выше которого концентрации меди и цинка резко меняют значения. Заметные пики располагаются на горизонтах 6 см (Cu) и 9 см (Zn). Исходя из описанных фактов, можно предположить, что на уровне 6 – 11 см имеется геохимический барьер, обуславливающий резкие скачки значений концентрации меди и цинка в вышележащих слоях. Возможно, глубже 11 см все флуктуации значений концентрации данных металлов в донных отложениях оз. Б. Игиш носят естественный характер.

На рис. 3.33 представлено содержание биофильных металлов – железа и марганца по вертикальной колонке донных отложений оз. Б. Игиш (0 – 30 см).

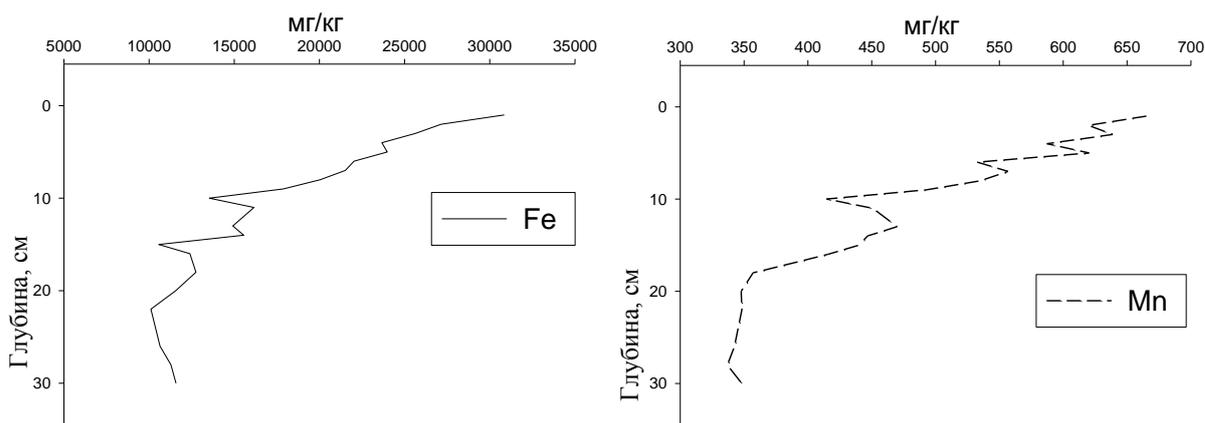


Рис. 3.33. Содержание Fe и Mn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Б. Игиш (2005 г.)

Для таких биофильных металлов, какими являются Fe и Mn, характерно значительное (до 700 – 1000 мг/кг) содержание в первых 3 см донных

отложений. Глубже слоя 3 – 5 см концентрации биофильных элементов отражают количество выведенных из круговорота Fe и Mn. Вероятно, эти металлы не отражают возрастание техногенного воздействия по причине отсутствия антропогенного источника поступления их в водоем.

В ходе исследований донных отложений оз. Б. Игиш было обнаружено весеннее изменение цвета поверхностного слоя с оливково-бурого на ярко-зеленый вследствие повышения активности зеленых и сине-зеленых водорослей. Жизнедеятельность водорослей приводит к периодическому накоплению биофильных металлов (Fe и Mn) в конце лета. К концу гидрологической зимы (март – апрель) анаэробные условия в придонных слоях воды способствуют переходу соединений Fe и Mn в растворимую форму и весеннему понижению их концентрации в верхнем слое донных отложений.

Общие тенденции изменения содержания тяжелых металлов (Cu, Zn, Mn и Fe) в донных отложениях оз. Б. Игиш характеризуются увеличением их концентраций к поверхностному слою. По всей вероятности, эти тенденции отображают антропогенное воздействие, обусловленное существовавшим 50 лет назад населенным пунктом и современным шоссе, проходящим в 150 – 200 м от берега озера.

Особенности распределения изученных тяжелых металлов в колонке илов 0 – 30 см заключаются в том, что наблюдается относительно небольшая амплитуда колебаний всех значений по сравнению с озерами Челябинской области, испытавшими техногенное воздействие [154]. Абсолютные значения не превышают 200 мг/кг, что свидетельствует о фактическом отсутствии загрязнения, то есть исследованное озеро можно считать фоновым по тяжелым металлам.

На рис. 3.34 представлено содержание Cu и Zn по вертикальной колонке донных осадков оз. М. Игиш (слой 0 – 30 см).

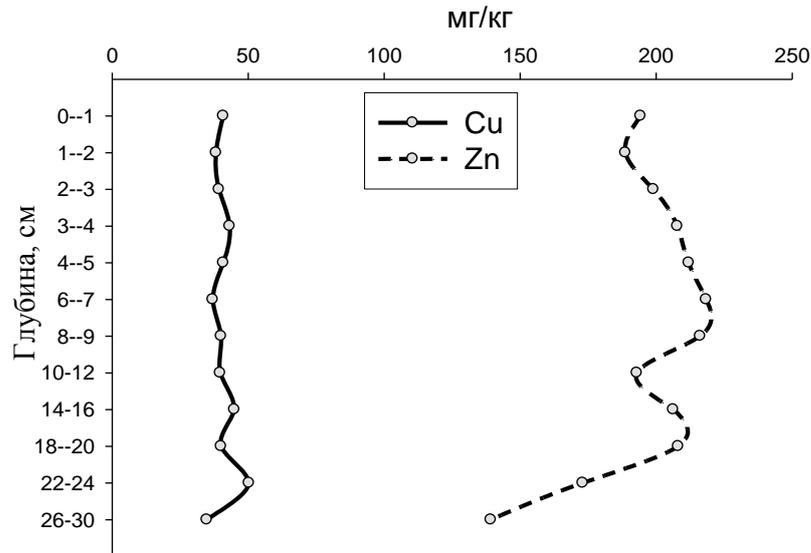


Рис. 3.34. Содержание Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. М. Игиш (2005 г.)

Анализируя рис. 3.34, можно отметить, что концентрация меди в слое 0 – 30 см донных отложений практически не имеет флуктуаций, находясь на уровне 40 мг/кг. Некоторые колебания концентрации меди начинаются на глубине 22 – 24 см и достигают значения 34 мг/кг. Концентрации цинка изменяются от 130 до 220 мг/кг, причем наибольшие колебания наблюдаются в слое 9 – 30 см. Амплитуда значений концентраций для соседних горизонтов составляет не более 25 мг/кг (в среднем  $\pm 7$  мг/кг). Максимальные значения концентраций установлены в горизонтах 4 – 9 см и 14 – 20 см, минимальные в слоях 0 – 4 см, 10 – 12 см и 22 – 30 см.

На рис. 3.35 представлено содержание железа и марганца по вертикальной колонке донных осадков оз. М. Игиш (слой 0 – 30 см).

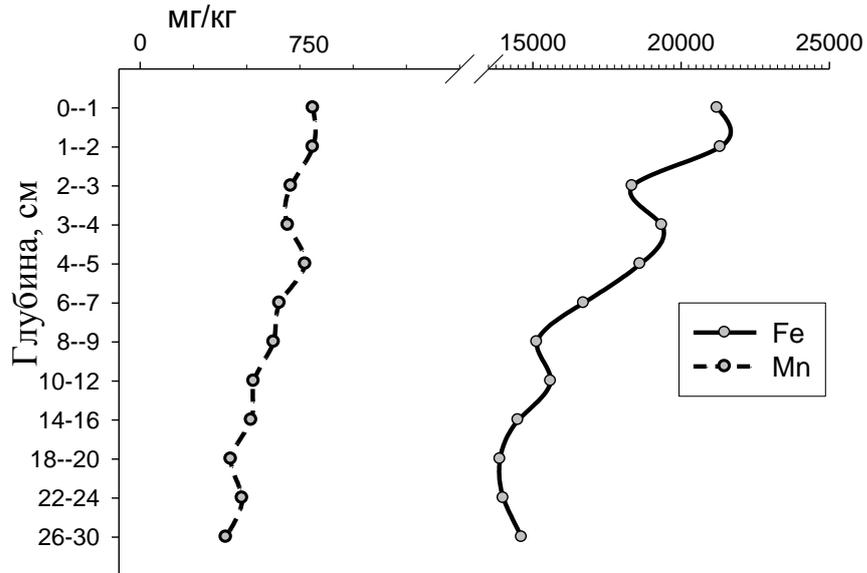


Рис. 3.35. Содержание Fe и Mn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. М. Игиш (2005 г.)

Содержание железа по вертикальному профилю илов характеризуется незначительным накоплением к поверхностному слою: в колонке 0 – 11 см концентрация колеблется в пределах 21 219 – 15 136 мг/кг, а в слое 12 – 30 см приближается к значению 14 130 мг/кг.

Наибольшая концентрация марганца в слое 0 – 2 см составляет 811 мг/кг, далее наблюдается снижение его содержания до 404 мг/кг.

Общие особенности распределения тяжелых металлов по верхнему слою (0 – 30 см) донных отложений характеризуются относительно небольшой амплитудой колебаний всех значений концентраций Fe, Mn, Cu и Zn по сравнению с озерами, которые расположены в промышленных зонах Челябинской области и испытывают техногенное воздействие [154]. По загрязнению тяжелыми металлами М. Игиш можно также считать фоновым озером с устойчивым гидрохимическим режимом озерной экосистемы, который способствовал равномерному распределению исследованных элементов в верхних 30 см донного осадка.

Концентрация тяжелых металлов и их содержание в верхнем слое донных отложений озер Шаблиш и Куяныш (рис. 3.36 и 3.37) свидетельствуют об отсутствии техногенной нагрузки. Следовательно, озера периферийной зоны ВУРСа по загрязнению илов тяжелыми металлами также можно считать фоновыми.

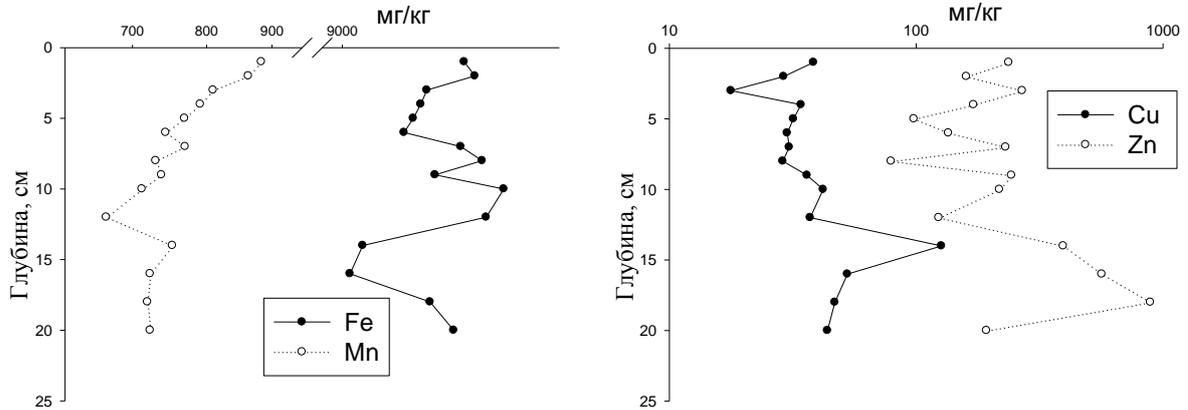


Рис. 3.36. Содержание Fe, Mn, Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Куяныш (2005 г.)

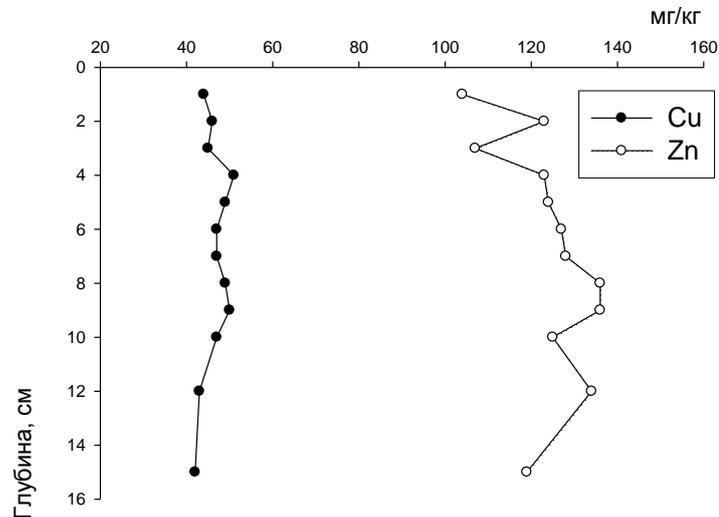


Рис. 3.37. Содержание Cu и Zn (мг/кг) по вертикальному профилю донных отложений оз. Шаблиш (2005 г.)

\* \* \*

Анализ содержания долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в системе озер ВУРСа позволил установить следующие закономерности. Максимальное загрязнение воды  $^{90}\text{Sr}$  наблюдается в оз. Урускуль, которое

расположено в ближней части ВУРСа. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. М. Игиш ( $0,50 \pm 0,03$  Бк/л) отличается от аналогичных значений для оз. Б. Игиш ( $6,4 \pm 0,3$  Бк/л), хотя их географическое положение относительно источника радиоактивного загрязнения одинаково. Вероятно, это связано с гипсометрическим положением данных озер. Содержание данного радионуклида в воде озер дальней части ВУРСа практически одинаково и составляет в среднем  $0,4 \pm 0,1$  Бк/л. Загрязнение воды исследованных водоемов  $^{137}\text{Cs}$  незначительно.

При анализе динамики содержания  $^{90}\text{Sr}$  в воде в зависимости от времени, прошедшего после аварии, получены экспоненциальные кривые спада активности в воде: для оз. Урускуль динамика активности  $^{90}\text{Sr}$  описывается тремя экспонентами, для оз. Б. Игиш, Травяное, Куяныш – двумя. Для оз. Шаблиш проанализированы только результаты современных исследований содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде, так как данный водоем относится к сточным озерам. Для оз. М. Игиш, в связи с недостатком данных о загрязнении в период 1957 – 2001 гг., также приводятся только результаты по содержанию радионуклидов в воде в настоящее время. Поэтому для водоемов Шаблиш и М. Игиш оценивалась только кратность очищения водной массы озер.

По расчетным значениям кратности очищения водной массы от  $^{90}\text{Sr}$  установлено, что самая низкая степень очищения наблюдается для оз. Шаблиш, самая высокая – для оз. М. Игиш и Травяное. По  $^{137}\text{Cs}$  низкие значения кратности очищения характерны для оз. Шаблиш и Куяныш, высокие – для оз. Травяное. Полученные различия в кривых спада и соответственно в значениях кратности очищения объяснить только особенностями грунтов, выстилающих дно озера, сложно. Немаловажную роль играет неопределенность исходных уровней загрязнения радионуклидами озер.

По данным расчета запасов радионуклидов в водной массе исследованных озер наибольшее количество  $^{90}\text{Sr}$  содержится в воде оз. Урускуль, наименьшее – в оз. Травяном. Значительные запасы радионуклида в озерах дальней зоны (Куяныш, Шаблиш) связаны с большим объемом водной массы этих водоемов.

Концентрации тяжелых металлов в воде исследованных озер находятся на уровне фоновых значений. Оценки интегральных запасов тяжелых металлов в водной массе озер не выявили в целом их антропогенного загрязнения. По загрязнению тяжелыми металлами донных отложений исследованные водоемы можно считать фоновыми, с устойчивым гидрохимическим режимом озерной экосистемы, который способствовал равномерному распределению исследованных элементов в верхних 30 см донного осадка.

При характеристике донных отложений исследованных озер можно выделить следующие закономерности:

- в поверхностных слоях донных отложений сформировались малозольные органические сапропели;
- в озерах, испытавших осолонение за свою историю развития, наблюдаются прослой илов большей минерализации;
- в пресных озерах минерализация илов вглубь по профилю относительно однородна;
- на характер минерализации осадков оказывает влияние и увлажнение водосбора, зависящее от географического положения озера. Проведенные исследования минерального состава донных отложений на примере оз. Б. Игиш и Урускуль показали отсутствие смешанно-слоистых минералов, обладающих высокой емкостью к радионуклидам.

По плотности загрязнения донных отложений все исследованные водоемы (кроме Урускуля) можно разделить на две группы: озера, расположенные на оси ВУРСа (Б. Игиш, Травяное), со средней плотностью

по  $^{90}\text{Sr}$  порядка  $60 \text{ кБк/м}^2$  ( $1,5 \text{ Ки/км}^2$ ) и озера, расположенные по периферии ВУРСа (М. Игиш, Куяныш, Шаблиш), со средней плотностью загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  порядка  $7 \text{ кБк/м}^2$  ( $0,2 \text{ Ки/км}^2$ ). Плотность загрязнения донных отложений  $^{137}\text{Cs}$  в данных озерах практически одинакова и не превышает  $7 \text{ кБк/м}^2$  ( $0,2 \text{ Ки/км}^2$ ).

По вертикальному распределению  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  исследованные озера можно условно разделить на такие же группы. В первой группе (Б. Игиш и Травяное) в верхнем 10-сантиметровом слое сосредоточено около 40% радионуклидов, тогда как в озерах на периферии ВУРСа – от 60 до 90% от суммарного содержания в слое 0 – 30 см. Возможно, на такое распределение радионуклидов повлияло внесение большого количества органического вещества (навоза), которое несколько изменило физико-химическое состояние радионуклидов в озерах Травяное и Б. Игиш.

Анализ соотношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях озер, расположенных на оси ВУРСа, показал, что по мере удаления от места взрыва происходит обогащение их  $^{137}\text{Cs}$ . Так, среднее значение соотношения вышеуказанных радионуклидов в верхнем 10-сантиметровом слое оз. Урускуль составляет 31, в Б. Игише – 10, а в Травянном – около 7. В озерах, расположенных на периферии ВУРСа (Шаблиш и Куяныш), наблюдается еще большее обогащение илов  $^{137}\text{Cs}$ ; величина соотношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  находится в пределах 1 – 2. В фоновом озере Мисяш данное соотношение составляет величину порядка 0,7. Из исследованных озер выделяется озеро М. Игиш, расположенное на оси ВУРСа, но имеющее соотношение радионуклидов в донных отложениях в пределах 1 – 2. Возможно, первоначальный уровень загрязнения данного водоема был небольшим, кроме того, оз. М. Игиш – ультрапресное озеро. Исключение составляет также оз. Травяное, что связано с его высокой степенью эвтрофности.

Показано, что основная часть  $^{90}\text{Sr}$  в илах оз. Урускуль связана с гидроксидами железа и марганца, а также органической частью грунтов

(45% и 37%, соответственно). Формы нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях иные, чем у  $^{90}\text{Sr}$ : основная часть (88%) связана с нерастворимым остатком. Исследование форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях оз. Б. Игиш показало аналогичное грунтам оз. Урускуль распределение по фракциям.

Установлено, что в донных отложениях оз. Б. Игиш значительная часть  $^{90}\text{Sr}$  (до 85%) связана с гидроксидами железа и марганца, а также с органической фракцией грунтов. Основная часть  $^{90}\text{Sr}$  (42%) в илах оз. М. Игиш находится в обменной форме. Связь  $^{137}\text{Cs}$  с нерастворимой фазой обуславливает его одинаково малую миграционную способность в донных отложениях как оз. М. Игиш, так и Б. Игиш.

Отмечено, что для озер периферийной зоны ВУРСа (Куяныш, Травяное и Шаблиш) значительная часть  $^{90}\text{Sr}$  сорбирована оксидами и гидроксидами марганца и железа (48 – 62%), а также органической частью илов (25 – 32%). В обменной и карбонатной формах (подвижная форма) находится 6 – 15% радионуклида.

#### **ГЛАВА 4. НАКОПЛЕНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , СТАБИЛЬНЫХ МАКРОАНАЛОГОВ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В БИОТЕ ГИДРОБИОЦЕНОЗОВ ВУРСа**

Высшие водные растения играют важную роль в функционировании пресноводных экосистем, принимая активное участие в биологических циклах и биоэнергетическом балансе водоемов [42]. На долю макрофитов приходится около одной трети общей биологической продуктивности водоемов [199]. По накоплению органического вещества в водных экосистемах они уступают лишь микроорганизмам и водорослям. Оптимальные условия для развития водной растительности создаются в мелководных, хорошо прогреваемых солнцем непроточных или слабопроточных водоемах вследствие обогащения воды питательными веществами, поступающими с тальми и ливневыми водами с поверхности водосборной территории [80].

Макрофиты являются активными аккумуляторами радионуклидов. Их роль в самоочищении пресноводных экосистем определяется уровнями накопления, прочностью фиксации и выведением радионуклидов из кругооборота веществ в водоемах на длительное время [177].

В среде, загрязненной радиоактивными веществами, последние принимают участие в процессах обмена наравне со стабильными. По мере роста водные растения поглощают из воды и грунта радионуклиды, исключая их на длительное время из круговорота веществ в водоеме, выполняя тем самым важную очистительную функцию. В этом процессе количество радионуклидов, извлеченных из водных масс с помощью водных растений, зависит от вида, величины продуцируемой ими фитомассы и экологических условий, в которых они формируются. Согласно исследованиям после аварии на ЧАЭС [42], ценозы воздушно-водных растений связывают радионуклиды в большом количестве и на более продолжительный период, чем представители

других экологических групп. Большинство макрофитов данной группы – многолетники, то есть их надземные органы по окончании вегетационного периода отмирают. Накопленные в них радионуклиды из отмершей фитомассы частично переходят вновь в водную толщу, частично депонируются в донных отложениях.

Для оценки поступления радионуклидов в высшие водные растения используют различные показатели, в частности коэффициент накопления (КН). В многочисленных работах, проведенных под руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского в 1950 – 1960-е гг., было показано, что коэффициенты накопления варьируют как для разных видов растений, так и для разных радионуклидов [147; 149], причем КН у одного и того же вида растения в различных озерах изменяются в значительных пределах.

Учитывая, что масса водных растений, равно как коэффициенты накопления в них радионуклидов, значительно больше, чем у водных животных, становится очевидным превалирующее значение первых как факторов, способных влиять на поведение радиоактивных веществ в водоеме.

Поскольку в биогидроценозах, как и вообще в биотических системах, временная организация доминирует над пространственной, роль биоты в распределении и миграции радионуклидов определяется, главным образом, временем года. В течение вегетационного периода значение гидробионтов в поведении радионуклидов несравненно больше [58].

Тем не менее, необходимо отметить, что в литературе недостаточно информации для полной оценки роли гидробионтов, например: как гидрофлора определяет миграцию радионуклидов, какие референтные виды макрофитов характерны для уральских озерных экосистем и т.д. Литературные данные ограничены, противоречивы и преимущественно касаются острого и промежуточного периодов после аварии 1957 года.

Как отмечалось выше, исследованные озера ВУРСа располагаются в лесостепной зоне Среднего Урала, и для них характерна однотипная форма

зарастания водоемов – от максимального его развития у побережий с постепенным уменьшением биомассы в средней части акватории и, как правило, до полного отсутствия высших водных растений в центральной части водоема.

Отбор водной флоры и ихтиологического материала проводился раз в год, в конце биологического лета. Водная флора представлена в исследовании 23 видами пресноводных растений (22 вида относятся к высшим водным растениям, 1 вид харовых водорослей).

Сбор макрофитов проводился согласно стандартным методикам [48]. Вес сырой пробы каждого вида высшей водной растительности составлял от 3 до 5 кг. Отобранные образцы растений промывали водой, высушивали при комнатной температуре до постоянной массы и измельчали. Для дальнейших исследований пробы макрофитов озоляли при температуре 500 °С в течение 5 часов.

В качестве объекта исследований из представителей ихтиофауны водоемов ВУРСа был выбран доминирующий вид – карась серебряный *Carassius auratus gibelio* (Bloch).

По классификации Е.К. Valon [175] карась серебряный относится к этологической секции рыб, не охраняющих потомство, выметывающих клейкую икру на водные растения. *Carassius auratus gibelio* является представителем бореального равнинного фаунистического комплекса, относится к оседлым рыбам, предпочитающим илистое дно, покрытое водной растительностью. Интенсивно питается летом и осенью. По типу питания относится к рыбам II трофического уровня (бентосоядным), значительную долю в его спектре питания занимают водные растения [102].

Рыбу отлавливали сетями с размером ячей от 28x28 мм до 70x70 мм в зависимости от вида рыбы. Пробы отбирали в трех повторностях, каждая из которых составляла 3 кг сырой массы. На одну повторность приходилось в среднем по 25 особей карася серебряного.

Пойманная рыба взвешивалась, промерялась в соответствии с имеющимися схемами промеров, изложенными в «Руководстве по изучению рыб» [121]. После ихтиологических исследований готовились отдельно пробы кости, мышц и тушки без внутренних органов, которые высушивались при 105°C. Подготовленные образцы озолялись при температуре 450°C.

Принцип метода определения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пробах биологического и растительного происхождения основан на преимущественной экстракции  $^{90}\text{Y}$  моноизооктилметиловым эфиром фосфоновой кислоты после предварительного озоления пробы и перевода ее в раствор. Выход  $^{90}\text{Y}$  в экстракт учитывается при калибровке счетной аппаратуры.  $^{137}\text{Cs}$  определяется сурьмяноиодидным методом в растворе после выделения  $^{90}\text{Y}$ . Измерение бета-активности выделенных препаратов проводилось на малофоновых установках УМФ-1500 и УМФ-2000. Относительная погрешность измерения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в диапазоне 0,4 – 100 Бк/кг составляет 20%, свыше 100 Бк/кг – 14%. Свидетельство о поверке № 2004 и № 206 от 13 июня 2006 г. [87].

Методики определения содержания микроэлементов атомно-абсорбционным методом, а также расчета запасов радионуклидов в высшей водной растительности; коэффициента накопления, коэффициента дискриминации, коэффициента перехода описаны в главе 2.

#### **4.1. Видовой состав высшей водной растительности**

Согласно зонированию водной растительности В.М. Катанской [48], на водоемах территории ВУРСа четко выделяются две зоны: высокотравных гелофитов и гидатофитов, которые характеризуются некоторыми особенностями.

Первая зона образована высокотравными гелофитами, к которым относятся тростник обыкновенный (*Phragmites australis*) и представители рода рогоз (*Typha*). Они располагаются от влажного побережья до глубины 1,5 – 2,5 м, образуют большие массивы зарослей. Зона высокотравья, как

правило, фрагментирована на большие или меньшие по протяженности участки. В «окнах» между высокотравьем или в разреженных зарослях его располагаются низкие и средневысокие надводные растения (низкотравные гелофиты). Их основными представителями являются белокрыльник болотный (*Calla palustris* L.), стрелолист (*Sagittaria sagittifolia* L.), частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica* L.). Вторая зона – аэрогидатофитов и гидатофитов – располагается до глубины 2,5 м и представлена элодеей (*Elodea*), телорезом (*Stratiotes*), кувшинкой (*Nymphaea*), кубышкой (*Nuphar*), рдестами (*Potamogeton*) и урутью (*Myriophyllum*) [70]. Заросли телореза обыкновенного (*Stratiotes aloides* L.) приурочены к сильнозаболоченным, лишенным какой-либо проточности участкам мелководий с глубиной 1 – 2 м с илисто-торфянистыми грунтами, выдерживают рН от 4,8 до 8,5. Для развития роголистника погруженного (*Ceratophyllum demersum* L.) требуются богатые органическими веществами донные отложения, заросли его формируют максимальную фитомассу на мелководьях со слабощелочной реакцией среды и при наличии в донных отложениях извести [35].

На исследованных водоемах зарегистрированы 23 вида растений, относящихся к 18 родам и 14 семействам. Наиболее широко представлены виды семейства Рдестовые (*Potamogetonaceae*) – 3 вида, чаще всего встречаются рдест блестящий (*Potamogeton lucens* L.) и р. плавающий (*P. natans* L.). Кроме того, повсеместно распространены рогоз широколистный (*Typha latifolia* L.), р. узколистный (*T. angustifolia* L.), телорез обыкновенный (*Stratiotes aloides* L.), горец земноводный (*Persicaria amphibia* (L.) S. F. Gray), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.), тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). Встречаются виды, относящиеся к следующим экологическим группам: воздушно-водные растения – белокрыльник болотный (*Calla palustris* L.), вахта трехлистная (*Menyanthes trifoliata* L.), камыш озерный (*Scirpus lacustris* L.), частуха

подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica* L.), стрелолист (*Sagittaria sagittifolia* L.), свободно плавающие – водокрас лягушачий (*Hydrocharis morsus-ranae* L.), ряски малая (*Lemna minor* L.) и трехдольная (*L. trisulca* L.), укореняющиеся погруженные – уруть мутовчатая (*Myriophyllum verticillatum* L.), элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.), пузырчатка обыкновенная (*Utricularia vulgaris* L.), укореняющиеся с плавающими листьями – кубышка желтая (*Nyphar luteum* (L.) Smith.), кувшинка чисто-белая (*Nymphaea candida* J. et C. Presl.). Встречаются харовые водоросли.

Из общего перечня растений, обнаруженных на исследованных водоемах, были выделены 13 видов (присутствующие на изученных озерах), распределенных согласно классификации В.Г. Папченкова [115] на 4 экологические группы (табл. 4.1).

Распределение исследованных высших водных растений по экологическим группам

Вид растения	Воздушно-водные растения	Свободно плавающие растения	Укореняющиеся погруженные растения	Укореняющиеся с плавающими листьями растения
Роголистник погруженный ( <i>Ceratophyllum demersum</i> )		+		
Элодея канадская ( <i>Elodea canadensis</i> )			+	
Водокрас лягушачий ( <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> )		+		
Уруть мутовчатая ( <i>Myriophyllum verticillatum</i> )			+	
Горец земноводный ( <i>Persicaria amphibia</i> )				+
Тростник обыкновенный ( <i>Phragmites australis</i> )	+			
Рдест нитчатый ( <i>Potamogeton filiformis</i> )			+	
Рдест блестящий ( <i>Potamogeton lucens</i> )			+	
Рдест плавающий ( <i>Potamogeton natans</i> )				+
Камыш озерный ( <i>Scirpus lacustris</i> )	+			
Телорез обыкновенный ( <i>Stratiotes aloides</i> )			+	
Рогоз узколистный ( <i>Typha angustifolia</i> )	+			
Рогоз широколистный ( <i>Typha latifolia</i> )	+			

В связи с тем, что на уровень содержания радионуклидов в макрофитах оказывает влияние концентрация минеральных веществ, для рассматриваемых видов водной растительности определялись значения коэффициента зольности (вес сухой пробы / вес золы) (рис. 4.1).

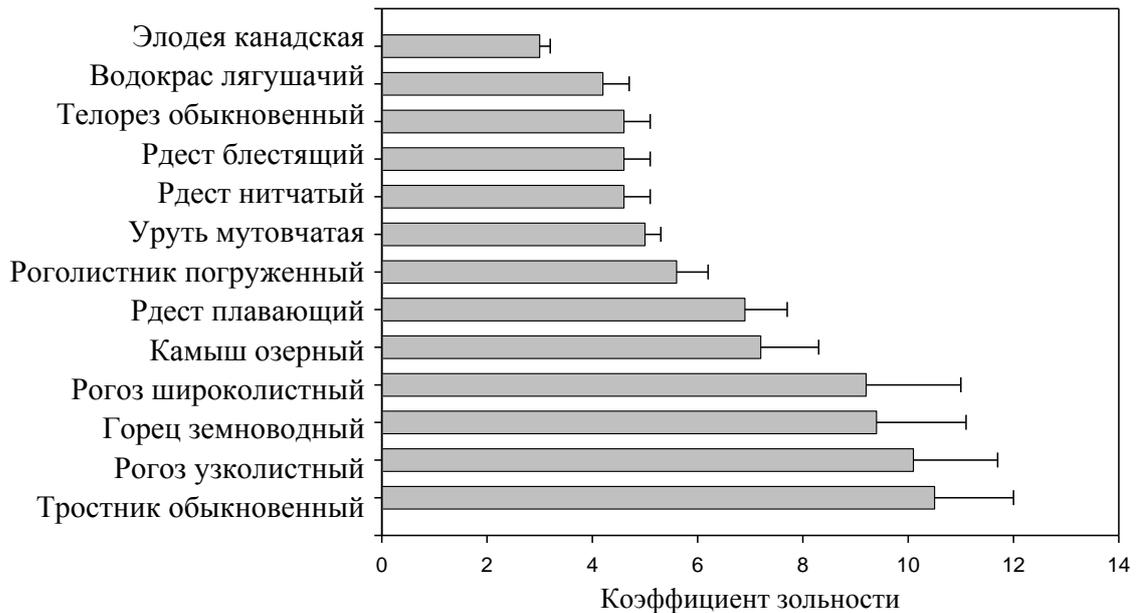


Рис. 4.1. Значения коэффициентов зольности для макрофитов озера территории ВУРСа

Наиболее низкие значения коэффициента зольности, т.е. максимальное содержание минеральных веществ (аналогично данным И.А.Петровой [116]), отмечены у полностью погруженных растений, многим из которых свойственно отложение на листьях карбоната кальция (элодея канадская, виды семейства рдестов).

#### 4.2. Особенности аккумуляции радионуклидов $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ высшими водными растениями

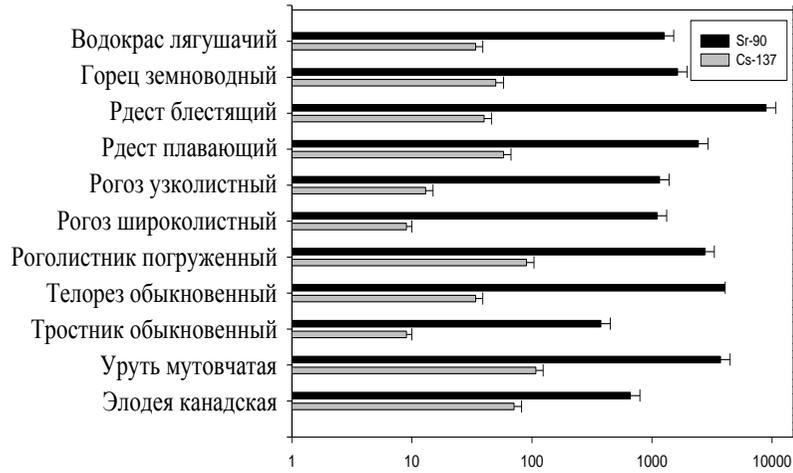
Автотрофные гидробионты, в том числе высшие водные растения, обладают высоким продукционным потенциалом и способностью активно накапливать радиоактивные вещества [149; 80; 62]. Занимая в большинстве водоемов литоральную и частично сублиторальную зоны, эти растения не только ассимилируют радионуклиды из воды и донных отложений, но и перехватывают определенную часть радиоактивных загрязнений, поступающих в водоемы с их водосборной площади. Обладая, как правило, высокими запасами фитомассы, высшие водные растения аккумулируют значительное количество радиоактивных веществ. Радионуклиды в

результате отмирания растений и потребления их растительноядными животными включаются в биотический круговорот водных экосистем [113].

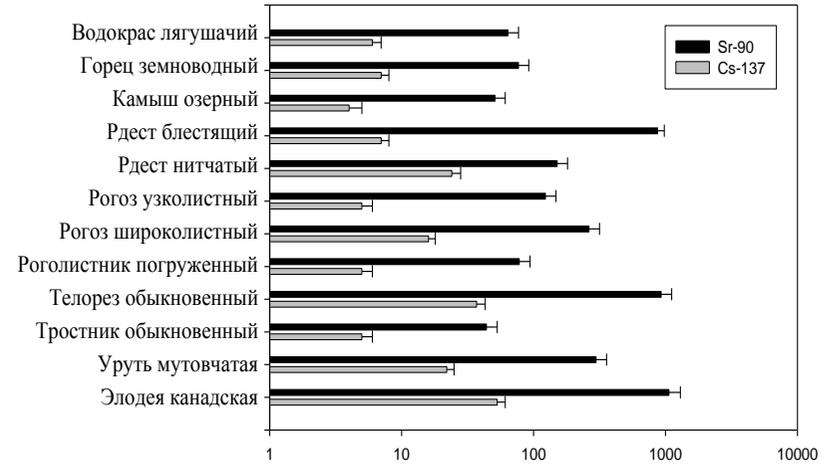
Для сравнительного анализа количественного содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в макрофитах исследованных озер из перечня видов, обнаруженных на водоемах, были выбраны 13 видов растений, относящиеся к различным экологическим группам.

Значения удельных активностей  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в макрофитах всех исследованных водоемов ВУРСа и фоновых озер Мисяш и Б. Боляш приведены в приложении 12 и 13.

Уровни содержания радионуклидов в высшей водной растительности приведены на примере озер ВУРСа Б. Игиш, Куяныш, Шаблиш, Травяное и контрольного оз. Мисяш (рис. 4.2 – 4.4). Максимальные значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  на исследованных озерах были обнаружены у представителей видов рдест блестящий и телорез обыкновенный (рис. 4.2 и 4.3), за исключением озер М. Игиш (накопитель  $^{90}\text{Sr}$  водокрас лягушачий, второе место по уровню накопления у телореза обыкновенного); Куяныш (преимущественный концентратор  $^{90}\text{Sr}$  – элодея канадская, второе место также занимает телорез обыкновенный); Шаблиш (накопитель  $^{90}\text{Sr}$  – элодея канадская, на втором месте – рдест блестящий) [70; 68].

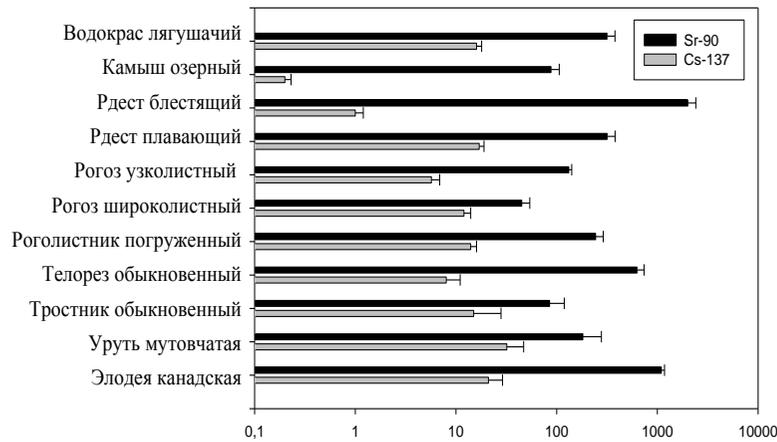


Удельная активность, Бк/кг сухой массы ( оз. Б. Игиш )

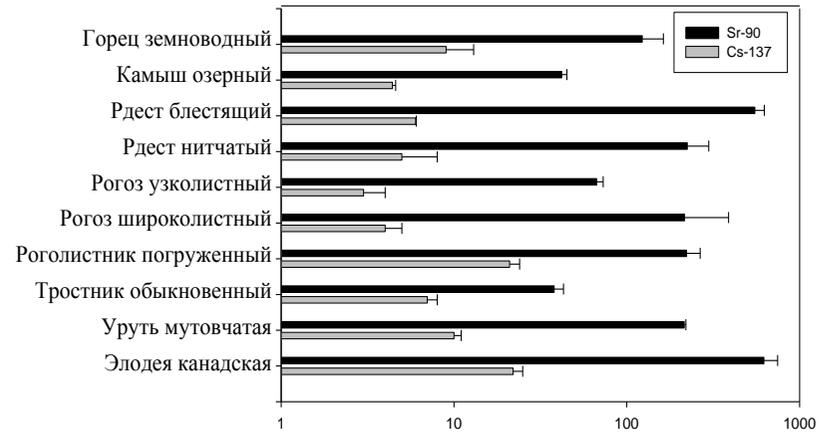


Удельная активность, Бк/кг сухой массы ( оз. Куяныш )

Рис. 4.2. Значения удельной активности радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в макрофитах оз. Б. Игиш, оз. Куяныш



Удельная активность, Бк/кг сухой массы ( оз. Травяное )



Удельная активность, Бк/кг сухой массы ( оз. Шаблиш )

Рис. 4.3. Значения удельной активности радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в макрофитах оз. Травяное, оз. Шаблиш

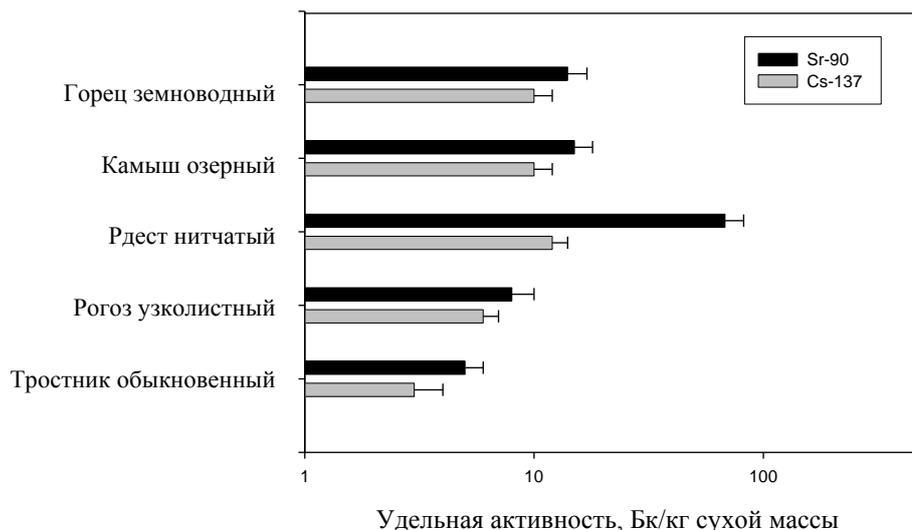


Рис. 4.4. Значения удельной активности радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в макрофитах оз. Мисяш (контрольное озеро)

Для контрольного озера (Мисяш) значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в макрофитах в среднем на порядок меньше, чем для озер ВУРСа.

Растения со сравнительно высоким уровнем содержания  $^{137}\text{Cs}$  встречаются среди представителей видов водокрас лягушачий, уруть мутовчатая и элодея канадская, горец земноводный, рдест плавающий, роголистник погруженный и телорез обыкновенный. Минимальные значения удельной активности радионуклидов в тканях растений отмечены для видов тростник обыкновенный, рогоз широколистный, рогоз узколистный и камыш озерный (рис. 4.2 – 4.4) [69].

Установлено, что для водоема Мисяш, выбранного в качестве контрольного, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях находится на уровне водоемов ВУРСа, особенно озера Куяныш, расположенного на периферии Следа. По-видимому, это объясняется низким содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в воде оз. Куяныш, приближающимся к фоновому уровню оз. Мисяш (рис. 4.4).

На рис. 4.5 приведены графики изменения содержания радионуклидов в тростнике обыкновенном и рогозе узколистном в зависимости от места

произрастания. Характерно, что для этих растений, не относящихся к видам-накопителям радионуклидов, спад содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от места произрастания отражает изменение концентраций радионуклидов в водной массе озер.

Для представителей высшей водной растительности были рассчитаны величины коэффициента накопления, характеризующие их способность аккумулировать соответствующие радионуклиды. Все значения КН определялись, исходя из воздушно-сухого веса растений; для перевода на вес золы на рис. 4.1 приведены значения коэффициентов зольности. Рассчитанные значения КН для макрофитов изученных озер ВУРСа и фоновых водоемов представлены в приложениях 14 – 20.

На рис. 4.6 приведены данные по изменению КН радионуклидов для тростника обыкновенного и рогоза узколистного в зависимости от места их произрастания. Сравнивая эти данные с приведенными на рис. 3.5, можно отметить, что, в отличие от удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , снижения КН радионуклидов с удалением от источника аварии 1957 г. не происходит, зависимость носит нелинейный характер и максимумы накопления радионуклидов для представителей различных видов не совпадают.

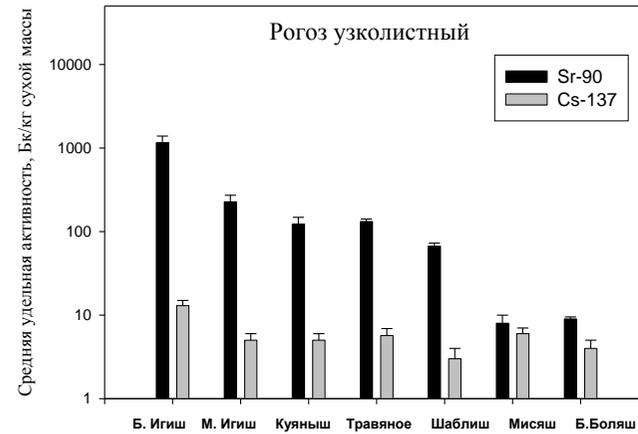
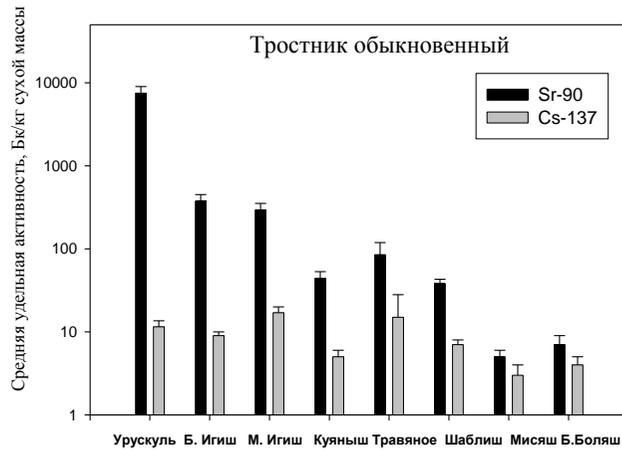


Рис. 4.5. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тростнике обыкновенном и рогозе узколистом в зависимости от места произрастания (Бк/кг сухого веса)

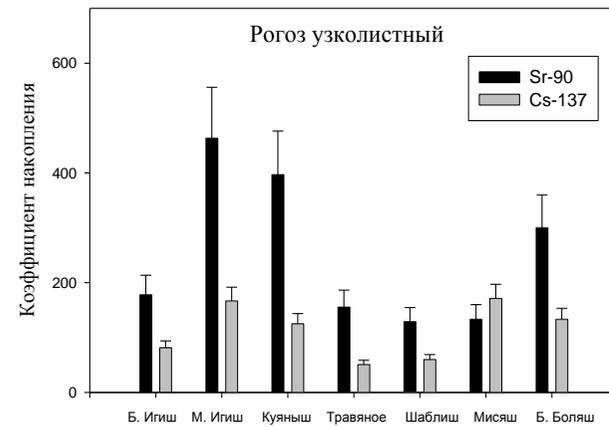
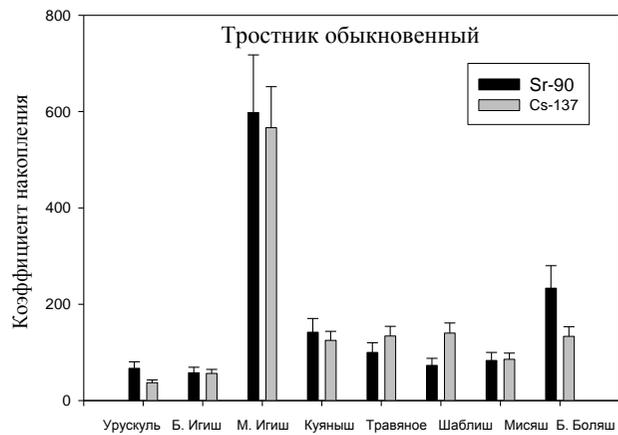


Рис. 4.6. Значения коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тростнике обыкновенном и рогозе узколистом в зависимости от места произрастания

Для тростника обыкновенного отмечены близкие значения КН  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  как на озерах с невысоким уровнем минерализации (270 – 406 мг/л, Б. Игиш, Куяныш, Шаблиш), так и в соленых водоемах (сумма ионов 1 450 – 2 650 мг/л, Урускуль, Мисяш) и резкий максимум для слабоминерализованного оз. М. Игиш. Для рогоза узколистного также существуют максимумы значений КН радионуклидов на оз. М. Игиш и, в отличие от КН тростника, довольно высокие значения КН  $^{90}\text{Sr}$  для Куяныша.

На основании анализа экспериментальных данных были выявлены виды макрофитов, являющиеся специфическими накопителями  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (приложения 14 – 20). Наибольшие значения КН  $^{90}\text{Sr}$  отмечены у представителей видов рдест блестящий, телорез обыкновенный, элодея канадская, рдест нитчатый, водокрас лягушачий, наименьшие – для камыша озерного и тростника обыкновенного (приложения 14 – 20). Наибольшие значения КН  $^{137}\text{Cs}$  характерны для представителей видов водокрас лягушачий, горец земноводный, уруть мутовчатая, элодея канадская, наименьшие – для камыша озерного и рогоза узколистного (приложения 14 – 20).

Анализируя данные, приведенные на рис. 3.9 и в приложениях 14 – 20, необходимо отметить, что существует обратная зависимость между КН  $^{90}\text{Sr}$  для макрофитов и удельной активностью воды озер Б. Игиш и М. Игиш, расположенных в центральной зоне ВУРСа. При удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  0,5 Бк/л в воде оз. М. Игиш коэффициент накопления для макрофитов на порядок выше, чем для оз. Б. Игиш (удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  6,4 Бк/л). Колебания величин коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  для макрофитов могут быть связаны с концентрацией  $\text{Ca}^{2+}$  в воде исследованных озер. Таким образом, более низкая концентрация  $\text{Ca}^{2+}$  в воде оз. М. Игиш (10,9 мг/л), по сравнению с оз. Б. Игиш (42 мг/л), оз. Куяныш (18,04 мг/л) и оз. Мисяш (38,9 мг/л) обуславливает высокие (в несколько раз выше) значения КН  $^{90}\text{Sr}$  в высших водных растениях этого водоема.

Так, например, для группы озер Урускуль, М. Игиш и Куяныш, относящихся к солоноватым, ультрапресным и нормально пресным водоемам соответственно (рис. 4.7), величины КН  $^{90}\text{Sr}$  для тростника обыкновенного различаются в 3 раза (Урускуль – Куяныш) и 9 раз (Урускуль – М. Игиш).

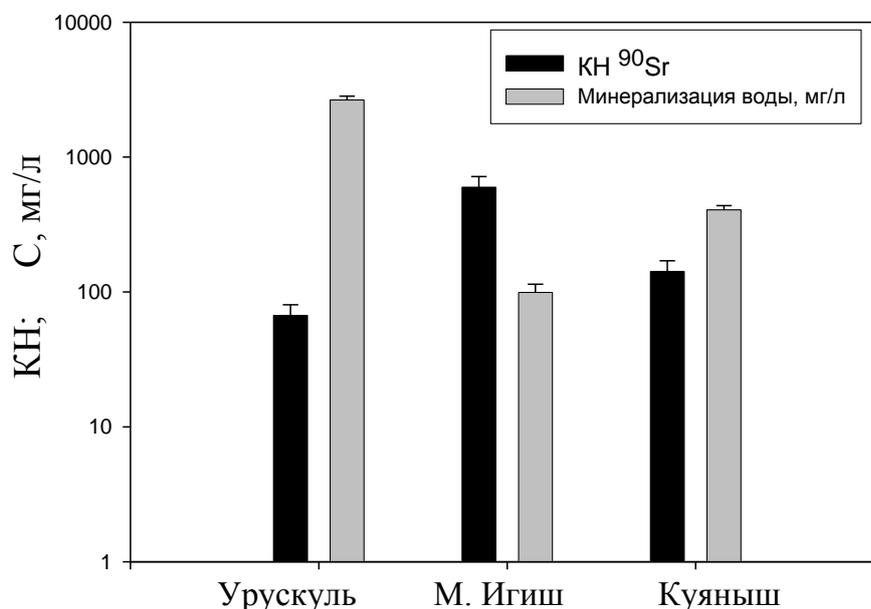


Рис. 4.7. Зависимость коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  тростником обыкновенным от гидрохимических параметров водоема

Высшие водные растения, относящиеся к различным экологическим группам, обладают разной способностью концентрировать радионуклиды. Нами отмечено, что для разных водоемов группы преимущественных концентраторов не совпадают. Так, для оз. М. Игиш наибольшей способностью концентрировать  $^{90}\text{Sr}$  обладают представители группы свободно плавающих высших водных растений (рис. 4.8), а для озер Б. Игиш, Травяное и Шаблиш – это представители укореняющихся погруженных растений.

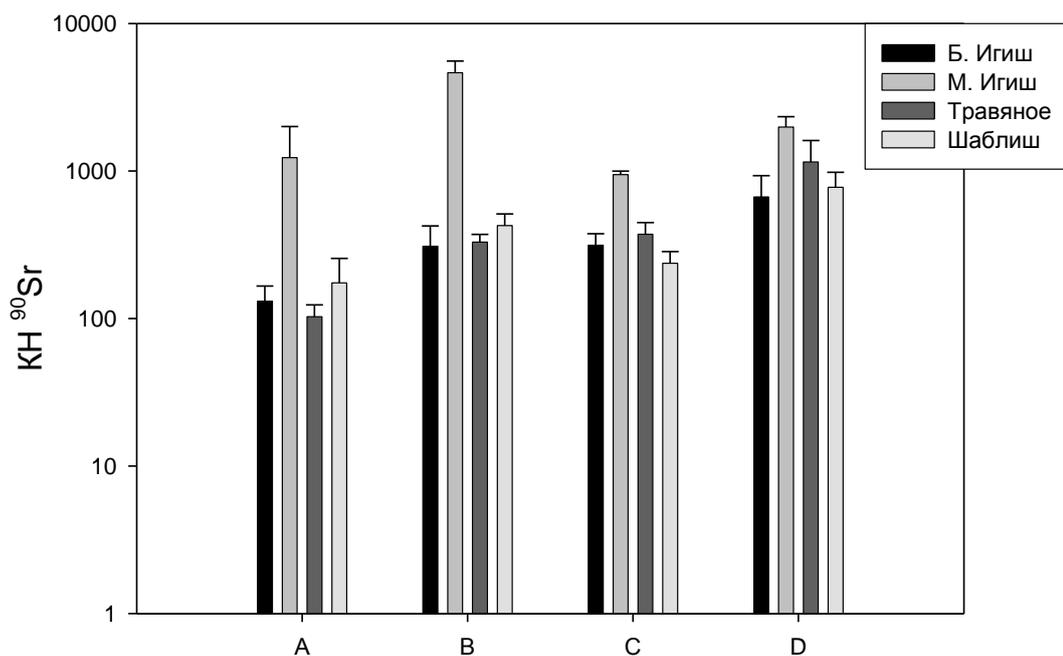


Рис. 4.8. Значения  $Kd^{90}Sr$  для макрофитов различных экологических групп (А – воздушно-водные, В – свободно плавающие, С – укореняющиеся погруженные с плавающими листьями, D – укореняющиеся погруженные)

Для группы свободно плавающих макрофитов также характерно максимальное накопление  $^{137}Cs$  на озерах М. Игиш, Б. Игиш и Шаблиш (рис. 4.9), для укореняющихся с плавающими листьями – на оз. Травяное. Считается, что воздушно-водные макрофиты вследствие особенностей произрастания концентрируют радионуклиды в меньшей степени, чем погруженные в воду растения [80; 28]. Однако на оз. М. Игиш последнее место по накоплению радионуклидов занимают укореняющиеся погруженные макрофиты, а не воздушно-водные, как на озерах Б. Игиш, Травяное и Шаблиш.

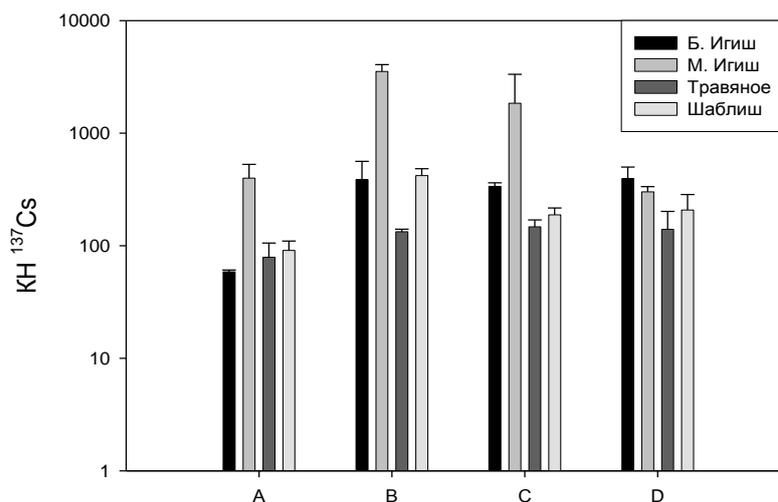


Рис. 4.9. Значения  $KH^{137}Cs$  для макрофитов различных экологических групп (А – воздушно-водные, В – свободно плавающие, С – укореняющиеся погруженные с плавающими листьями, D – укореняющиеся погруженные)

Степень возможного поглощения  $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$  растениями из донных отложений оценивалась величиной коэффициента перехода (КП). Учитывая специфику исследованных водоемов (неглубокие, значительные углубления и волновые явления нехарактерны, достаточно однородный состав донных отложений), коэффициент перехода рассчитывался для 15-сантиметрового слоя донных отложений. Полученные результаты свидетельствуют, что по сравнению с общим запасом радионуклидов в донных отложениях (глава 2), представители погруженных растений поглощают лишь незначительную их долю ( $KП < 1$ ). Исключение составляют телорез обыкновенный и рдесты, для которых отмечены максимальные значения КП  $^{90}Sr$  (1,7 и 1,9 соответственно). Средние значения КП  $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$  для различных видов макрофитов приведены в табл. 4.2 и 4.3.

Таблица 4.2

Средние значения ( $M \pm m$ ) КП  $^{90}\text{Sr}$  из донных отложений в растения

Вид растения	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Травяное	Куяныш	Шаблиш	Мисяш
Горец земноводный	н/о*	н/о	1,00 $\pm$ 0,20	н/о	0,14 $\pm$ 0,03	0,27 $\pm$ 0,05	0,40 $\pm$ 0,10
Камыш озерный	н/о	н/о	н/о	0,04 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,02	0,44 $\pm$ 0,10
Рдест блестящий	н/о	1,90 $\pm$ 0,40	1,90 $\pm$ 0,40	0,90 $\pm$ 0,20	1,58 $\pm$ 0,32	1,20 $\pm$ 0,24	н/о
Рдест плавающий	н/о	0,50 $\pm$ 0,10	0,90 $\pm$ 0,20	0,14 $\pm$ 0,03	н/о	н/о	н/о
Рогоз узколистный	н/о	0,20 $\pm$ 0,05	0,40 $\pm$ 0,10	0,06 $\pm$ 0,01	0,23 $\pm$ 0,05	0,15 $\pm$ 0,03	0,22 $\pm$ 0,04
Рогоз широколистный	н/о	0,24 $\pm$ 0,05	0,20 $\pm$ 0,05	0,02 $\pm$ 0,004	0,48 $\pm$ 0,10	0,47 $\pm$ 0,09	н/о
Роголистник погруженный	н/о	0,59 $\pm$ 0,12	0,60 $\pm$ 0,10	0,10 $\pm$ 0,02	0,14 $\pm$ 0,03	0,48 $\pm$ 0,10	н/о
Телорез обыкновенный	н/о	0,89 $\pm$ 0,17	0,90 $\pm$ 0,20	0,27 $\pm$ 0,05	1,68 $\pm$ 0,34	н/о	н/о
Тростник обыкновенный	0,03 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,01	0,11 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,02	0,16 $\pm$ 0,03

Примечание: \* н/о – вид не обнаружен

Таблица 4.3

Средние значения ( $M \pm m$ ) КП  $^{137}\text{Cs}$  из донных отложений в растения

Вид растения	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Травяное	Куяныш	Шаблиш	Мисяш
Горец земноводный	н/о*	0,1100± 0,0200	0,2400± 0,0400	н/о	0,0200± 0,0030	0,0400± 0,0100	0,2600± 0,0400
Камыш озерный	н/о	н/о	н/о	0,0010± 0,0001	0,0140± 0,0020	0,0200± 0,0030	0,2700± 0,0400
Рдест блестящий	н/о	0,0900± 0,0100	0,0200± 0,0030	0,0030± 0,0001	0,0200± 0,0030	0,0230± 0,0030	н/о
Рдест плавающий	н/о	0,1200± 0,0200	0,0300± 0,0040	0,0500± 0,0070	н/о	н/о	н/о
Рогоз узколистный	н/о	0,0200± 0,0030	0,0200± 0,0020	0,0200± 0,0020	0,0150± 0,0020	0,0110± 0,0020	0,1500± 0,0200
Рогоз широколистный	н/о	0,0200± 0,0030	0,0230± 0,0030	0,0340± 0,0050	0,0530± 0,0080	0,0160± 0,0020	н/о
Роголистник погруженный	н/о	0,2000± 0,0300	н/о	0,0400± 0,0060	0,0170± 0,0030	0,0850± 0,0130	н/о
Телорез обыкновенный	н/о	0,0700± 0,0100	0,0300± 0,0040	0,0200± 0,0030	н/о	н/о	н/о
Тростник обыкновенный	0,0010± 0,0002	0,0200± 0,0030	0,0500± 0,0070	0,0400± 0,0060	н/о	0,0290± 0,0040	0,0900± 0,0100

Примечание: \* н/о – вид не обнаружен

Максимальные значения КП  $^{90}\text{Sr}$  из донных отложений в ткани растений отмечены для ультрапресного оз. М. Игиш, а  $^{137}\text{Cs}$  – для контрольного оз. Мисяш. Исходя из полученных данных об удельной активности радионуклидов в макрофитах и используя данные по количественному учету высших водных растений уральских озер, приведенные в работе Н.Г. Мешалкиной [89], было рассчитано количество радионуклидов, удерживаемых ВВР непроточных водоемов, сравнительно с запасом их в донных отложениях и в воде в вегетационный период (табл. 4.4).

Таблица 4.4

Расчетные запасы радионуклидов в различных компонентах исследованных озер (вегетационный период, 2005 г.), ГБк (Ки)

Озеро	Вода		Донные		ВВР		Суммарный запас
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	
Урускуль	1500 (40)	122 (3,3)	4274 (115,5)	128 (3,46)	48 (1,29)	0,074 (0,002)	6053 (163,6)
Б. Игиш	23 (0,624)	0,24 (0,0065)	173 (4,67)	14 (0,38)	30 (0,82)	0,63 (0,017)	241 (6,518)
М. Игиш	0,9 (0,024)	0,03 (0,0009)	5,2 (0,14)	3,3 (0,09)	5 (0,13)	0,2 (0,005)	14,4 (0,39)
Куяныш	4,2 (0,114)	1 (0,029)	4,1 (0,11)	2,6 (0,07)	30 (0,8)	1,5 (0,04)	43 (1,163)
Травяное	2,6 (0,07)	0,07 (0,002)	130,6 (3,53)	22,6 (0,61)	27,4 (0,74)	0,85 (0,023)	184 (4,975)
Шаблиш	52 (1,4)	3,7 (0,1)	253,5 (6,85)	121 (3,27)	11,5 (0,31)	10,4 (0,28)	452 (12,21)
Мисяш	0,6 (0,016)	0,37 (0,010)	4 (0,107)	4,2 (0,113)	0,74 (0,02)	0,3 (0,009)	10,2 (0,275)
Б. Боляш	0,2 (0,006)	0,05 (0,0014)	н/о*	н/о	1 (0,03)	0,2 (0,006)	1,6 (0,0434)

Примечание: \* н/о – не отобрано

Следует учитывать, что приводимые оценки запаса радионуклидов в макрофитах водоемов весьма условны, поскольку произведены без исследования структур фитоценозов и реальной фитомассы высших водных растений; площадь зарастания озер условно принята за 50% (исключение – оз. Урускуль, площадь зарослей тростника составляет ориентировочно 9%). Тем не менее, результаты теоретических расчетов показывают тенденцию распределения радионуклидов в основных компонентах пресноводных экосистем территории ВУРСа в вегетационный период. Можно отметить, что в макрофитах оз. Травяное содержится значительная доля  $^{90}\text{Sr}$  (17%) по сравнению с озерами Урускуль (0,8%) и Б. Игиш (13,4%). В донных отложениях этих озер доля данного радионуклида практически одинакова (около 75%), тогда как в воде оз. Травяное аккумулируется незначительная часть  $^{90}\text{Sr}$  (2%) в отличие от других водоемов. В оз. М. Игиш запасы радионуклидов в илах и растениях практически одинаковые.

#### **4.3. Содержание макро- и микроэлементов в высших водных растениях**

Элементы – аналоги радиоактивных  $\text{Sr}$  ( $\text{Ca}^{2+}$ ) и  $\text{Cs}$  ( $\text{K}^+$ ) играют значительную роль в их биогеохимической судьбе. В связи с этим предстояло оценить, в каких соотношениях близкие по химическим свойствам элементы поступают в растения из водной среды. Для количественной оценки поглощения макрофитами  $^{90}\text{Sr}$  и  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}^+$  рассчитан коэффициент дискриминации, отражающий разницу между отношениями элементов в растениях и среде, из которой они поглощаются [62].

Значения Кд для пары  $\text{Ca}^{2+} - ^{90}\text{Sr}$ , указывающие на преимущественное накопление одного из элементов, для исследованных озер лежат в пределах 0,1–75 (с минимальным значением для оз. М. Игиш). Для одного вида высших водных растений величины Кд довольно широко варьируются (от 77 для тростника обыкновенного на оз. Урускуль до 0,5 на оз. Куяныш), но в целом преобладающее большинство видов накапливает  $\text{Ca}^{2+}$  относительно больше  $^{90}\text{Sr}$  (табл. 4.5).

Для пары  $K^+ - {}^{137}Cs$  значения Кд изменяются в диапазоне от 0,3 на оз. Мисяш до 514 на оз. Травяное, из рассматриваемых видов наибольшей способностью накапливать калий (по сравнению с  ${}^{137}Cs$ ) обладает телорез обыкновенный, рдест блестящий, минимальные значения Кд  $K^+ - {}^{137}Cs$  отмечены для горца земноводного, тростника обыкновенного (табл. 4.6).

Определено содержание микро- и макроэлементов в высших водных растениях озер Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш и фоновом озере Мисяш (приложения 21 – 26).

Наибольшие значения содержания железа отмечены у представителей видов элодея канадская, рдест плавающий и водокрас лягушачий, марганца – в урути мутовчатой, меди – в элодеи канадской, цинка – в роголистнике погруженном и урути мутовчатой (приложения 21 – 26).

Таблица 4.5

Значение коэффициента дискриминации  $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$  ( $M \pm m$ ) при поступлении элементов из воды в макрофиты

Вид растения	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Травяное	Куяныш	Шаблиш	Мисяш	Б. Боляш
Горец земноводный	н/о*	1,9±0,4	1,2±0,2	н/о	0,7±0,1	2,1±0,4	1,3±0,3	2,5±0,5
Камыш озерный	н/о	н/о	н/о	1,6±0,3	0,9±0,4	1,9±0,4	1,6±0,3	0,8±0,2
Рдест блестящий	н/о	2,0±0,4	0,8±0,2	1,9±0,4	0,9±0,2	1,6±0,3	н/о	2,1±0,4
Рдест плавающий	н/о	5,2±1,0	0,7±0,2	2,8±0,6	н/о	н/о	н/о	н/о
Рогоз узколистный	н/о	1,0±0,2	2,4±0,5	5,3±1,1	0,9±0,2	н/о	1,7±0,3	1,4±0,3
Рогоз широколистный	н/о	1,3±0,3	0,10±0,02	5,0±0,9	1,3±0,3	1,4±0,3	н/о	н/о
Роголистник погруженный	н/о	2,2±0,4	н/о	4,5±0,9	4,6±0,9	н/о	н/о	1,2±0,2
Телорез обыкновенный	н/о	2,5±0,5	0,4±0,1	4,3±0,9	0,9±0,2	н/о	н/о	1,9±0,4
Тростник обыкновенный	77,0±15,0	11,8±2,4	1,2±0,2	0,6±0,1	0,5±0,1	2,1±0,4	н/о	0,6±0,1

Примечание: \* н/о – вид не обнаружен

Таблица 4.6

Значение коэффициента дискриминации  $K/^{137}\text{Cs}$  ( $M \pm m$ ) при поступлении элементов из воды в макрофиты

Вид растения	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Травяное	Куяныш	Шаблиш	Мисяш	Б. Боляш
Горец земноводный	н/о*	н/о	3,2±0,5	н/о	2,9±0,4	11,7±1,8	0,3±0,1	10,2±1,5
Камыш озерный	н/о	н/о	н/о	142,9±21,0	21,8±3,3	15,7±2,4	0,5±0,1	18,3±2,8
Рдест блестящий	н/о	5,9±0,9	15,3±2,3	514,0±77,0	9,7±1,5	12,8±1,9	н/о	8,6±1,3
Рдест плавающий	н/о	2,6±0,4	7,7±1,2	24,9±3,7	н/о	н/о	н/о	н/о
Рогоз узколистный	н/о	25,9±3,9	24,9±3,7	96,7±14,5	8,9±1,3	н/о	0,7±0,1	17,4±2,6
Рогоз широколистный	н/о	23,5±3,5	7,1±1,1	34,9±5,2	19,6±2,9	21,7±3,3	н/о	н/о
Роголистник погруженный	н/о	6,2±0,9	н/о	90,1±13,5	14,2±2,1	н/о	н/о	8,2±1,2
Телорез обыкновенный	н/о	23,6±3,5	43,4±6,5	69,9±10,5	3,7±0,6	н/о	н/о	46,1±6,9
Тростник обыкновенный	7,0±1,4	36,1±5,4	4,9±0,7	14,7±2,2	5,1±0,8	17,9±2,7	4,2±0,6	23,7±3,6

Примечание: \* н/о – вид не обнаружен

Водные животные оказывают влияние на поведение радиоактивных веществ в водоеме, что объясняется особенностями их жизнедеятельности [192; 178; 55].

Санитарная значимость пресноводных животных, в первую очередь рыб, определяется главным образом степенью их участия в процессах миграции радиоактивных веществ по биологическим и пищевым цепочкам из водоема в организм человека [170; 44].

В совокупности гидробионтов рыбы являются наиболее радиочувствительным звеном. Определение уровня содержания в среде искусственных радионуклидов, при которых формируется доза облучения, способная вызвать нарушения в экосистеме водоемов, начиная от незначительных изменений в биологическом состоянии рыб и кончая повышением смертности, снижением темпа роста и сокращением запаса ценных промысловых видов, позволяет обосновать требования к содержанию искусственных радионуклидов в воде открытых и замкнутых водоемов. Последнее, несомненно, будет способствовать обеспечению необходимых условий для сохранения и умножения рыбных ресурсов [192; 178].

Изучением процессов накопления радионуклидов представителями ихтиофауны занимались многие отечественные и зарубежные исследователи. При оценке состояния популяций рыб, обитающих в условиях воздействия ионизирующей радиации, первым этапом исследования является морфометрический и морфопатологический анализ. На ряде примеров показано неблагоприятное влияние внешней среды на рыб, выражающееся в появлении в популяциях уродливых особей (фенодевиат) [134;], асимметрии билатеральных признаков [39], патологии различных органов [134; 126], увеличении или уменьшении фенотипической изменчивости [91]. В искусственных [90] и природных экспериментах [14; 161; 78], наряду с отличиями пределов изменчивости большинства морфометрических показателей рыб, были выявлены и патологические изменения – увеличение

числа кровеносных сосудов в печени, истонченные почки, отсутствие, недоразвитие, искривление грудных и брюшных плавников или части их лучей, искривления боковой линии или ее полное отсутствие, искривление осевого скелета, отсутствие глаза, недоразвитие гонад и другие. Значимые эффекты в гонадах рыб маловероятны при мощности дозы ниже 1 мГр/ч [201; 173]. Анализ данных о воздействии хронического облучения на водные организмы позволил сделать вывод, что максимальные мощности дозы, достигающие 400 мГр/ч у небольшой доли особей в водных популяциях (при более низкой средней мощности дозы на всю популяцию), не приведут к неблагоприятным эффектам на популяционном уровне [181].

При исследовании процессов накопления радионуклидов в организме рыб установлены определенные закономерности (эффекты «трофического уровня» и «размерный»). Эффект высокого трофического уровня, т.е. более высокое содержание радионуклидов у организмов, относящихся к III трофическому уровню (хищных рыб), был зафиксирован рядом исследователей [55; 26; 136; 133; 132]. Причем максимальные концентрации радионуклидов в тканях хищных рыб регистрируются с «запаздыванием», не сразу после попадания излучателей в водоем. Данный факт объясняется тем, что радионуклиды, выпадающие на поверхность водоема, аккумулируются фито- и зоопланктоном, а также личинками водных насекомых, которых впоследствии молодь хищных рыб и «мирные» рыбы используют в пищу.

Следует отметить, что представления о накоплении радионуклидов организмами, относящимися к разным трофическим уровням, вследствие последовательной концентрации радионуклидов на каждом уровне, в целом, без анализа основных экологических факторов, оказываются чрезмерно упрощенными. Необходимо учитывать, что радионуклиды, переходящие при биоассимиляции в нерастворимое состояние ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{U}$ ), плохо усваиваются при трофических взаимодействиях, что затрудняет их перенос по пищевым цепям. Нуклиды, накапливающиеся в мягких тканях и играющие важную

роль в метаболизме всех групп организмов ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{32}\text{P}$ ), как правило, в значительном количестве передаются по пищевым цепям [133].

Исследования, проведенные в водоемах, загрязненных после аварии на ЧАЭС, позволили обнаружить так называемый «размерный эффект»: у рыб одного вида более крупные особи имеют более высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах, чем экземпляры меньших размеров [187; 133].

Полученные в ряде работ данные свидетельствуют о том, что абсолютные величины удельной активности радионуклидов в тканях рыб колеблются в широком диапазоне. В водоемах зоны влияния ЧАЭС [133] наиболее высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$ , отмеченное у «мирных» рыб (карпа, густеры, уклейки), в 1986 г. составляло порядка  $70,5 - 104,7 \cdot 10^3$  Бк/кг сырой массы. По результатам исследований финских ученых [136], максимальные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в организме хищных рыб, отмеченные через два года после аварии на ЧАЭС, составляли для щук в среднем 4 200 Бк/кг живого веса.

Данные о концентрациях  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде и тканях рыбы (щука, окунь, плотва, золотистый и серебристый карп) вместе с результатами ранее проведенных исследований показали, что в первое время после аварии 1957 г. суммарная мощность поглощенной дозы могла быть порядка нескольких мГр/ч и в основном формировалась за счет  $^{137}\text{Cs}$ , накопленного в донных отложениях озера [182]. По сравнению с контролем не было отмечено эффектов в репродуктивной функции и в морфологических характеристиках [191]. Было сделано общее заключение, что не наблюдается генетических эффектов у рыб, облучавшихся с мощностью дозы ниже 0,4 – 1,2 мГр/ч, хотя при определенных неблагоприятных условиях во внешней среде порог может быть в 10 раз ниже (особенно для развивающихся икринок рыб) [197].

По сравнению с 1960 г. концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в скелете и мышцах рыбы снизилась к 1981 г. в среднем в 20 – 25 раз, а по отношению к суммарной бета-активности в скелете и мышцах в 1958 – 1959 гг. – примерно в 35 раз.

Динамика концентрации радионуклидов в тканях рыбы, по данным сотрудников ПО «Маяк» [44], несколько отличается от динамики радионуклидов в воде, что объясняется преимущественным накоплением в тканях рыбы  $^{90}\text{Sr}$  и быстрым спадом суммарной бета-активности в воде озер в начальный период.  $^{90}\text{Sr}$ , как остеотропный элемент, накапливается преимущественно в костной ткани рыбы, где его содержание в 25 – 95 раз выше, чем в мышцах. Более высокие значения КН для костной ткани рыб оз. Урускуль (120 – 280) обусловлены, по-видимому, низким содержанием кальция в воде водоема. Установлено [89], что значения коэффициентов дискриминации стабильного стронция и  $^{90}\text{Sr}$  по отношению к кальцию при переходе этих элементов из воды в кость рыбы практически одинаковы и составляют в среднем  $0,5 \pm 0,05$ . Значения КН  $^{90}\text{Sr}$  и коэффициента дискриминации  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  позволяют достаточно надежно прогнозировать уровни содержания  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе в случае радиоактивного загрязнения естественных водоемов [89].

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах рыб оз. Урускуль через 15 лет после загрязнения составляло 1 500 Бк/кг сырого веса, что на порядок ниже содержания  $^{90}\text{Sr}$ . При этом значения КН  $^{137}\text{Cs}$  для мышечной ткани составляли 1 100 – 2 000, а КН  $^{90}\text{Sr}$  – 20 [137]. Средние значения концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в мышцах и костях рыб оз. Алабуга на 1999 г. составляют  $10 \pm 1$  Бк/кг и  $510 \pm 120$  Бк/кг сырого веса соответственно. Уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах невысокий и составляет в среднем 6 Бк/кг.

На основе многолетних наблюдений авторами работы [139] был рассчитан коэффициент пропорциональности между содержанием  $^{90}\text{Sr}$  в воде непроточного водоема и содержанием в мышцах и костях рыбы. С использованием данных зависимостей при расчете уровней активности  $^{90}\text{Sr}$  в мышцах и костях рыб оз. Алабуга получены величины коэффициента пропорциональности 12 и 590 Бк/кг соответственно, что согласуется с экспериментальными данными по оз. Алабуга [170].

По результатам исследования уровней загрязнения рыбной продукции, проведенного А.И. Смагиным и соавт. [144] для озер зоны влияния ПО «Маяк», установлено, что из 21 исследуемого водоема озера Алабуга и Куяш характеризуются максимальными относительными уровнями радиоактивного загрязнения рыбы (сумма отношений  $A/N$   $^{90}\text{Sr}$  +  $A/N$   $^{137}\text{Cs}$  для оз. Алабуга составляет 0,94, для оз. Куяш – 1,1; где  $A$  – удельная активность радионуклида в пищевом продукте;  $N$  – норматив из СанПиН-99).

Большой объем экспериментальных данных по ихтиофауне озер Большой Сунгуль, Тыгиш, Червяное получен и проанализирован А.В. Трапезниковым и сотрудниками ИЭРИЖ УрО РАН [152; 153; 151]. В частности отмечено, что уровень содержания  $^{90}\text{Sr}$  в тканях карася золотистого оз. Тыгиш (124 – 247 Бк/кг сырой массы) в 1996 г. превышал предельный уровень 100 Бк/кг, установленный в «Санитарных правилах...» [138], в то время как концентрация  $^{137}\text{Cs}$  (7,6 Бк/кг сырой массы) оказалась ниже санитарной нормы (130 Бк/кг).

При равной концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде накопление его в тканях рыбы в определенной мере зависит от гидрохимических показателей водоемов. Значения коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  у ряда озер на территории ВУРСа максимальны (олиготрофные озера), к ним относятся Бердениш, Урускуль и Кожаккуль. Некоторые водоемы ВУРСа (Б. Сунгуль, Тыгиш, Алабуга, Б. Игиш – эвтрофные озера) характеризуются минимальными значениями коэффициентов накопления [44].

#### **4.4. Накопление радионуклидов и макроэлементов ихтиофауны на примере карася серебряного (*Carassius auratus gibelio* (Bloch))**

Исследование особенностей радиоактивного загрязнения карася серебряного, доминирующего вида ихтиофауны озерных экосистем ВУРСа, представляет интерес по двум причинам. С одной стороны, рыба является одним из компонентов водных экосистем, быстро реагирующим на смену радиоэкологической ситуации, и одним из конечных звеньев трофических цепей, с другой – это объект промыслового и любительского лова и важный

компонент пищевого рациона человека [19]. В связи с этим необходимо было выяснить зависимость степени накопления радионуклидов рыбой от общей радиоэкологической ситуации в исследованных водных экосистемах и выявить водоемы, которые характеризуются высоким уровнем радиоактивного загрязнения рыбы.

При анализе результатов определения морфометрических параметров карася серебряного исследованных водоемов ВУРСа (приложения 27 – 28) аномалий внешнего строения (фенодевиантов) не отмечено.

Анализ полученных данных по удельной активности радионуклидов в рыбе озер ВУРСа показал, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в тушке карася серебряного значительно выше, чем  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 4.10). Наблюдалось уменьшение концентраций радионуклидов в тушке карася серебряного исследованных озер с увеличением расстояния от ПО «Маяк». Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе озер периферийной части ВУРСа снижается на порядок по сравнению с рыбой озер ближней части к месту аварии.

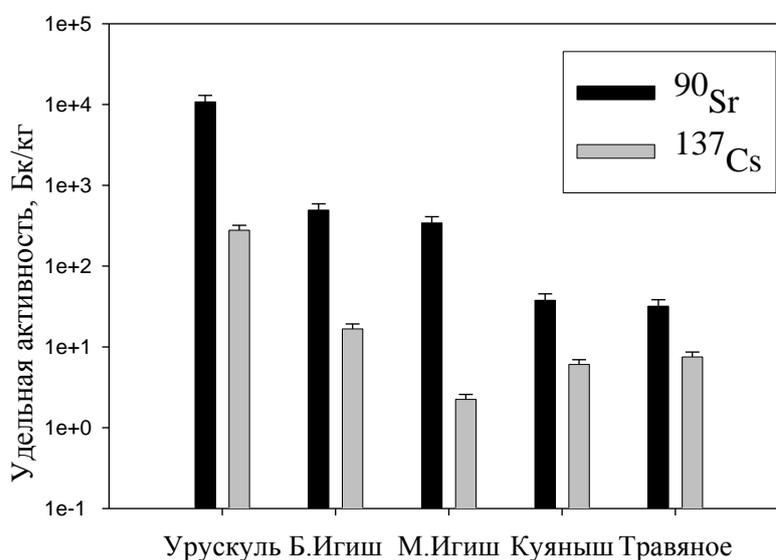


Рис. 4.10. Значения средней удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг сырой массы) в тушке карася серебряного исследованных водоемов

Анализируя величины удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в представителях вида карась серебряный изученных озер (табл. 4.7), можно отметить превышение

содержания  $^{90}\text{Sr}$  в кости над мышцей более чем на порядок, что свидетельствует об остеотропном характере распределения  $^{90}\text{Sr}$ .

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в представителях вида карась серебряный в оз. Урускуль составляет  $407,6 \pm 61$  Бк/кг сырой массы в тушке,  $463 \pm 69$  Бк/кг сырой массы в мышце и  $80 \pm 12$  Бк/кг сырой массы в кости. Для других озер центральной и периферийной зон ВУРСа удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в тушке рыб имеет небольшое значение.

Таблица 4.7

Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  ( $M \pm m$ ) в представителях вида карась серебряный изученных озер (Бк/кг сырой массы)

Материал	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Куяныш	Травяное
Тушка	$10424 \pm 2085$	$566 \pm 74$	$341 \pm 68$	$38 \pm 3$	$32 \pm 6$
Мышцы	$3712 \pm 557$	$99 \pm 82$	$133 \pm 27$	$7 \pm 1$	$3,3 \pm 0,7$
Кость	$50087 \pm 10017$	$2167 \pm 765$	$861 \pm 172$	$185 \pm 1$	$109 \pm 22$

Содержание радионуклидов в тушке, мышцах и кости карася серебряного оценивалось, исходя из норм СанПиН [138]. Допустимый уровень содержания  $^{90}\text{Sr}$  для рыбной продукции составляет 100 Бк/кг сырой массы,  $^{137}\text{Cs}$  – 130 Бк/кг сырой массы.

Допустимые уровни содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пищевых продуктах обеспечивают не превышение ПД 1мЗв и ПГП при условии, что суточное поступление  $^{90}\text{Sr}$  с пищей не превышает 100 Бк/сут., а  $^{137}\text{Cs}$  210 Бк/сут. Для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  было определено значение отношения (А/Н), где А – удельная активность радионуклида в тушке, мышцах, кости рыбы; Н – нормативное значение. Рыба годна к употреблению в пищу, если сумма (А/Н) содержащихся в тушке, мышцах, кости рыбы радионуклидов  $\leq 1$  [138; 144; 143].

Для оз. Урускуль суммарное значение отношения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в карасе серебряном к допустимым уровням содержания (по

СанПиН-99) составляет 107,4 для тушки, 40,7 для мышц и 501,5 для кости. Результаты определения относительных уровней загрязнения рыбы других озер приведены в табл. 4.8.

Таблица 4.8

Значение отношения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в карасе серебряном к допустимому уровню содержания (по СанПиН-99)

Материал	Б. Игиш	М. Игиш	Куяныш	Травяное
Тушка	5,8	3,43	0,42	0,38
Мышцы	1,1	1,34	0,10	0,06
Кость	21,9	8,63	1,92	1,14

Полученные данные свидетельствуют о том, что из исследованных водоемов ВУРСа рыбная ловля и рыборазведение возможны только на озерах Куяныш [69] и Травяное (табл. 4.8). По содержанию  $^{90}\text{Sr}$  в тушке превышение нормы для рыб в этих озерах не отмечено (отношение к нормативам СанПиН-99 равно 0,42 и 0,38 соответственно для озер Куяныш и Травяное).

Значения коэффициента накопления радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тушке карася серебряного представлены на рис. 4.11. Исходя из приведенных значений коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , можно отметить, что для озер Б. Игиш и Куяныш характерны близкие величины КН  $^{90}\text{Sr}$ , в то время, как для оз. М. Игиш значения КН в 6 раз выше, чем для других водоемов.

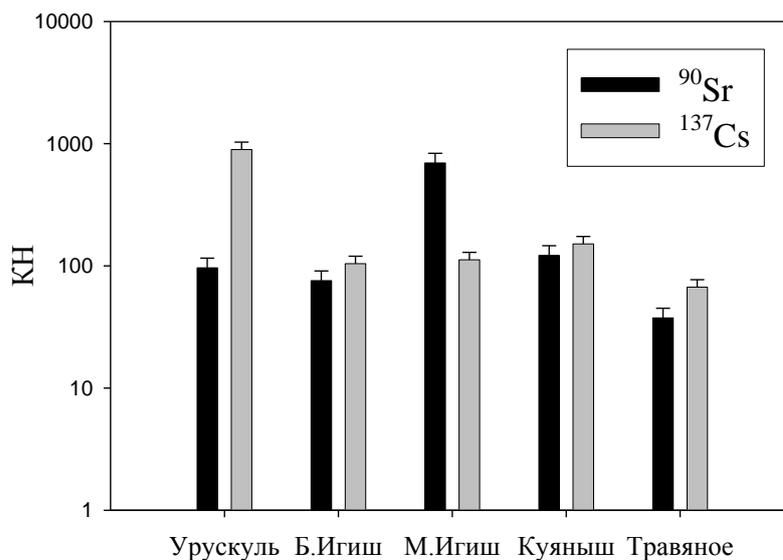


Рис. 4.11. Значения коэффициента накопления радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тушке карася серебряного

Для  $^{137}\text{Cs}$  значения КН варьируются более широко, причем максимальные величины отмечены для оз. Урускуль. Характерной особенностью коэффициента накопления является преобладание концентрирования  $^{137}\text{Cs}$  над  $^{90}\text{Sr}$  в тушке рыбы всех исследованных водоемов, кроме оз. М. Игиш. В целом можно ожидать повышенного содержания  $^{137}\text{Cs}$  в организмах рыб – бентофагов (в том числе карася серебряного), что связано с переходом данного радионуклида по бентосной пищевой цепочке из донных отложений [77; 4].

Была определена зависимость величин коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (тушка, расчет на сырой вес) от содержания в воде макроэлементов – аналогов Са, К (рис. 4.12).

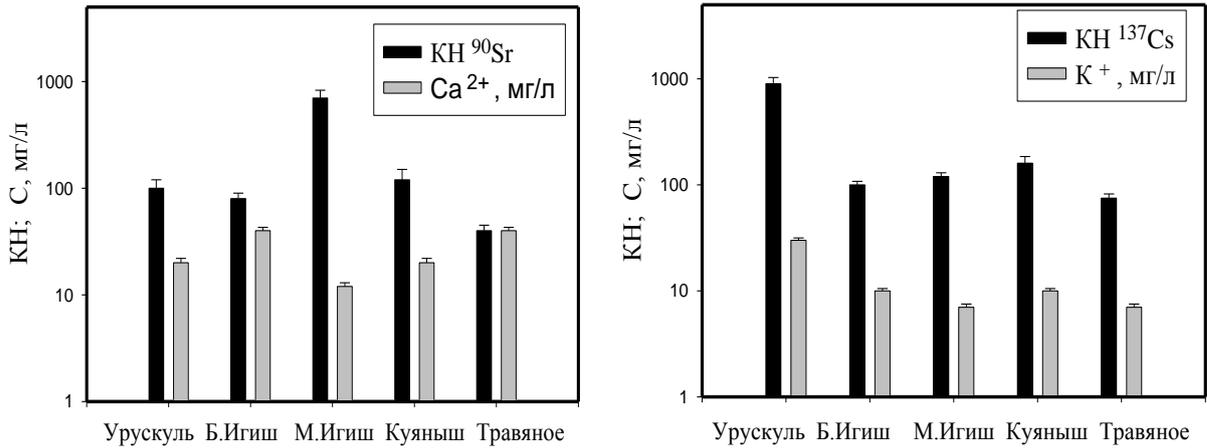


Рис. 4.12. Влияние содержания в воде макроэлементов – аналогов ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ) на величины коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  карасем серебряным (тушка, расчет на сырой вес)

В диапазоне исследованных концентраций радионуклидов в воде рассматриваемых водоемов (рис. 4.12) отмечена обратная зависимость величин коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тушке карася серебряного от содержания в воде элементов – макроаналогов радионуклидов. Из макроэлементов в карасе серебряном оз. Б. Игиш отмечено преобладание элементов I группы таблицы Д.И. Менделеева (Na, K, Cs). Для рыб оз. Куяныш характерны максимальные концентрации Sr (табл. 4.9).

Таблица 4.9

Среднее содержание макроэлементов ( $M \pm m$ ) в тушке карася серебряного озер Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное (мг/кг сырой массы)

Озера	Sr	Ca	K	Na	Cs
Урускуль	8,03±0,40	15574±779,0	8953±448	–	0,14±0,01
Б. Игиш	23,5±1,2	12476±624,0	11822±591	1252±63	0,16±0,01
М. Игиш	2,2±0,1	15610±780,5	2081±104	–	0,21±0,01
Куяныш	45,4±2,3	11232±561,6	6406±320,3	1227±61,4	0,13±0,01
Травяное	17,3±0,9	7504±375,0	2642±132	765±38,25	0,03±0,001

Рассчитанные значения коэффициента дискриминации радионуклидов элементами – аналогами при поступлении их из воды в ткани рыб свидетельствуют о преимущественном поглощении рыбами в озерах

Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное кальция и калия (среднее значение Кд Ca –  $^{90}\text{Sr}$  составляет  $3,48 \pm 0,47$ ; Кд К –  $^{137}\text{Cs}$  составляет  $6,94 \pm 1,01$ ).

\* \* \*

Таким образом, на исследованных водоемах территории ВУРСа выделяются две зоны: высокотравных гелофитов и гидатофитов. Из зарегистрированных на озерах 23 видов высших водных растений были выделены 13, относящихся к четырем экологическим группам: воздушно-водные, свободно плавающие, укореняющиеся погруженные и укореняющиеся погруженные с плавающими листьями. Для макрофитов оз. Б. Игиш (так же, как для воды и донных отложений) характерно более высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$ , чем для макрофитов оз. М. Игиш, хотя они находятся на одном расстоянии от ПО «Маяк» и в 2 км друг от друга. Для озер Куяныш, Шаблиш и Травяное (периферийная зона ВУРСа) содержание  $^{90}\text{Sr}$  в макрофитах характеризуется величинами одного порядка. Максимальные значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  на исследованных озерах были обнаружены у представителей видов рдест блестящий и телорез обыкновенный, за исключением озер М. Игиш (накопитель  $^{90}\text{Sr}$  водокрас лягушачий, второе место по уровню накопления у телореза обыкновенного); Куяныш (преимущественный концентратор  $^{90}\text{Sr}$  – элодея канадская, второе место также занимает телорез обыкновенный); Шаблиш (накопитель  $^{90}\text{Sr}$  – элодея канадская, на втором месте – рдест блестящий). Высокий уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  встречается среди представителей видов водокрас лягушачий, уруть мутовчатая и элодея канадская. Зависимость КН  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  от расстояния до места аварии носит нелинейный характер, максимумы для представителей различных видов не совпадают. Например, для тростника обыкновенного отмечены близкие значения КН как на озерах с невысоким уровнем минерализации (270 – 406 мг/л; Б. Игиш, Куяныш, Шаблиш), так и на соленых водоемах (сумма ионов 1 450 – 2 650 мг/л; Урускуль, фоновое оз. Мисяш) и резкий максимум для слабоминерализованного оз. М. Игиш.

Значения коэффициента накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  макрофитами – величины одного порядка (за исключением рдеста блестящего) что, по-видимому, связано с принадлежностью изученных высших водных растений к калийфильным видам, с преимущественным концентрированием аналога калия – цезия вследствие избирательного минерального питания.

Результаты исследования позволили выявить виды, являющиеся ярко выраженными накопителями  $^{90}\text{Sr}$  или  $^{137}\text{Cs}$ , которые можно рассматривать в качестве референтных при организации биомониторинга. Наибольшие значения КН  $^{90}\text{Sr}$  отмечены у представителей видов рдест блестящий и телорез обыкновенный и наименьшие – у камыша озерного и тростника обыкновенного. Наибольшие значения КН  $^{137}\text{Cs}$  отмечены у представителей видов водокрас лягушачий, горец земноводный, наименьшие – у камыша озерного и тростника обыкновенного. Колебания величин коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  для макрофитов связаны с концентрацией  $\text{Ca}^{2+}$  в воде исследованных озер. Так, более низкая концентрация  $\text{Ca}^{2+}$  в воде оз. М. Игиш (10,9 мг/л), по сравнению с оз. Б. Игиш (42 мг/л), обуславливает высокие (на порядок выше) значения КН  $^{90}\text{Sr}$  в высших водных растениях этого водоема. На коэффициент накопления радионуклидов также влияет общая минерализация водоема. Например, для группы озер Урускуль, М. Игиш и Куяныш, относящихся к солоноватым, ультрапресным и нормально пресным водоемам соответственно, значения КН  $^{90}\text{Sr}$  для тростника обыкновенного различаются в 3 раза (Урускуль – Куяныш) и 9 раз (Урускуль – М. Игиш).

Установлено, что из общего запаса радионуклидов в донных отложениях представителями погруженных макрофитов поглощается лишь незначительная их доля (КП < 1). Исключение составляют телорез обыкновенный и рдесты, для которых отмечены максимальные значения КП  $^{90}\text{Sr}$  (1,7 и 1,9 соответственно). Максимальные значения КП  $^{90}\text{Sr}$  из донных отложений в макрофиты отмечены для ультрапресного оз. М. Игиш, КП  $^{137}\text{Cs}$  – для контрольного оз. Мисяш.

Рассчитано количество радионуклидов, удерживаемых биомассой непроточных водоемов для вегетационного периода в сравнении с их запасом в донных отложениях и в воде. Так, для оз. Б. Игиш суммарный запас  $^{90}\text{Sr}$  в воде, донных отложениях и биомассе составляет 23, 173 и 30 ГБк соответственно, в то время как для оз. Куяныш – 4,2, 4,1 и 30 ГБк. Суммарный запас  $^{137}\text{Cs}$  в водной массе, илах и биомассе для оз. Б. Игиш имеет значения 0,24, 14, 0,63 ГБк соответственно, аналогичные величины для оз. Куяныш составляют 1,0, 2,6, 1,5 ГБк.

Для количественной оценки поглощения макрофитами  $^{90}\text{Sr}$  и  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}^+$  был рассчитан коэффициент дискриминации. Значения Кд для пары  $\text{Ca}^{2+}$  –  $^{90}\text{Sr}$  для исследованных озер лежат в пределах 0,1–75 (с минимальным значением для оз. М. Игиш). В целом преобладающее большинство видов накапливает больше  $\text{Ca}^{2+}$  относительно  $^{90}\text{Sr}$ . Для пары  $\text{K}^+$  –  $^{137}\text{Cs}$  значения Кд изменяются в диапазоне 0,3 – 514, то есть калия накапливается больше, чем  $^{137}\text{Cs}$ .

Наибольшие значения содержания железа отмечены в представителях видов элодея канадская, рдест плавающий и водокрас лягушачий, марганца – в урути мутовчатой, меди – в элодее канадской, цинка – в роголистнике погруженном и урути мутовчатой.

В диапазоне исследованных концентраций радионуклидов в воде отмечена обратная зависимость величин коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тушке карася серебряного от содержания в воде элементов – макроаналогов радионуклидов (коэффициент корреляции Спирмена для пар  $^{90}\text{Sr}$  –  $\text{Ca}^{2+}$  равен -0,5;  $^{137}\text{Cs}$  –  $\text{K}^+$  составляет -0,6 при  $p < 0,05$ ). Отмечено, что для гидробионтов озер, имеющих сходные значения минерализации (Б. Игиш и Куяныш), характерны близкие величины КН  $^{90}\text{Sr}$ . На оз. М. Игиш, относящемся к ультрапресным водоемам, процессы поглощения элементов-аналогов кальция, в том числе  $^{90}\text{Sr}$  (значение КН в 6 раз выше, чем для других водоемов), протекают более интенсивно. Установленные значения коэффициента дискриминации радионуклидов элементами – аналогами при

поступлении их из воды в тушку рыб свидетельствуют о преимущественном поглощении рыбами в озерах Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное кальция и калия (среднее значение Кд Са –  $^{90}\text{Sr}$  составляет  $3,48 \pm 0,47$ ; Кд К –  $^{137}\text{Cs}$  –  $6,94 \pm 1,01$ ). Из исследованных водоемов ВУРСа рыбная ловля и рыборазведение в настоящее время возможны только на озерах Куяныш и Травяное. По содержанию  $^{90}\text{Sr}$  в тушке превышение нормы для рыбы в этих озерах не отмечено (отношение к нормативам СанПиН-99 равно 0,42 и 0,38 соответственно для озер Куяныш и Травяное).

## ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ АККУМУЛЯЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ПОЧВАМИ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ РАЗВИТИЯ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСа

Радионуклиды, попадая на поверхность почвы, включаются в биогеохимические процессы миграции и перераспределяются в почвенном покрове. Этому способствует сформированность систем: почва – грунтовые и поверхностные воды; почва – растение, а также пищевые и биологические цепочки. Почвы ландшафтных геохимических сопряжений Южного Урала характеризуются повышенным содержанием  $^{137}\text{Cs}$  (4,6 – 6,8 кБк/м<sup>2</sup>), что связано с дополнительным поступлением этого нуклида в почвенный покров в результате деятельности предприятий ядерно-энергетического комплекса. Фоновая плотность загрязнения радионуклидами почвы в конце 20-го столетия за счет глобальных выпадений по России составляла по  $^{90}\text{Sr}$  – 1,5 кБк/м<sup>2</sup> (0,04 Ки/км<sup>2</sup>), по  $^{137}\text{Cs}$  – 2,2 кБк/м<sup>2</sup> (0,06 Ки/км<sup>2</sup>) [25].

Почвенный покров ВУРСа характеризуется значительной пестротой и комплексностью; он представлен 36 разновидностями почв, типичных для лесо-лугового, лугово-степного и лесо-таежного типов почвообразования. Господствующим видом почв, формирующимся в основном под березовыми, смешанными лесами и частично суходольными лугами и залежами, являются серые лесные. На пологих склонах, занятых березовыми лесами и суходольными лугами, залегают выщелоченные черноземы. Вокруг озер и части болотных массивов в комплексе залегают аллювиально-озерные и болотные почвы. Серые лесные почвы и черноземы занимают, как правило, водоразделы и плоские равнинные территории [81].

Исследования физико-химических показателей, в частности наличия общего углерода, показали, что серые лесные почвы характеризуются средним, а черноземы выщелоченные высоким содержанием углерода в корнеобитаемом слое почв. Содержание микроэлементов в почвах ВУРСа находится на уровне фоновых значений [81], хотя В.Г. Граковский и

соавт. [27] показали, что приоритетными загрязняющими веществами для Челябинской области являются цинк и свинец. Наряду с ними для г. Челябинска приоритетными загрязняющими веществами является также хром, а для г. Карабаша – никель и медь.

Материалом для настоящего исследования служила почва водосборных территорий озерных экосистем территории ВУРСа Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш и двух контрольных водоемов (Мисяш и Б. Боляш). Отбор почвенного грунта проводился раз в год, в конце биологического лета.

Определение места закладки почвенных разрезов, показанных на рис. 3.1, 3.2, 3.4, 3.5 и 3.6 (глава 3), основывалось на исследовании особенностей ландшафтных катен [24] и вычленении в них элювиальных и супераквальных элементов (позиций). Выбор места закладки почвенного разреза на элювиальных элементах (позициях) ландшафта водосборных территорий озер ВУРСа производился с учетом особенностей рельефа и почвенно-растительных условий территории. Отслеживался край («коренной берег») котловины озера, который чаще всего являлся краем тектонической котловины, обработанной впоследствии абразионными, эрозионными и просадочными процессами. Разрез закладывался в нескольких метрах (иногда в нескольких десятках метров) от края озерной котловины. Это гарантировало отсутствие непосредственного воздействия грунтовых вод и обеспечивало преобладание элювиальных процессов.

Определение места закладки почвенных разрезов на супераквальных элементах (позициях) ландшафта водосборных территорий озер ВУРСа проведено с учетом влияния грунтовых вод на приозерную территорию. Разрезы закладывались в нескольких метрах от уреза воды, в основном на приозерных террасах. В некоторых случаях (на оз. Урускуль) подпорные грунтовые воды сравнительно быстро заливали нижнюю часть разреза, что подтверждает его статус как супераквального. Во всех случаях проводился анализ времени последнего антропогенного воздействия на почвы и

выбирались точки с наибольшей вероятностью значительной длительности периода покоя.

Почву из почвенных разрезов вынимали слоями по 1 и 5 см с учетом генетических горизонтов и площади отбора проб до глубины 30 – 65 см, высушивали, растирали и просеивали через сито с ячейками в 1 мм. Методики определения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , микроэлементов, а также расчета плотности загрязнения почв водосборных территорий описаны в главе 2. Для определения форм нахождения радионуклидов и металлов в образцах почв анализ по методикам Павлоцкой или Тессье предварялся приготовлением водной вытяжки и определением содержания в ней радиоизотопов и микроэлементов.

Миграция химических элементов в почве – это непрерывно повторяющиеся процессы поглощения (сорбции) элементов почвой из почвенного раствора и перехода их обратно в раствор (десорбции) под влиянием различных факторов. Факторами, обуславливающими такую миграцию, являются химические свойства элементов, рН среды, наличие органического вещества и ряд других [59; 158].

Были определены следующие физико-химические характеристики почв водосборных территорий исследованных озерных экосистем: влажность, потери при прокаливании, содержание гумуса (углерод) по Тюрину, рН водной и солевой вытяжек потенциметрически, Eh водной вытяжки, содержание водорастворимых  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ; содержание хлоридов, сульфатов, обменных оснований  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ; обменная кислотность по Дайкухара [9].

### **5.1. Общая характеристика и химические свойства почв**

Почвы водосборных территорий исследованных озер лежат в области преимущественного распространения луговых и серых лесных почв [120]. Характерные почвы для водосборов озер Урускуль, Б. и М. Игиш – серые лесные и серые лесные осолоделые, соответственно. На водосборной территории оз. Б. Игиш встречаются полугидроморфные разновидности – луговые почвы. На водосборах озер Шаблиш, Куяныш и

Травяное распространены также почвы серые лесные и, кроме того, лугово-черноземные, опесчаненные. На рис. 5.1 представлены схемы строения почвенных разрезов, заложенных в супераквальной и элювиальной позициях ландшафта исследованных озер ВУРСа.

В связи с распространением песчаных почв на водосборах исследованных озер до интенсификации хозяйственной деятельности были широко распространены сосновые и сосново-березовые леса [64]. Именно они создали условия для разной степени оподзоливания серых лесных почв, что обусловило возникновение горизонта с подзолистой присыпкой  $A_2$ . В отдельных случаях (побережья озер Б. Игиш, Травяное и др.) горизонт  $A_1$  подобен пахотному.

Для контрольных (фоновых) озер Мисяш и Б. Боляш, как и для исследованных озер ВУРСа, типичны серые лесные почвы; помимо этого, встречаются полугидроморфные разновидности – луговые и пойменные почвы, неполноразвитые черноземы.

Характеристики химических свойств почв водосборных территорий исследованных озер приведены в приложениях 29 – 38. Анализируя данные приложений 29-38, можно отметить, что рассматриваемые почвы характеризуются величинами рН водной вытяжки в супераквальном разрезе от слабощелочных (Урускуль, Травяное), нейтральных (Б. Игиш), нейтральных и слабокислых (Шаблиш, Куяныш) до кислых значений (М. Игиш). Для элювиального разреза характерны следующие значения рН водной вытяжки: от слабокислых (Травяное, водораздел Б. и М. Игиша), слабокислых и кислых (Куяныш) и до нейтральных значений (Шаблиш).

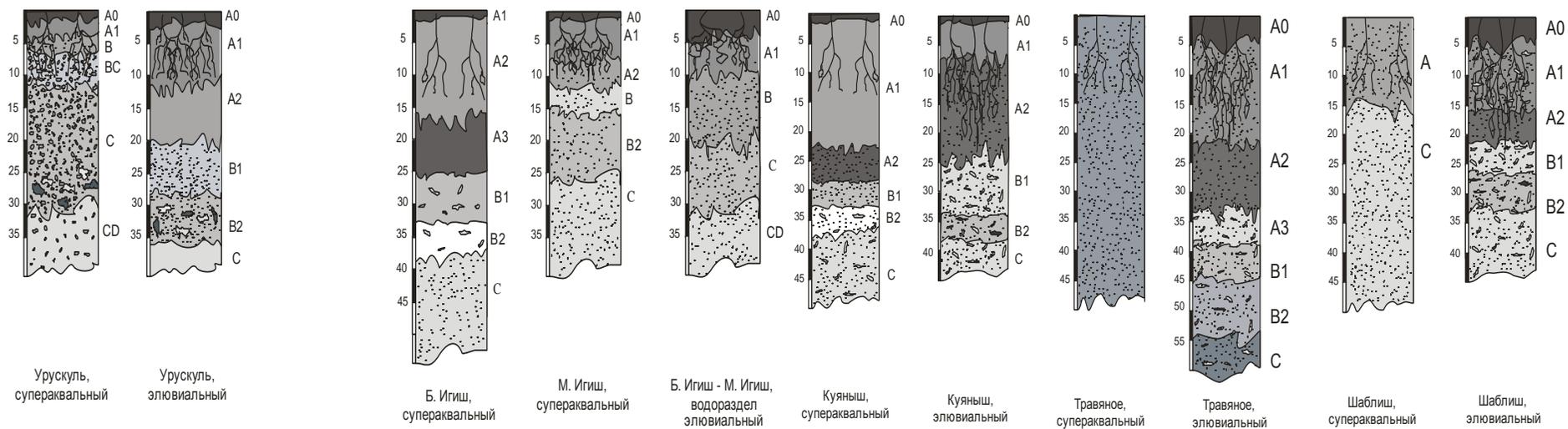


Рис. 5.1. Схемы строения почвенных разрезов, заложенных в супераквальной и элювиальной позициях ландшафта озер Урускуль, Б. и М. Игиш, Травяное, Куяныш, Шаблиш (описание слоев почвенных разрезов приводятся в приложениях 29– 38)

Величина окислительно-восстановительного потенциала колеблется от 292 до 415 мВ, что подтверждает наличие аэробных условий с хорошим промывным режимом в исследованных почвах. Неблагоприятные анаэробные условия в почве развиваются при значениях Eh менее 200 мВ. При значениях Eh менее 400 мВ (характерны для озер Б. Игиш, М. Игиш и Куяныш в почвенных разрезах супераквальных элементов ландшафта) возможно образование  $Mn^{2+}$ . Для Eh меньше 350 мВ (свойственен почвам разрезов супераквальных позиций ландшафта озер Урускуля, М. Игиша, Куяныша, а также разреза элювиального элемента ландшафта Травяного) вероятно денитрификация [135].

## **5.2. Содержание радионуклидов в почвах элювиальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер**

Характерные черты распределения и миграции  $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$  в почвенных разрезах элювиальных (а также супераквальных, которые будут рассмотрены далее) элементов ландшафта водосборных территорий рассмотрены на примере озер Урускуль, Б. и М. Игиш, Куяныш. Для элювиальных элементов ландшафтов водосборных территорий исследованных озер характерен непромывной или периодически промывной режим [122]. Такие условия могут быть приравнены к плакорам, вынос веществ с которых (в том числе  $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$ ) затруднен.

Почвенный разрез в элювиальном элементе ландшафта оз. Урускуль (рис. 5.2) вскрыл сформированные темно-серые лесные почвы с признаками антропогенного гумусирования (до взрыва 1957 г. на берегу оз. Урускуль находились деревни Сатлыково и Галикаево) [170; 119].

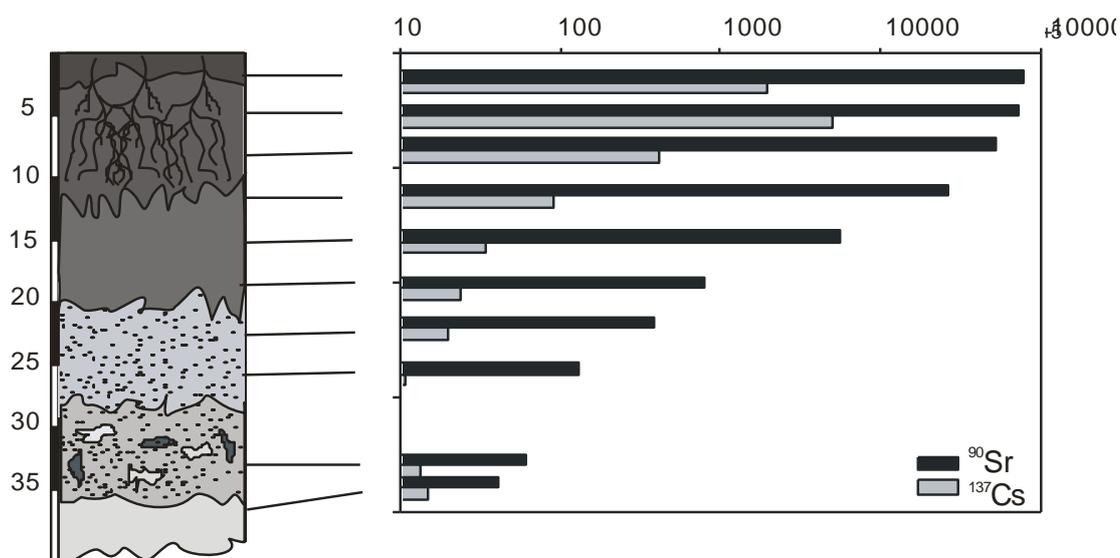


Рис. 5.2. Строение почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (оз. Урускуль, элювиальный элемент ландшафта)

Максимум удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  наблюдается в первых 5 см (около 80 000 Бк/кг), далее происходит снижение удельной активности на порядок к слою 12 – 16 см, ниже – резкое убывание от 800 (16 – 20 см) до 40 Бк/кг (38-й см).  $^{137}\text{Cs}$  проникает по разрезу с меньшей интенсивностью, что, возможно, связано с формой нахождения радионуклида. В данном элементе ландшафта снижение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  происходит более плавно: от максимального значения 5 000 Бк/кг сухой массы в слое 2 – 5 см до 30 – 10 Бк/кг сухой массы ниже 12-сантиметрового слоя. Среднее соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для исследованного почвенного разреза составляет  $70,3 \pm 30$ .

Наблюдается обогащение  $^{90}\text{Sr}$  слоев 5 – 16 см. Рассматривая кратность снижения удельной активности по исследованному разрезу, можно отметить, что отношение удельной активности верхнего слоя (0 – 5 см) к нижнему (35 – 38 см) для  $^{90}\text{Sr}$  составляет 1 870, а для  $^{137}\text{Cs}$  – 133.

В результате анализа почвенного разреза, сделанного в элювиальном элементе ландшафта водораздела между озерами Б. Игиш – М. Игиш, выявлены серые лесные оподзоленные почвы (рис. 5.3).

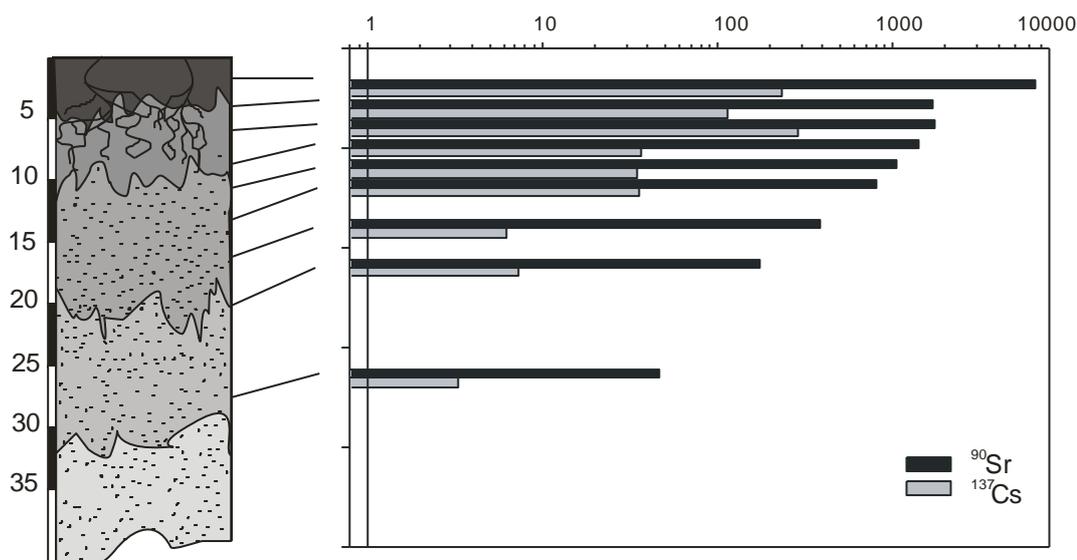


Рис. 5.3. Строение почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (водораздел между озерами Б. Игиш – М. Игиш, элювиальный элемент ландшафта)

Анализируя график изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  по разрезу, можно отметить, что максимальная удельная активность радионуклида составляет около 6 500 Бк/кг сухой массы в верхнем 4-сантиметровом слое (подстилка) (рис. 5.3) и характер убывания удельной активности близок к линейной зависимости. В горизонте  $A_1$  удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  практически одинакова и составляет в среднем 1 500 Бк/кг сухой массы. Убывание радионуклида начинается с границы  $A_1 - B$ , которая является нижней границей распространения гумуса. В горизонте  $CD$ , который представлен опесчаненной глиной, удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  составляет 50 – 70 Бк/кг сухой массы. Максимальное содержание  $^{137}\text{Cs}$  также отмечается в подстилке (234 Бк/кг сухой массы), снижаясь к горизонту  $B$  до 6 Бк/кг сухой массы. Среднее соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для исследованного почвенного разреза составляет  $26,5 \pm 5,4$ .

В элювиальном ландшафтном элементе водораздела оз. Куяныш в березовом лесу на западной околице с. Гаево сформировались светло-серые лесные почвы. В связи с выпасом значительного по размерам стада крупного

рогатого скота и устройством ныне разрушенных загонов, светло-серые почвы подверглись изменениям (рис. 5.4).

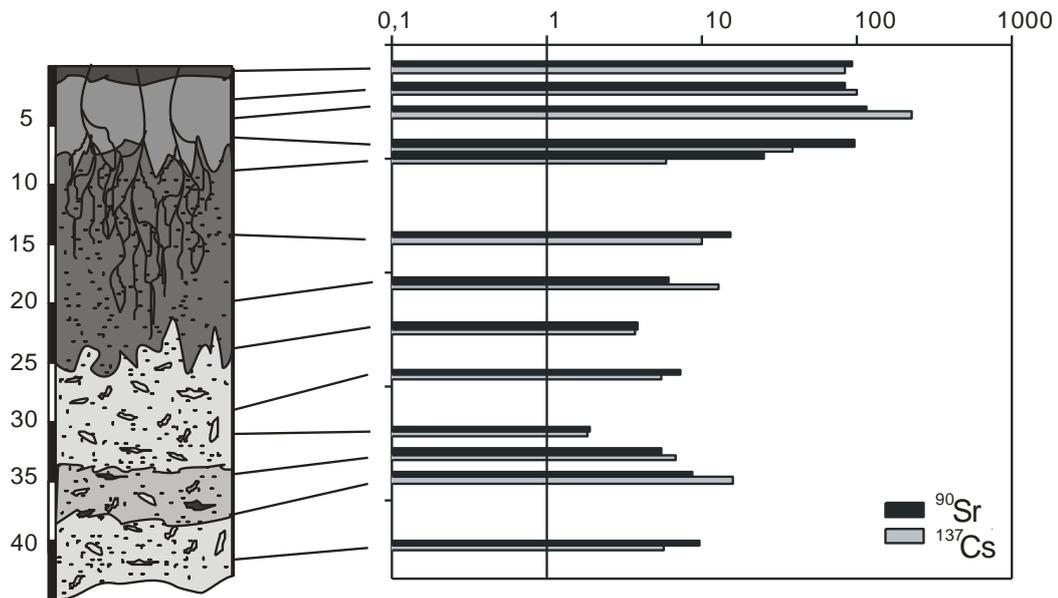


Рис. 5.4. Строение почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (оз. Куяныш, элювиальный элемент ландшафта)

Анализируя график изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  вниз по разрезу, можно отметить, что максимальная удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  составляет около 110 Бк/кг сухой массы (рис. 5.4),  $^{137}\text{Cs}$  – 230 Бк/кг сухой массы (горизонт  $A_1$ ). Наблюдаются практически одинаковые значения удельных активностей  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем 10-ти см слое почвы, что, по всей вероятности, связано с небольшим содержанием гумуса (около 5%, приложение 38). Глубже 10 см удельная активность радионуклидов находится на уровне глобальных значений: 5 – 20 Бк/кг сухой массы по  $^{90}\text{Sr}$  [13]. Среднее соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для исследованного почвенного разреза составляет  $1,4 \pm 0,3$ .

На примере элювиальных ландшафтных элементов водосборов озер Урускуль, Б. Игиш – М. Игиш и Куяныш на рис. 5.5 приведено распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по горизонтам почвенных разрезов.

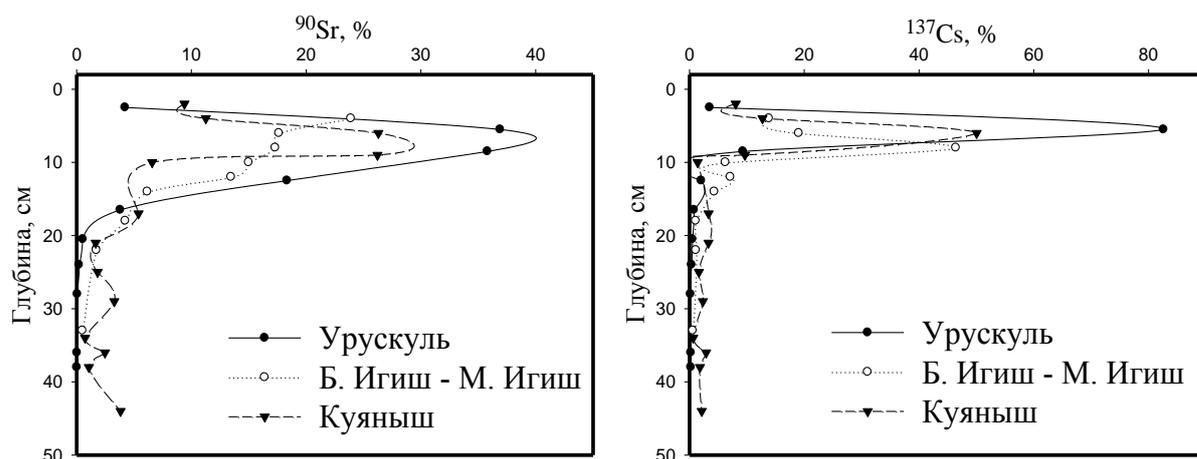


Рис. 5.5. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (%) в почвенных разрезах элювиальных ландшафтных элементов водосборов озер ВУРСа (2004 г.)

Анализ кривых распределения радионуклидов по профилю почвенных разрезов элювиальных ландшафтных элементов водосборов озер Урускуль, Б. Игиш – М. Игиш и Куяныш (рис. 5.5) показывает, что практически весь  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (70 – 90% от валового содержания в разрезе) содержится в верхних 10 см почв.

Практически везде наблюдается повышенное содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в слоях до 6 – 10 см от поверхности, соответствующих слоям наибольшей активности почвенной биоты и наибольшей концентрации гумуса (приложения 29 – 38). Так, для оз. Урускуль в слое 0 – 10 см содержится 77%  $^{90}\text{Sr}$  и 95%  $^{137}\text{Cs}$ , для почв водораздела между озерами Б. Игиш – М. Игиш содержание  $^{90}\text{Sr}$  в данном слое составляет 72%,  $^{137}\text{Cs}$  – 85%, для почв элювиального элемента ландшафта оз. Куяныш содержание  $^{90}\text{Sr}$  – 80%,  $^{137}\text{Cs}$  – 82%.

Найденные величины согласуются с данными В.В. Мартюшова и др. [81], которые отметили, что запас  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0 – 5 см, представляющем дернину или задерненную подстилку, составляет более 50% от запаса в слое 0 – 10 см. Интенсивность вертикальных миграционных процессов в этих почвах сопоставима с интенсивностью миграции  $^{90}\text{Sr}$  в лесных элювиальных почвах [81].

Выявленные закономерности распределения и аккумуляции радионуклидов в почвах элювиальных элементов ландшафта исследованной территории можно считать типичными для одноразового импактного загрязнения: максимум концентрации радионуклидов выражен в гумусированных горизонтах [158], вглубь, к материнской породе (горизонту С), происходит снижение на один или несколько порядков.

### **5.3. Содержание, формы нахождения радионуклидов и микроэлементов в почвах супераквальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер**

Для супераквальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер характерно повышенное увлажнение, причем не всегда атмосферными осадками, чаще – неглубоко залегающими грунтовыми водами. Это создает схожий с выпотным режим увлажнения, при котором в отсутствие дождей наблюдается движение почвенных растворов не только сверху вниз (как при промывном режиме), но и снизу вверх. Повышенное увлажнение обуславливает повышенную продуктивность прибрежных биоценозов. Их почвы имеют более высокую долю гумуса, нежели почвы элювиальных территорий. Сочетание промывного и выпотного режима увлажнения не только влияет на характер распределения радионуклидов по разрезу, но и создает возможность их вымывания. Поэтому в супераквальном элементе ландшафта формируются благоприятные условия для миграции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Кроме того, почвы супераквальных территорий больше подвержены антропогенному (большой частью сельскохозяйственному) воздействию, меняющему их продукционные (биологические) и физико-химические свойства.

Для исследованных почвенных разрезов характерно концентрирование радионуклидов в верхнем (0 – 10 см) слое и постепенное уменьшение их содержания вниз по почвенному профилю. В качестве примеров строения почвенного профиля и распределения радионуклидов по разрезу рассмотрены супераквальные элементы ландшафта водосборов озер

Урускуль (ближняя зона), Б. Игиш и М. Игиш (центральная зона) и Куяныш (дальняя или периферийная зона) (рис. 5.6 – 5.9).

Анализируя почвенный разрез супераквальной позиции ландшафта водосбора оз. Урускуль, можно предположить, что в 1960-х годах прибрежная зона озера (на 50 м и далее от современного уреза) была подвергнута глубокой вспашке на 30 см и более, за счет чего достигнуто снижение радиационного фона. Вскрытые разрезом измененные почвенные горизонты характеризуют светло-серые лесные опесчаненные почвы.

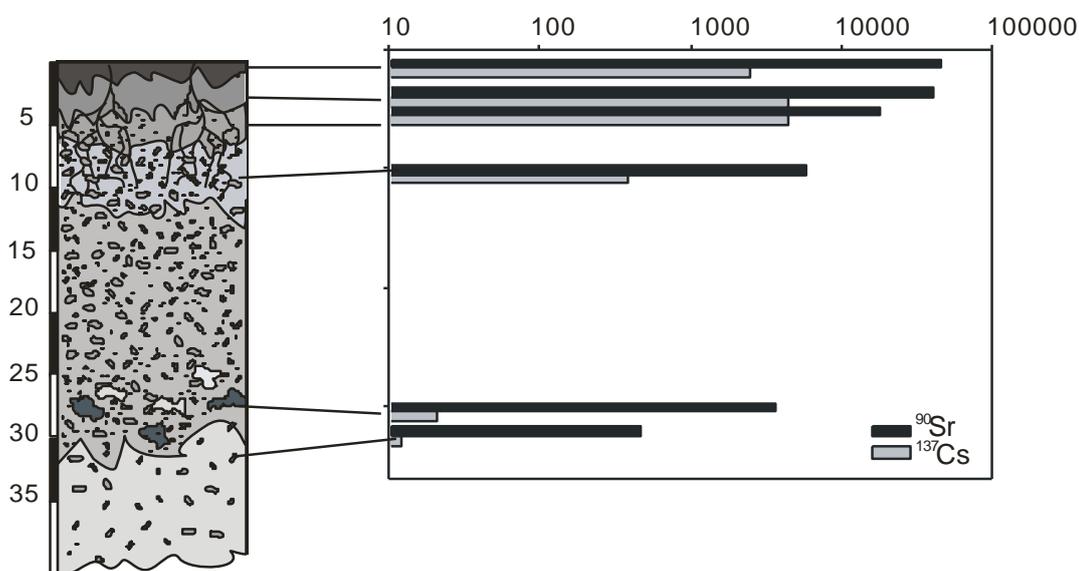


Рис. 5.6. Строение почвенного разреза и удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг сухой массы) (оз. Урускуль, супераквальный элемент ландшафта)

Первые 5 см разреза характером изменения удельной активности радионуклидов напоминают почвенный разрез в элювиальной позиции водосборного бассейна оз. Урускуль (его первые 12 см). Причем уменьшение удельной активности одинаково выражено как для  $^{90}\text{Sr}$ , так и для  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 5.6). Максимум удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  (47 000 Бк/кг сухой массы) наблюдается в верхнем слое (подстилке) 0 – 1,5 см,  $^{137}\text{Cs}$  – в слое 1,5 – 5,5 см (4 – 400 Бк/кг сухой массы). Среднее отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для исследованного почвенного разреза составляет  $43,8 \pm 27,1$ .

Рассматривая кратность снижения удельной активности радионуклидов по исследованному разрезу, можно отметить, что отношение удельной активности верхнего слоя (0 – 5 см) к нижнему (35 – 38 см) для  $^{90}\text{Sr}$  составляет 104, а для  $^{137}\text{Cs}$  – 206, что значительно меньше аналогичных величин для элювиальной позиции.

Можно предположить, что ниже 10 см близко расположенные грунтовые воды (в 15 – 18 см от поверхности почвы), подпор которых создается уровнем оз. Урускуль, обеспечивают повышенную миграционную способность  $^{90}\text{Sr}$ . Поэтому удельная активность радионуклида в горизонтах с 10 см до 26 – 27 см относительно равнозначна. Значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  плавно уменьшаются в этом интервале, чему способствует, по-видимому, механический состав и водопроницаемость данных горизонтов (опесчаненные почвы). Малое значение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на глубине 34 см и ниже объясняется, во-первых, тем, что низкая миграционная способность обуславливает его накопление в верхних горизонтах почвы; во-вторых, ниже 10-ти см (до 30-го см) миграция  $^{137}\text{Cs}$  происходит фактически не в почве, а в обводненной тяжелой супеси. Расположенная ниже водоупорная охристая глина с галькой препятствует дальнейшему перемещению  $^{137}\text{Cs}$  вглубь разреза [123].

Разрез в супераквальном элементе ландшафта на берегу оз. Б. Игиш – это черноземовидная, олуговелая почва (рис. 5.7), предположительно испытавшая антропогенное воздействие: на берегу находилась деревня Игиш, которая затем была отселена.

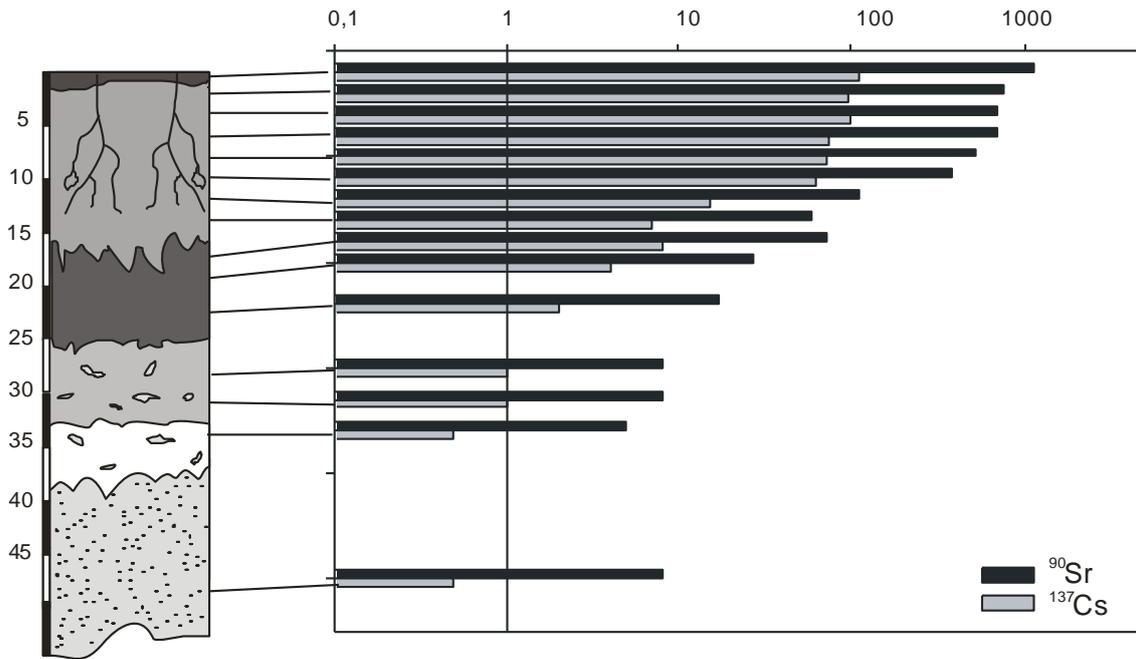


Рис. 5.7. Структура почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (оз. Б. Игиш, супераквальный элемент ландшафта)

График изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  по 50 см разреза имеет характерный вид (убывание от 1 000 Бк/кг на поверхности до единиц Бк/кг на глубине около 50 см). График изменения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  отличается от всех других почвенных разрезов как супераквальной, так и элювиальной позиций ландшафта. Изменение удельной активности данного радионуклида по всем горизонтам относительно равномерное, что, возможно, связано с внесением органических веществ в почву на глубину пахотного горизонта, адсорбированием  $^{137}\text{Cs}$  органической частью удобрений и процессом комплексообразования. Особенности данного процесса требуют более глубокого экспериментального исследования.

Разрез в супераквальной позиции ландшафта на приозерной террасе оз. М. Игиш вскрыл серую лесную маломощную почву (рис. 5.8). Максимальная удельная активность  $^{90}\text{Sr}$ , как и в предыдущих почвенных разрезах супераквальных элементов ландшафта, наблюдается в подстилке и составляет 3 650 Бк/кг сухой массы. Максимальная удельная активность  $^{137}\text{Cs}$

наблюдается в горизонте  $A_1$  в слое под подстилкой и составляет 380 Бк/кг сухой массы. В слое ниже 16 см удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  имеет значения ниже 50 Бк/кг сухой массы,  $^{137}\text{Cs}$  аналогичная величина ниже 10 Бк/кг сухой массы. Среднее соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для исследованного почвенного разреза составляет  $17,2 \pm 4,3$ .

Рассматривая кратность снижения удельной активности радионуклидов по исследованному разрезу, можно отметить, что отношение удельной активности верхнего слоя (0 – 3 см) к нижнему (30 – 32 см) для  $^{90}\text{Sr}$  составляет 228, а для  $^{137}\text{Cs}$  – 44.

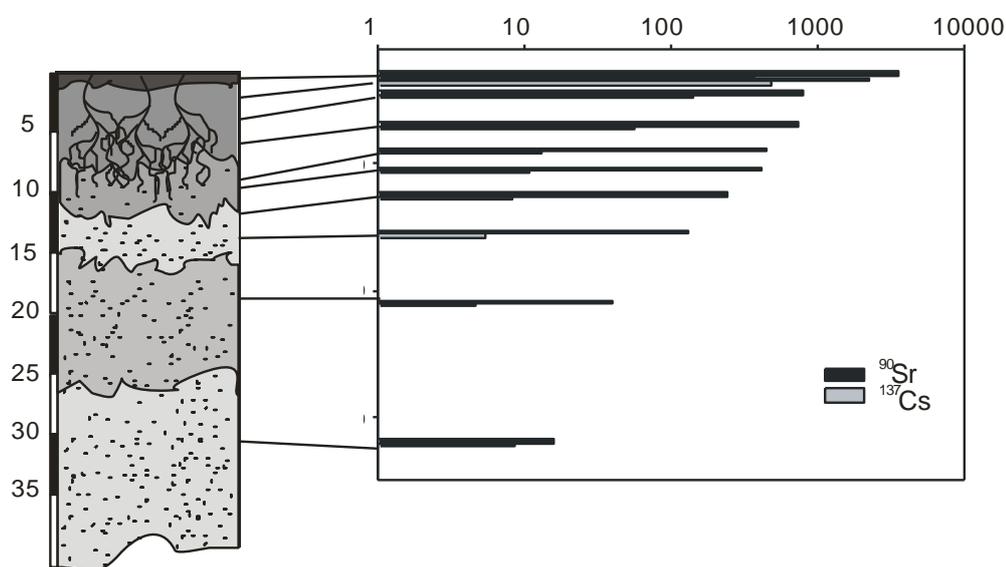


Рис. 5.8. Строение почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (оз. М. Игиш, супераквальный элемент ландшафта)

Характер изменения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному разрезу является отражением как установленных закономерностей миграции радионуклидов по горизонтам почв супераквальных ландшафтных элементов (озера Урускуль, Б. Игиш), так и индивидуальных особенностей почв прибрежных территорий оз. М. Игиш (приложение 32).

Разрез на приозерной террасе оз. Куяныш (рис. 5.9) вскрыл олуговелую, с признаками черноземного процесса, темно-серую (местами коричнево-

черную) лесную почву, испытавшую значительную антропогенную нагрузку (выпас крупного рогатого скота).

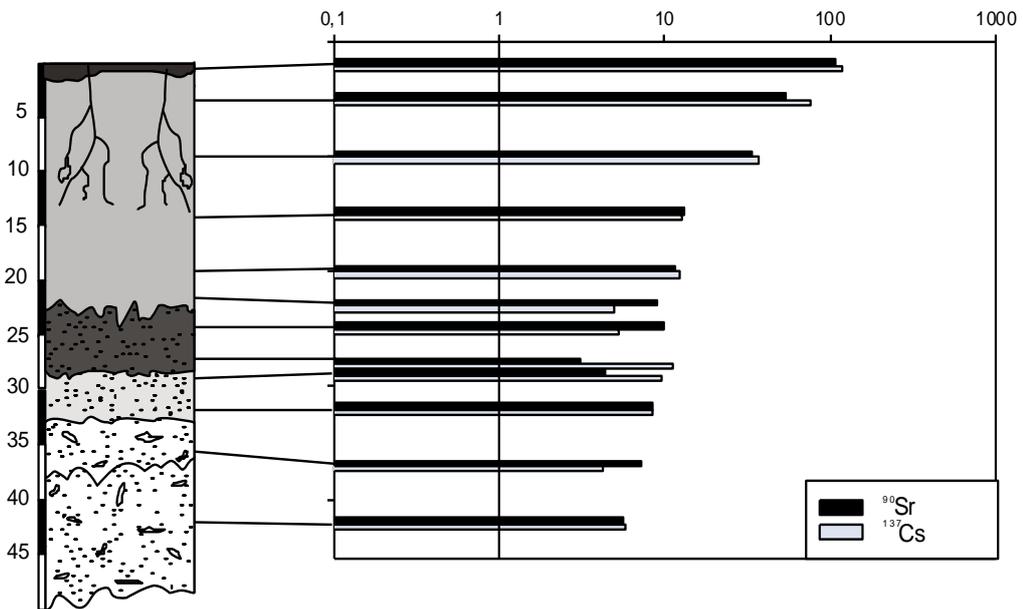


Рис. 5.9. Строение почвенного разреза и удельная активность (Бк/кг сухой массы) радионуклидов (оз. Куяныш, супераквальный элемент ландшафта)

Рассматриваемый разрез, как и разрез в элювиальном элементе ландшафта, имеет одинаково (практически синхронно) убывающие значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  с поверхности и до глубины 45 см. Величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  одного порядка с величинами удельной активности  $^{90}\text{Sr}$ . Максимальная удельная активность радионуклидов также наблюдается в подстилке и составляет для  $^{90}\text{Sr}$  106 Бк/кг сухой массы, для  $^{137}\text{Cs}$  – 120 Бк/кг сухой массы. Среднее соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для исследованного почвенного разреза составляет  $1,1 \pm 0,1$ . Причиной такого изменения удельной активности, на наш взгляд, является выпас крупного рогатого скота и, как следствие, образование продуктов жизнедеятельности, которые оказывают влияние на миграционные способности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Анализ кривых распределения радионуклидов по профилю почвенных разрезов супераквальных ландшафтных элементов водосборов озер Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш (рис. 5.10 и 5.11)

показывает, что пик максимального содержания  $^{90}\text{Sr}$  приходится на гумусовые горизонты ( $A_1$ ) почв. Этот факт объясняется высоким содержанием органического вещества, образующего малоподвижные соединения с Ca и Sr [109; 110].

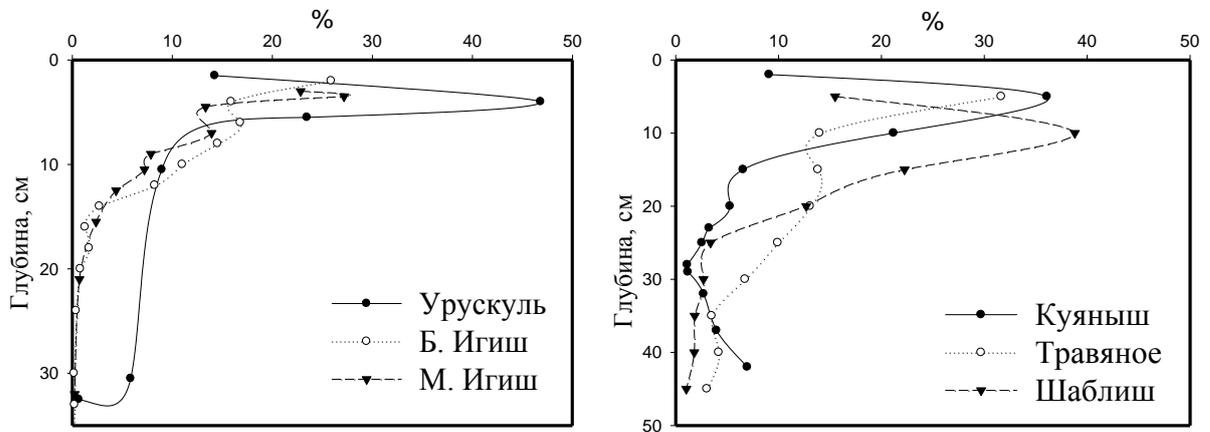


Рис. 5.10. Распределение (%)  $^{90}\text{Sr}$  в почвенных разрезах суперэквивалентных ландшафтных позиций водосборов озер ВУРСа (2004 г.)

В почвах оз. М. Игиш, относящихся к серым лесным, гумусовый горизонт уже на глубине 10 см сменяется супесью, благодаря чему в слое 0 – 10 см концентрируется более 90% радионуклидов от общего запаса в почвенном профиле (92%  $^{90}\text{Sr}$  и 96%  $^{137}\text{Cs}$ ). Для оз. Б. Игиш мощность гумусового слоя почти в 2 раза выше (до 25 см), в связи с чем запас радионуклидов в слое 0 – 10 см уменьшается (84%  $^{90}\text{Sr}$  и 43%  $^{137}\text{Cs}$ ).

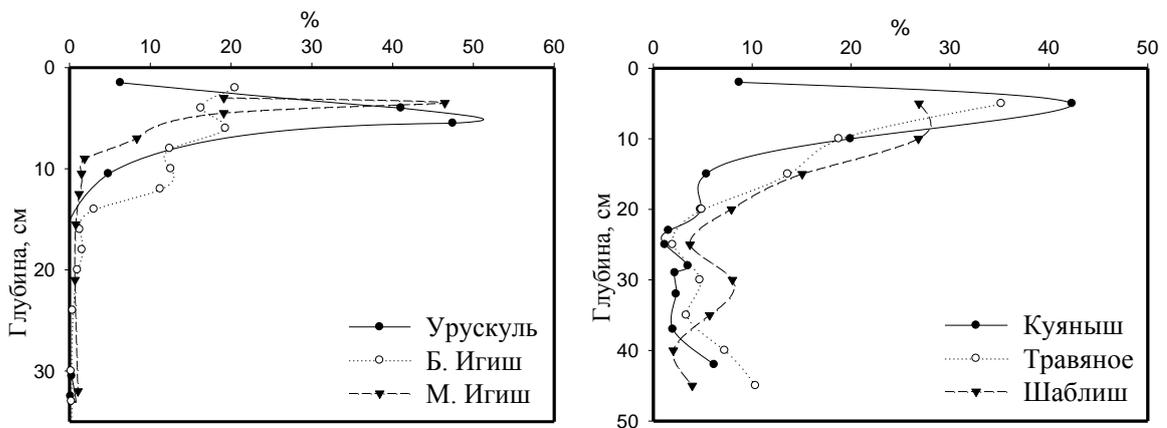


Рис. 5.11. Распределение (%)  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных разрезах суперэквивалентных ландшафтных элементов водосборов озер ВУРСа (2004 г.)

Почвы оз. Травяное характеризуются повышенной миграционной способностью  $^{90}\text{Sr}$  (содержание  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0 – 10 см составляет 46%,  $^{137}\text{Cs}$  – 54%), так как они затопляются водами озера с периодичностью в 30 – 40 лет [8]. Для оз. Куяныш содержание  $^{90}\text{Sr}$  в данном слое составляет 66% от общего запаса в почвенном профиле, а  $^{137}\text{Cs}$  – 71%. Оз. Шаблиш содержит около 54% радионуклидов от общего запаса в почвенном профиле.

Если в почвах ближней зоны весь  $^{90}\text{Sr}$  сосредоточен в верхнем 10-сантиметровом слое, то для почв дальней зоны характерно несколько иное распределение, а именно: наблюдается большее проникновение  $^{90}\text{Sr}$  по профилю, так что более 80% радионуклида находится в слое 0 – 20 см.

Распределение радионуклидов в почве зависит от многих факторов, в частности, от их физико-химических форм нахождения. Согласно графикам вертикального распределения, наблюдается практически идентичное поведение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  при значительных различиях их форм в почвенной системе. В качестве примера рассмотрены физико-химические формы нахождения данных радионуклидов в почвах супераквальных ландшафтных позиций водосборов озер Б. и М. Игиш, а также оз. Урукуль. В изученных почвах более 50%  $^{90}\text{Sr}$  находится в первых двух фракциях: водорастворимой (1,5 – 2%) и обменной (59 – 74%), за счет которых и осуществляется миграция  $^{90}\text{Sr}$  по профилю почв (рис. 5.12).

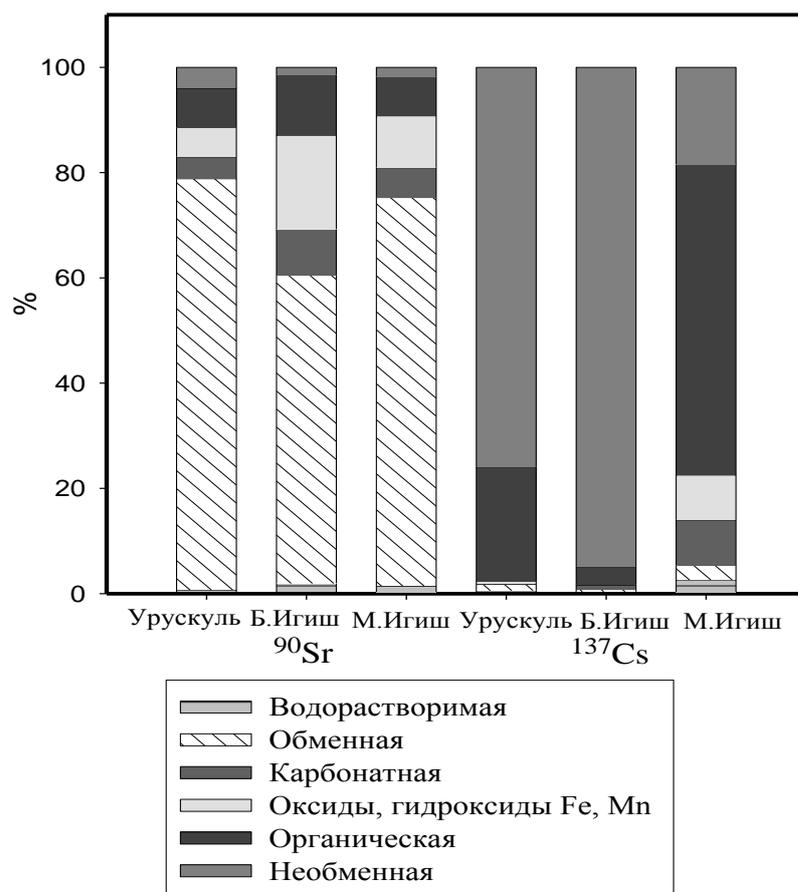


Рис. 5.12. Формы нахождения радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах супераквальной ландшафтной позиции водосбора озер Урускуль, Б. Игиш и М. Игиш

Ионы обменного  $^{90}\text{Sr}$ , находящиеся в адсорбированном почвенном поглощающем комплексе (обменная форма), практически не вымываются атмосферными осадками [83], но легко выщелачиваются солями и слабыми кислотами. В почвах оз. Б. Игиш доля соединений  $^{90}\text{Sr}$  с карбонатной фракцией почв (9%), а также связанных с оксидами, гидроксидами железа и марганца (18%) и органикой (12%), выше, чем аналогичные величины для оз. М. Игиш (7%, 10% и 7%, соответственно). В почвах супераквальной позиции ландшафта оз. Урускуль  $^{90}\text{Sr}$  находится в обменной форме в большем количестве (около 80%), чем аналогичная форма для почв оз. Б. Игиш (59%). В почвах оз. М. Игиш обменная форма  $^{90}\text{Sr}$  составляет 74%. Полученные результаты согласуются с литературными данными,

согласно которым доля водорастворимых форм  $^{90}\text{Sr}$  в почвах ВУРСа достигает 2 – 4% от валового содержания, а количество обменных и кислоторастворимых форм  $^{90}\text{Sr}$  составляет 85 – 88% [81].

Изучение форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$  показало, что значительная часть данного радионуклида находится в прочно сорбированном состоянии в составе нерастворимого остатка (95% для оз. Б. Игиш, 75% для оз. Урускуль), а для оз. М. Игиш в составе органической фракции (59%).

Современные значения плотности загрязнения почвенного покрова водосборных территорий исследованных озер (для слоя 0 – 20 см) приведены в табл. 5.1. Исходя из данных таблицы, можно отметить, что максимальная плотность загрязнения почв супераквальной и элювиальной ландшафтных позиций водосборов характерна для озер, расположенных на оси ВУРСа: Урускуль, Б. Игиш – М. Игиш, Травяное. Очевиден высокий уровень загрязнения почв водосбора оз. М. Игиш, что соответствует плотности загрязнения почв северных территорий Челябинской области  $^{90}\text{Sr}$ , а также оз. Урускуль, находящегося в зоне Восточно-Уральского государственного заповедника.

Значения плотности загрязнения участков почв водосборных территорий  
исследованных озер в слое 0 – 20 см; кБк/м<sup>2</sup> (2005 г.)

Озеро	Почвы супераквальных позиций ландшафта		Почвы элювиальных позиций ландшафта	
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Урускуль	810,0±40,5	99,0±5,9	2299,1±114,9	69,2±4,2
Б. Игиш	51,0±2,5	8,8±0,5	133,0±6,7	8,3±0,5
М. Игиш	86,6±4,4	10,6±0,6		
Куяныш	2,3±0,1	2,8±0,6	4,3±0,2	4,6±0,2
Травяное	14,7±0,7	1,1±0,1	69,6±3,5	5,2±0,3
Шаблиш	8,6±0,4	2,9±0,2	36,8±1,8	5,1±0,3
Б.Боляш**	н/о*	н/о	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,02
Мисяш**	0,07 ± 0,02	0,03 ± 0,01	н/о	н/о

Примечание: \*н/о – не определено;

\*\* – фоновые (контрольные) озера

Величина отношения удельных активностей радионуклидов <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs приводится в табл. 5.2. Практически во всех почвенных элементах ландшафта (за исключением территории водосбора оз. Травяное) наблюдается большее обогащение <sup>90</sup>Sr элювиальных позиций ландшафта по сравнению с супераквальными.

Соотношение <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs в аварийном выбросе 1957 г. примерно равно 75. Близкое по величине значение <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs характерно для почв оз. Урускуль. Так, для территории ВУРСа рассчитанное соотношение <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs составляет 10 – 20, тогда как водосборные почвы периферийной части Следа характеризуются увеличением в них содержания <sup>137</sup>Cs: отношение <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs для оз. Куяныш – 1 – 2.

Среднее значение ( $M \pm m$ ) отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в исследованных почвах водосборной территории (0 – 20 см)

Озеро	Почвы супераквальных позиций ландшафта	Почвы элювиальных позиций ландшафта
Урускуль	43,8±27,1	110,8±43,8
Б. Игиш	7,9±0,4	28,1±5,8
М. Игиш	18,9±4,4	
Куяныш	0,9±0,1	1,6±0,5
Травяное	17,5±5,9	17,6±4,7
Шаблиш	3,3±0,6	12,0±2,9

Расчетные значения величин  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в почвах и донных отложениях исследованных озер позволяют сделать вывод, что соотношение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  практически одинаково в данных компонентах озерных экосистем. Исключение составляет оз. М. Игиш, в котором  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в донных грунтах находится в пределах 1 – 2. Возможно, первоначальный уровень загрязнения данного водоема был небольшим; кроме того, оз. М. Игиш – ультрапресное озеро. Плотность загрязнения донных отложений М. Игиш не превышает 7,4 кБк/м<sup>2</sup> (0,2 Ки/км<sup>2</sup>), что почти совпадает с аналогичными величинами в озерах Куяныш и Шаблиш (глава 2).

Исследованные почвы по содержанию тяжелых металлов не относятся к токсичным [184]. Результаты определения форм нахождения микроэлементов Cu, Zn, Cd, подтверждающие их незначительную роль в техногенном загрязнении территории, приведены в приложениях 39 – 40.

По шкале экологического нормирования [105] в почвенных разрезах супераквальных позиций ландшафта водосборов озер Куяныш, Урускуль и Б. Игиш (рис. 5.13) отмечено повышенное содержание никеля: 56, 63 и 74 мг/кг, соответственно. Вероятно, это обусловлено геологическим строением района: никель встречается в вулканогенных породах девонского периода,

залегающих в восточной части водосбора оз. Б. Игиш и в северной части оз. Куяныш. Западнее района исследования в аналогичных породах находится рудное проявление никеля в районе Верхнего Уфалея [122].

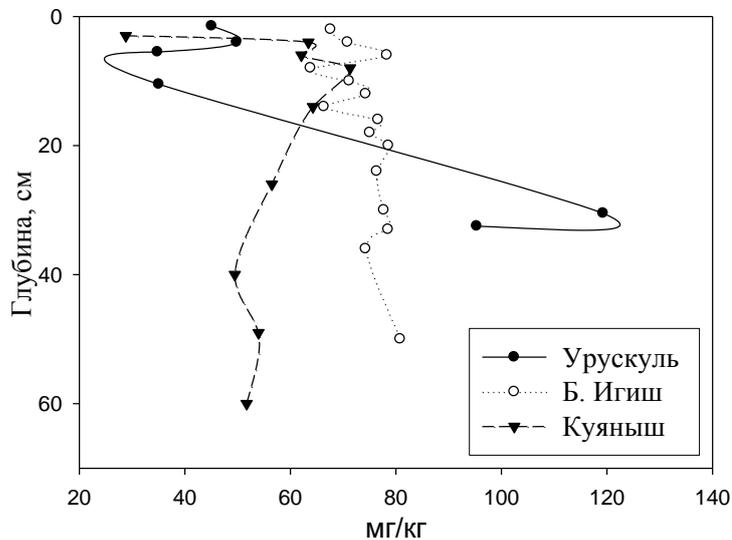


Рис. 5.13. Содержание Ni (мг/кг) в почвах супераквальных позиций озер Урускуль, Б. Игиш и Куяныш (2005 г.)

Характер изменения концентрации Ni по супераквальному разрезу на берегу оз. Урускуль зависит, кроме механического состава почв, предположительно еще от двух факторов: аэрального поступления этого тяжелого металла из района Верхнего Уфалея и произведенного после аварии 1957 г. перепашивания прибрежной территории. Изменения концентрации никеля в прибрежных разрезах озер Куяныш и Б. Игиш отражают естественный геохимический фон.

\* \* \*

Таким образом, исследование почв водосборных территорий изученных гидробиоценозов ВУРСа позволило сделать следующие заключения. Господствующим типом почв ВУРСа, формирующихся в основном под березовыми и смешанными лесами, являются серые лесные. Рассматриваемые почвы характеризуются различными величинами рН водной вытяжки в почвенном разрезе супераквальных позиций ландшафта: от слабощелочных (озера Урускуль, Травяное), нейтральных и слабокислых

(озера Шаблиш, Куяныш и Б. Игиш) до кислых значений (оз. М. Игиш). Для почвенных разрезов элювиальных позиций ландшафта характерны значения рН водной вытяжки: от слабокислых (оз. Травяное, водораздел Б. и М. Игиш), слабокислых и кислых (оз. Куяныш) до нейтральных значений (оз. Шаблиш).

Для разрезов элювиальных ландшафтных позиций водосборных территорий озер Урускуль, Б. и М. Игиш, Куяныш характерен непромывной или периодически промывной режим. Роль атмосферных осадков и почвенно-грунтовых вод в создании условий миграции радионуклидов невелика. Наблюдается повышенное содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в слоях до 6 – 10 см от поверхности, соответствующих слоям наибольшей активности почвенной биоты и наибольшей концентрации гумуса в элювиальных элементах ландшафта водосборных территорий исследованных озер. Так, для оз. Урускуль в слое 0 – 10 см содержится 77%  $^{90}\text{Sr}$  и 95%  $^{137}\text{Cs}$ , для почв водораздела между озерами Б. Игиш – М. Игиш содержание  $^{90}\text{Sr}$  в данном слое составляет 72%,  $^{137}\text{Cs}$  – 85%, для почв элювиального элемента ландшафта оз. Куяныш содержание  $^{90}\text{Sr}$  – 80%,  $^{137}\text{Cs}$  – 82%. Выявленные закономерности распределения и аккумуляции радионуклидов в почвах элювиальных ландшафтных позиций исследованной территории можно считать типичными для одноразового импактного загрязнения: максимум концентрации радионуклидов выражен в гумусированных горизонтах, к материнской породе (горизонту С) происходит снижение на один или несколько порядков.

Среднее значение соотношения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных почвенных разрезов элювиальных элементов ландшафта уменьшается по мере удаления водосборных территорий озер от источника аварии по оси Следа, так как происходит обогащение почвы  $^{137}\text{Cs}$ . Для ближней зоны величина  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  составляет  $70,3 \pm 30$  (элювиальная позиция оз. Урускуль), водораздел Б. Игиш – М. Игиш характеризуется значением  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$

26,5±5,4. По дальней зоне соотношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  составляет 1,4±0,3 (элювиальная позиция оз. Куяныш).

Для супераквальных элементов ландшафта водосборов исследованных озер характерно повышенное увлажнение. Их почвы имеют более высокий процент гумуса, нежели почвы элювиальных территорий. Сочетание промывного и выпотного режима увлажнения не только влияет на характер распределения радионуклидов по разрезу, но и создает возможность их вымывания.

Практически во всех почвенных элементах ландшафта (за исключением территории водосбора оз. Травяное) наблюдается большее обогащение  $^{90}\text{Sr}$  элювиальных позиций ландшафта по сравнению с супераквальными. Анализ кривых распределения радионуклидов по профилю почвенных разрезов супераквальных позиций ландшафта водосборов озер Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Куяныш, Травяное, Шаблиш показал, что пик максимального содержания  $^{90}\text{Sr}$  приходится на гумусовые горизонты почв, преимущественно на  $A_1$ . В почвах супераквальных позициях ландшафта ближней зоны ВУРСа  $^{90}\text{Sr}$  сосредоточен в верхнем 10-сантиметровом слое. Для аналогичных позиций почв дальней зоны наблюдается большее проникновение  $^{90}\text{Sr}$  по профилю: более 80% радионуклида находится в слое 0 – 20 см.

Формы нахождения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных разрезах супераквальных элементов ландшафта изучены на примере озер Б. Игиш, М. Игиш и Урускуль. В почвах водосборной территории оз. Урускуль  $^{90}\text{Sr}$  находится в обменной форме в большем количестве (около 80%), чем аналогичная форма в почвах оз. Б. Игиш (59%). В почвах оз. М. Игиш обменная форма  $^{90}\text{Sr}$  составляет 74%. Изучение форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$  показало, что значительная часть данного радионуклида находится в составе нерастворимого остатка (95% для оз. Б. Игиш, 75% для оз. Урускуль), а для оз. М. Игиш – в составе органической фракции (59%).

Максимальная плотность загрязнения почв супераквальной и элювиальной ландшафтных позиций водосборов характерна для озер, расположенных на оси ВУРСа: Урускуль, Б. Игиш – М. Игиш и Травяное. Для исследованных почвенных разрезов супераквальных элементов ландшафта характерно изменение соотношения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по мере удаления водосборных территорий озер от источника аварии по оси Следа, которое аналогично изменению в элювиальных позициях. Для ближней зоны величина  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  составляет  $43,8 \pm 27,1$  (почвенная терраса оз. Урускуль); центральная зона (почвенная терраса оз. М. Игиш) характеризуется значением  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$   $17,2 \pm 4,3$ . В дальней зоне отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  составляет  $1,1 \pm 0,1$  (почвенная терраса оз. Куяныш).

Расчетные значения величин  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  практически одинаковы для почв и донных отложений исследованных озер. Исключение составляет оз. М. Игиш, в котором  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в донных грунтах находится в пределах 1 – 2. Возможно, первоначальный уровень загрязнения данного водоема был небольшим; кроме того, оз. М. Игиш – ультрапресное озеро. Плотность загрязнения донных отложений данного водоема не превышает  $7,4 \text{кБк/м}^2$  ( $0,2 \text{Ки/км}^2$ ), что совпадает с аналогичными величинами в озерах Куяныш и Шаблиш.

Исследованные почвы по содержанию тяжелых металлов не относятся к токсичным. Результаты определения форм нахождения меди, цинка и кадмия в супераквальных элементах ландшафта водосборов озер Урускуль, Б. Игиш и Шаблиш показали, что данные металлы играют незначительную роль в техногенном загрязнении территории. В почвенных разрезах супераквальных позиций водосборов озер Куяныш, Урускуль и Б. Игиш отмечено повышенное содержание никеля (56, 63 и 74 мг/кг соответственно).

## ГЛАВА 6. МЕХАНИЗМЫ САМООЧИЩЕНИЯ ОЗЕР ОТ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ

В настоящее время радионуклиды, способные при определенных условиях (например: аварии на ядерных предприятиях) оказывать воздействие на биосистемы и население, проживающее на радиоактивно-загрязненных территориях, рассматриваются в качестве фактора риска целого ряда соматических и генетических эффектов. Особую биологическую опасность представляют искусственные радионуклиды – аналоги химических элементов, незаменимых в метаболизме организмов, как, например,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{140}\text{Ba} - \text{Ca}$ ,  $^{137}\text{Cs} - \text{K}$ . Физико-химическое состояние радионуклидов определяет их миграционные свойства и биологическую доступность [148; 104; 118; 6; 50; 49; 59; 58; 151].

Уральские аварии, имевшие место в 1950 – 1960-е годы, привели к обширному загрязнению окружающей среды радиоактивными отходами ПО «Маяк». [97; 170; 119; 44; 165]. Взрыв емкости с радиоактивными отходами, произошедший на ПО «Маяк» в 1957 г., по данным Центральной заводской лаборатории и Института прикладной геофизики АН СССР обусловил загрязнение территории площадью более 20 тыс. км<sup>2</sup> с плотностью загрязнения, превышающей 3,7 ГБк/км<sup>2</sup> (0,1 Ки/км<sup>2</sup>) по  $^{90}\text{Sr}$  [99; 182; 1].

Осаждение радиоактивной смеси из облака, перемещавшегося под действием ветра в северо-восточном направлении от места взрыва, привело к образованию Восточно-Уральского радиоактивного следа. Силами ЦЗЛ ПО «Маяк» и ИПГ АН СССР было выполнено определение фактического радионуклидного состава выпавшей радиоактивной смеси. Все радионуклиды были  $\beta$ -,  $\gamma$ -излучателями, кроме  $^{90}\text{Sr}$ , обладающего  $\beta$ -излучением и  $^{239}\text{Pu}$  -  $\alpha$ -излучением [75;45].

По мере распада короткоживущих радионуклидов возрастала роль  $^{90}\text{Sr}$  как основного дозообразующего радионуклида. Это позволяет рассматривать  $^{90}\text{Sr}$  как критический радионуклид в данной аварии, и именно с учетом этой

особенности состава выпавшей смеси строилось большинство защитных мероприятий [170].

Другой радиационный инцидент произошел весной 1967 г.; вследствие крайне засушливых условий, когда обнажилась береговая полоса хранилища жидких радиоактивных отходов (оз. Карачай), сильными порывистыми ветрами было разнесено на прилегающую территорию около 22,2 ТБк (600 Ки) радиоактивных веществ [170; 119; 44]. Это загрязнение территории вокруг ПО «Маяк» наложилось на часть территории ВУРСа. Дополнительному облучению подверглись около 40 тыс. человек [193; 20; 156]. Основными дозообразующими радионуклидами, выпавшими на Карачаевском следе, также являлись долгоживущие  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Вследствие аварии 1957 года и инцидента 1967 года загрязнению подверглись обширные территории, на которых располагается достаточно большое число водных источников. В отличие от рек, которые являются открытыми системами и транзитной средой для радионуклидов, озера представляют собой полузакрытые пресноводные экосистемы замедленного водообмена, поэтому способны накапливать радионуклиды и играть роль радиоэкологических маркеров радиоактивно загрязненных территорий.

Основные процессы первоначального распределения радионуклидов в непроточных водоемах: осаждение с частицами взвесей и выпадающих солей, ионообменная и молекулярная адсорбция донными отложениями (при определенной десорбции), поглощение водными организмами и отложение на дне неживого вещества биогенного происхождения. Совокупность этих процессов характеризует скорость самоочищения воды, которая до установления динамического равновесия в распределении радионуклидов по компонентам озер была достаточно велика. Дальнейшее распределение почти полностью зависело от взаимодействия воды с донными отложениями (в основном сапропелевые илы и торфянистые отложения), обладающими высокой адсорбционной и ионообменной способностью, и от эвтрофности

озера [129]. Однако естественные процессы самоочищения воды, при которых перенос радионуклида из воды в донные отложения является основным, не приводят к полной очистке воды от радионуклида [170].

Важно отметить, что радиоактивность пресноводных экосистем (озер) определяется не только первоначальным осаждением радиоактивных выпадений на акватории, но и последующим жидким и твердым стоком радионуклидов в водоемы с площади водосбора. Эти процессы были особенно значимы для начального периода существования ВУРСа (до конца 1958 г.). Исследования, выполненные в течение 1958 г., показали снижение концентрации радионуклидов в воде поверхностных водоемов ВУРСа с течением времени. Это объясняется радиоактивным распадом короткоживущих радионуклидов, присутствующих в смеси выброса, закреплением радиоактивного вещества на местности и достижением динамического равновесного состояния в распределении радионуклидов между водой и донными отложениями, в которые за счет химической трансформации и сорбции перешло более 90% радионуклидов. Поэтому все дальнейшее поведение радионуклидов в пресноводных экосистемах определялось процессами взаимодействия воды с донными отложениями и, в первую очередь, степенью подвижности радионуклидов в системе вода – донные отложения [44].

Анализ литературных источников показал, что, хотя некоторые озера замедленного водообмена являются наиболее изученными на территории ВУРСа (например, оз. Урускуль), систематическое исследование этих водоемов проводилось лишь до 1986 г. и было возобновлено только в 1998 году. На водоемах Куяныш и Травяное проводились лишь эпизодические измерения в период до 1970 года. Для обоснования возврата гидробиоценозов территории ВУРСа в хозяйственный оборот было необходимо комплексное исследование радиоэкологической ситуации озерных экосистем в отдаленные сроки после аварии 1957 года.

Основные закономерности поведения таких долгоживущих техногенных радионуклидов как  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пресноводных экосистемах замедленного водообмена до настоящего времени изучены недостаточно хорошо. Эта проблема представляет несомненный интерес и требует всестороннего исследования с применением единого методологического подхода [151] прежде всего потому, что суммарное количество радиоактивных материалов на земном шаре, включенных в круговорот вещества, постоянно возрастает. В связи с этим исследование миграции и распределения радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пресноводных водоемах приобретает все большую актуальность.

Как отмечалось выше, на территории ВУРСа находится большое количество непроточных и слабопроточных водоемов, имеющих большое народнохозяйственное значение [85]. Поэтому для возврата озерных экосистем в хозяйственный оборот необходим их комплексный экологический анализ, поскольку гидробиоценозы являются своеобразными накопителями загрязняющих веществ, поступающих с обширных площадей водосбора.

Изучение радиоэкологической ситуации в озерных экосистемах (Урускуль, Б. Игиш, М. Игиш, Травяное, Шаблиш и Куяныш) проводилось через 44 – 52 года после аварии 1957 года. Исследованные озера имеют общее происхождение, индивидуальные особенности строения котловин, различаются морфометрическими параметрами и условиями формирования гидрохимического состава стока с водосборов [8; 122]. Все эти характеристики в совокупности определяют специфику обменных процессов основных компонентов и степень миграционной активности радионуклидов в пресноводных экосистемах замедленного водообмена. В качестве озер сравнения, или фоновых, озер нами были исследованы водоемы Б. Боляш и Мисяш, расположенные вне зоны радиоактивного выноса, находящиеся в одной лимнологической провинции с исследованными озерами.

Данные, описывающие снижение во времени удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль [142; 139; 145; 157], были аппроксимированы суммой

трех экспонент. Согласно результатам проведенного исследования, скорость очищения воды оз. Урускуль существенно замедлилась в отдаленный период времени после загрязнения. Выведение  $^{90}\text{Sr}$  из воды в эти сроки происходит со скоростью не более 5% в год, что связано с насыщением радионуклидом верхних слоев донных отложений, частичной десорбцией и установлением нового равновесия между водой и грунтами. Кривые спада удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде озер Б. Игиш, Травяное и Куяныш в зависимости от времени, прошедшего после аварии, описываются двумя экспонентами.

Анализ динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде изученных озер позволяет выделить два временных периода в процессе их самоочищения. В первоначальный момент времени после аварии происходило резкое снижение удельной активности за счет процессов сорбции радионуклида и осаждения крупнодисперсных частиц. Этот период был довольно коротким и составлял от нескольких дней до месяца. Затем снижение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде происходило в основном за счет более прочного закрепления радионуклида в донных отложениях и вертикальной миграции вглубь по профилю [139; 52; 157]. В первые 3 – 5 лет после загрязнения снижение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде за счет различных процессов, включая радиоактивный распад радионуклида, происходило с периодом полуочищения, составляющим 0,3 – 0,9 лет ( $\lambda=0,8 - 2,0 \text{ год}^{-1}$ ). В отдаленный период времени наблюдается более медленное самоочищение воды водоемов в основном за счет дальнейшей миграции вглубь донных отложений, установления динамического равновесия между водной массой и илами, продолжающегося радиоактивного распада  $^{90}\text{Sr}$  [52], изменения соотношений между подвижными и малоподвижными формами, частичной десорбции радионуклида. В целом период полуочищения воды в отдаленные сроки за счет этих процессов составил 12 – 17 лет ( $\lambda=0,04 - 0,06 \text{ год}^{-1}$ ). При этом установлено, что на процессы самоочищения влияют, в частности, водность года, общая минерализация, распреснение водоемов (по сравнению с периодом 1956 – 1970 гг., в последние годы наблюдается общее

распределение изученных водоемов, как следствие водных 1999 – 2006 гг.), физико-химические свойства донных отложений. Если современная динамика очищения воды сохранится, то в последующие 50 лет следует ожидать лишь трехкратного снижения удельной активности воды оз. Урускуль, а в других непроточных водоемах ВУРСа – от 10 до 30 раз.

По всей вероятности, процессы осаждения, сорбции и фиксации радионуклидов донными отложениями являются определяющими при самоочищении озер. Сопоставление кратности очищения воды для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  свидетельствует о более медленном самоочищении водоемов от  $^{90}\text{Sr}$ . Нами определено, что самая низкая степень очищения (20) наблюдается в оз. Шаблиш, самые высокие (588 и 833) – в озерах М. Игиш и Травяное соответственно. По  $^{137}\text{Cs}$  низкие значения кратности очищения (7 и 18) характерны для водоемов Шаблиш и Куяныш, максимальная (1 330) – для оз. Травяное. Также установлено, что высокая кратность очищения свойственна озерам сильной степени эвтрофности, какими являются озера М. Игиш и Травяное. Однако следует отметить, что данные величины в некоторой степени условны, так как в оценке кратности очищения может играть роль неопределенность исходных уровней загрязнения озер радионуклидами.

Соотношение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде уменьшается вдоль по ВУРСу в направлении к водоемам дальней зоны. Такое изменение обусловлено обогащением выпавшей смеси  $^{137}\text{Cs}$  с расстоянием от источника аварии [51; 100; 101; 171; 47], ветровым переносом радионуклида с оз. Карачай в 1967 г. [193; 94], физико-химическими свойствами радионуклидов, а также особенностями самоочищения исследованных озер ВУРСа. Предположение об обогащении выпавшей смеси  $^{137}\text{Cs}$  с увеличением расстояния от места взрыва было проверено путем оценивания современных суммарных запасов радионуклидов в воде и донных отложениях изученных водоемов ВУРСа. В период проведения исследований (2001 – 2005 гг.) максимальные запасы  $^{90}\text{Sr}$  наблюдались в оз. Урускуль,  $^{137}\text{Cs}$  – в оз. Шаблиш. Наименьшие запасы данных радионуклидов выявлены в оз. М. Игиш.

По загрязнению тяжелыми металлами водной массы исследованные водоемы можно считать фоновыми с устойчивым гидрохимическим режимом озерной экосистемы.

С течением времени, а именно через 4 – 6 лет после аварии 1957 г., для процесса миграции  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях непроточных водоемов было характерно следующее: 95% радионуклида сосредоточилось в слое 0 – 10 см. За 40 лет после аварии  $^{90}\text{Sr}$  из верхних слоев переместился в более глубокие слои грунта. При этом удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0 – 5 см за этот период уменьшилась в 5 – 6 раз. В целом самоочищение воды непроточных и проточных водоемов обусловлено физическим распадом, сорбцией и миграцией радионуклида в нижние слои донного грунта [145].

Проведенные исследования по распределению радионуклидов в верхнем 30-сантиметровом слое донных отложений оз. Урускуль позволили выделить горизонт аварии 1957 г., находящийся на глубине 12 – 14 см, что согласуется с литературными данными [157] и совпадает с положением аналогичного пика содержания радионуклидов на большинстве изученных водоемов. Данное озеро имеет высокий уровень радиоактивного загрязнения. Современные значения запасов радионуклидов в донных отложениях озера для слоя 0 – 30 см по  $^{90}\text{Sr}$  составляют 4 274 ГБк (115,5 Ки), для  $^{137}\text{Cs}$  – 128 ГБк (3,46 Ки).

В донных отложениях оз. Урускуль содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем 30-сантиметровом слое отражает общее почти для всех озер (кроме Б. Игиша и Травяного) распределение веществ, попавших в озеро при техногенном воздействии: в верхнем 10-сантиметровом слое содержится до 70%  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , ниже слоя 17 см концентрация радионуклидов составляет менее 1%. Незначительное содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных слоях донных отложений (на примере илов оз. Б. Игиш) может быть связано с большой степенью обводненности и наличием крупнозернистых иловых агрегатов. Исследованные донные отложения, как показали результаты рентгено-

фазового анализа, содержат минералы кальцит, кварц, которые обладают низкой сорбционной способностью.

По вертикальному распределению  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях водоемы можно условно разделить на следующие группы: в первой группе (Б. Игиш и Травяное) около 40% радионуклидов сосредоточено в верхнем 0 – 10 см слое илов, тогда как в озерах на периферии ВУРСа (вторая группа) в этом слое (0-10 см) находится 60 – 90% от суммарного содержания в исследованной колонке. Предполагается, что на характер распределения радионуклидов в илах повлияло внесение значительного количества органического вещества (навоза) в озера Травяное и Б. Игиш в ранний поставарийный период. Это внесение обусловило пролонгацию загрязнения воды, отразившуюся на активности данного слоя донных отложений. По всей видимости, органическое вещество вызвало перестройку всей озерной экосистемы и смену физико-химической обстановки. Резко изменившийся трофический статус способствовал интенсификации осадконакопления, а также связыванию  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в илах в малоподвижной форме. Это обусловило активизацию процессов самоочищения, что привело к значительному накоплению радионуклидов около горизонта аварии (14 – 15 см). Постепенный возврат озерной экосистемы к первоначальному трофическому состоянию обусловил уменьшение интенсивности самоочищения и захоронение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях. Так, например, средняя величина суммарной плотности загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  (с 2003 по 2005 гг.) в слое 0 – 20 см составила  $60\,770 \pm 23\,951$  Бк/м<sup>2</sup> ( $1,64 \pm 0,6$  Ки/км<sup>2</sup>), что указывает на загрязненность илов оз. Б. Игиш.

В ультрапресном озере, каким является М. Игиш, процессы поглощения  $^{90}\text{Sr}$  высшей водной растительностью выражены в большей степени, чем в рядом расположенном солоноватом Б. Игише, что приводит к накоплению данного радионуклида в верхних слоях донных отложений после сезонного отмирания биоты. Кроме того, специфика донных отложений оз. Б. Игиш (высокое содержание органического вещества, «оторфованность») создает

условия для миграционной активности  $^{90}\text{Sr}$ , что также объясняет более низкие значения КН по сравнению с оз. М. Игиш в слое 0-15 см и более высокие – в слое 15 – 30 см. Значения КН  $^{137}\text{Cs}$  в слое донных отложений 0 – 15 см больше для оз. М. Игиш, чем для оз. Б. Игиш, что, вероятно, также связано со спецификой строения илов данного озера. Вниз по профилю донных отложений (слой 15 – 30 см) значения КН  $^{137}\text{Cs}$  уменьшаются почти на порядок для оз. М. Игиш и остаются практически на том же уровне для оз. Б. Игиш, что свидетельствует о разной миграционной активности данного радионуклида в исследованных озерах.

Для грунтов озер Шаблиш и Куяныш отмечена повышенная миграционная способность  $^{137}\text{Cs}$ . Изменение соотношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  к горизонту 14 – 15 см обусловлено повышенным содержанием  $^{90}\text{Sr}$  в верхних слоях (3,6 и 3,1 для слоя 0 – 2 см в озерах Шаблиш и Куяныш соответственно), а  $^{137}\text{Cs}$  – в нижних слоях (0,6 и 0,7 для слоя 14 – 16 см в озерах Шаблиш и Куяныш соответственно). Для данных озер повышенная миграционная способность  $^{137}\text{Cs}$  по вертикали озерных осадков зависит, по-видимому, от его преимущественной связи с минеральной матрицей донных отложений [167].

Особенности вертикальной миграции радионуклидов в донных отложениях озер могут быть обусловлены различием их форм нахождения, первоначальным уровнем загрязнения, составом воды и, как было отмечено, сорбционной способностью осадков, выстилающих дно водоема.

Установлено, что основная часть  $^{90}\text{Sr}$  в илах оз. Урускуль связана с гидроксидами железа и марганца, а также органической частью грунтов. Малая доля  $^{90}\text{Sr}$  содержится в обменной форме и в виде нерастворимого остатка. Формы нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях иные, чем у  $^{90}\text{Sr}$ : основная часть связана с нерастворимым остатком, хотя доля  $^{137}\text{Cs}$  в подвижных формах возрастает по глубине колонки илов. Это может свидетельствовать о том, что миграция  $^{137}\text{Cs}$  происходит не только за счет обменных форм. Количественные характеристики миграции различных форм

радионуклидов в достаточной степени условны, так как в процессе движения по профилю происходит как фиксация, т.е. переход в необменную форму, так и, наоборот, переход необменной формы в подвижное состояние.

Исследование форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях двух рядом расположенных озер Б. Игиш и М. Игиш показало, что значительная часть данного радионуклида в илах оз. Б. Игиш связана с гидроксидами железа, марганца и органической фракцией грунтов, в то время как основная часть  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях оз. М. Игиш находится в обменной форме. Преобладающая обменная форма  $^{90}\text{Sr}$  особенно активно мигрирует к поверхностным слоям грунтов данного озера (вероятно, под влиянием биоты).  $^{137}\text{Cs}$  связан с нерастворимой фракцией, поэтому его миграция мала в донных отложениях двух исследованных озер.

Таким образом, формы нахождения и вертикальное распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в илах рядом расположенных озер Б. Игиш и М. Игиш зависят как от состава воды (солончатое и ультрапресное соответственно), так и от структуры грунтов. Различия в вертикальном распределении радионуклидов не столь значительные, как их содержание в обменной форме исследованных грунтов. Вероятнее всего,  $^{90}\text{Sr}$ , связанный с гидроксидами железа и марганца, а также частично с органическим веществом илов, является мобильным, но имеет различные скорости миграции.

Механизм миграции  $^{137}\text{Cs}$  довольно сложно объяснить, так как по результатам исследования форм нахождения радионуклид практически полностью находится в фиксированной форме. Результаты химического фракционирования не позволяют говорить о прямой зависимости скорости вертикальной миграции радионуклида от содержания доступных форм. Известно, что в миграции  $^{137}\text{Cs}$  значимым фактором вертикального распределения является перемещение (проскок) мелкодисперсных и коллоидных частиц с адсорбированным на них  $^{137}\text{Cs}$  (или внедренным в кристаллическую решетку) вглубь донных отложений. Кроме данного

фактора, в процессе миграции  $^{137}\text{Cs}$  важное значение могут иметь оксиды и гидроксиды металлов, а также фракции органического вещества грунтов.

В озерах периферийной зоны ВУРСа (Куяныш, Травяное и Шаблиш) значительная доля  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях связана с оксидами, гидроксидами марганца, железа и с органической частью илов, в то время как в обменной и карбонатной формах концентрация данного радионуклида невелика. Такое распределение по фракциям обуславливает довольно низкую миграционную способность  $^{90}\text{Sr}$ .

Поскольку «поведение»  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме в значительной мере зависит от содержания в среде их неизотопных макроносителей – соответственно кальция и калия, было важно оценить, в каких соотношениях эти элементы переходят из водной среды в грунт. Для количественной оценки степени смещения накопления радионуклида относительно его стабильного макроаналога рассчитывался коэффициент дискриминации [60]. Значения коэффициента дискриминации  $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$  ( $K_d \text{ Ca}/^{90}\text{Sr}$ ) в донных отложениях исследованных озер (глубина до 30 см): для оз. Урускуль составили 0,42; Б. Игиш – 0,95; М. Игиш – 5,5; Куяныш – 9,6. Анализируя данные величины, можно отметить, что в некоторых грунтах (торфяной грунт и сапропели) коэффициент дискриминации для пары  $\text{Ca}/^{90}\text{Sr}$  составляет величину меньше единицы. Следовательно, в этих условиях  $^{90}\text{Sr}$  переходит из водной среды в грунт в относительно большем количестве по сравнению с кальцием. В остальных грунтах коэффициент дискриминации больше единицы, что свидетельствует о более медленном переходе  $^{90}\text{Sr}$  из водной среды относительно кальция.

Таким образом, особенности вертикальной миграции радионуклидов в донных отложениях озер обусловлены различием их форм нахождения, первоначальным уровнем загрязнения, составом воды и сорбционной способностью осадков, выстилающих дно водоема.

Исследование позволило отметить равномерное распределение значений содержания тяжелых металлов по колонке грунтов, что позволяет исключить

антропогенное влияние на илы. Концентрация таких биофильных металлов как Fe и Mn значительна в верхних слоях донных отложений, так как они включены в круговорот веществ и энергии озерной экосистемы.

На основе обобщения многочисленных литературных данных сложилось общее представление об особенностях аккумуляции в почвах долгоживущих радионуклидов и включении их в пищевые цепочки в системе: радиоактивные выпадения – почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные – человек [5; 124; 108; 59; 141; 92]. Выявлена зависимость поведения радионуклидов в почвах от целого ряда физико-химических свойств и экологических факторов: почвенная биота, формы нахождения радионуклидов, кислотность, влажность, Eh, pH почвенных растворов и т.д. [5; 108; 123; 158; 94]. В целом для большинства типов почв  $^{90}\text{Sr}$  обладает большей подвижностью, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Влияние физико-химических особенностей почв на характер распределения радионуклидов проявляется отчетливее при сравнении их содержания в отдельных горизонтах. Как правило, независимо от типа почв большее количество радионуклидов задерживается в верхней части профиля (0 – 10 см), постепенно уменьшаясь по глубине [84; 12; 123]. Однако в пределах этого слоя заметнее проявляется зависимость распределения радионуклидов от особенностей почв. В почвах с хорошо выраженной подстилкой и дерниной наблюдается более резкое увеличение содержания радионуклидов в верхней части почвенного профиля. При этом их основное количество сосредоточено в тонкой гумусированной прослойке, расположенной между свежей лесной подстилкой  $A_0$  и подзолистым горизонтом  $A_2$  (сильноподзолистая суглинистая и дерново-подзолистая оглеенная песчаная почвы).

Как было отмечено выше, почвенный покров исследованных водосборных территорий озер ВУРСа характеризуется пестротой и комплексностью, однако преобладают серые лесные почвы разных подтипов. Различия в характере аккумуляции и миграции радионуклидов на современном этапе развития озерных экосистем этой территории зависят не

только от элементов ландшафта, в которых формируется почва (элювиальных или супераквальных), но и от их физико-химических свойств, а также от степени антропогенного воздействия (разной степени освоенности почвенного покрова).

В начальный период времени после аварии (через 5 лет) 92% от суммарного запаса  $^{90}\text{Sr}$  было сосредоточено в слое 0 – 3 см почвы. Через 40 лет до 50% радионуклида от первоначально выпавшего количества вынесено за пределы верхнего почвенного слоя 0 – 5 см [145].

По результатам нашего исследования выявлена следующая закономерность: в почвах ближней зоны максимальное содержание  $^{90}\text{Sr}$  приходится на слой 0 – 10 см, в то время как для почв дальней зоны данный радионуклид мигрирует вглубь по профилю и концентрируется в слое 0 – 20 см. Это связано с фракционированием продуктов выброса, наличием большего числа мелкодисперсных частиц и, вследствие этого, большей миграционной способностью радионуклидов в почвах дальней зоны ВУРСа.

Выявленные условия формирования режима увлажнения (чередование промывного и выпотного) характерны для супераквальных ландшафтных позиций водосборных территорий [24]. Режим увлажнения и изменение количества органического вещества в гумусированных горизонтах (вследствие выпаса скота) создали условия для возникновения своеобразного режима миграции и аккумуляции радионуклидов.

Как было отмечено, миграция радионуклидов в почве зависит от физико-химических форм нахождения. В распределении радионуклидов по составляющим фиксированных форм проявляются свойства радионуклидов. В настоящее время практически весь  $^{137}\text{Cs}$  находится в почве в фиксированном состоянии, при этом более 70% необратимо связано с минеральной частью почвы и около 20% – с полуторными оксидами. Скорость перераспределения форм  $^{90}\text{Sr}$  в почвенной системе уменьшилась, и практически можно говорить о некотором динамическом равновесии форм состояния радионуклида [170].  $^{90}\text{Sr}$  более равномерно распределен между

почвенными составляющими: с минеральной частью связано более 30%, с органической частью – 30% и более 35% – с аморфной кремниевой кислотой [82].

Сравнение результатов аналогичных исследований различных авторов [82; 81; 145] показало значительный разброс (23–88%) в значениях содержания обменных форм  $^{90}\text{Sr}$  в почвах ВУРСа. При этом отмечается, что содержание различных форм  $^{90}\text{Sr}$  в одной и той же пробе в зависимости от времени года колеблется в значительных пределах, носит сезонный характер и зависит от увлажнения почв. В почвах, отличающихся промывным, а также избыточным режимом увлажнения, с увеличением периода загрязнения отчетливо наблюдается тенденция к уменьшению содержания обменных форм, и во всех почвах – увеличение фиксированных форм [81].

Рассмотренные нами формы нахождения данных радионуклидов в почвах супераквальных ландшафтных позиций водосборов озер Б. Игиш и М. Игиш, а также оз. Урускуль характеризуются тем, что в них более 50%  $^{90}\text{Sr}$  находится в водорастворимой и обменной формах, за счет которых и осуществляется миграция  $^{90}\text{Sr}$  по профилю почв.  $^{137}\text{Cs}$  концентрируется преимущественно в нерастворимой фракции, либо в составе органической формы. Его миграция обусловлена, вероятнее всего, движением тонкодисперсных и коллоидных частиц.

Начиная с первых радиохимических исследований состава выпавшей смеси, при обследовании территорий предполагалось, что радионуклидный состав выпадений неизменен на всей территории Следа [128]. Начальное количество радионуклидов, поступивших в озера, определялось интегральным значением выпадений на акваторию во время прохождения радиоактивного облака. Величина исходного отношения  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  у Ф.Я. Ровинского [128] составила примерно 30 по всей радиоактивно-загрязненной территории. Данное значение вызывает сомнение, так как по мере прохождения радиоактивного облака по местности происходит фракционирование радионуклидов, а именно: аэрозоли обогащаются более

летучим  $^{137}\text{Cs}$ . Это подтверждается современными расчетами соотношения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ : величины  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для водосборных почв исследованных озерных экосистем ближней и центральной зон составляют 10 – 20, а для периферийной части Следа – 1 – 2.

Радиоэкологическая роль гидробионтов различных трофических уровней состоит в том, что, с одной стороны, депонирование и перевод радионуклидов биотой из растворимого состояния в нерастворимое приводит к очистке воды, а с другой – накопление радионуклидов в гидробионтах, особенно в рыбах, служит источником их поступления к человеку. В связи с этим высшие водные растения и представители ихтиофауны являются важным звеном при осуществлении радиоэкологического мониторинга.

Многообразие форм водной растительности находит отражение в различной способности видов гидробионтов аккумулировать радионуклиды, попадающие в водоем [149; 186; 196; 62; 30; 28; 37]. Как показывают натурные наблюдения и экспериментальные данные [149; 62; 28; 151], среди водорослей и водных растений наибольшей способностью накапливать в тканях радиоактивные вещества обладают преимущественно погруженные формы, имеющие тонкую структуру и относительно большую поверхность. В этом отношении обращают на себя внимание, например, так называемые нитчатые водоросли (род *Cladofora*), рдесты (род *Potamogeton*), элодея (род *Elodea*) в отличие от таких, как осока (род *Carex*), роголистник (род *Ceratophyllum*), не говоря уже о плавающих (кувшинка (род *Nymphaea*)) и тем более надводных (камыш (род *Scirpus*), рогоз (род *Typha*)) и некоторые другие.

В работе Ю.И. Мельникова [89] приведены средние значения содержания  $^{90}\text{Sr}$  в водорослях различных озер Восточно-Уральского радиоактивного следа в первые годы после аварии, которые составили в Урускуле – 1,85 МБк/кг, Б. Игише – 78 кБк/кг и Шаблише – 41 кБк/кг. Коэффициенты накопления (отношение содержания радионуклидов в водной

растительности к содержанию в воде, КН) составляли 500, 640 и 3140 соответственно [170].

В исследованиях Л.В. Анненковой, проведенных в 1961 – 1963 гг., оценены коэффициенты накопления радионуклидов водной растительностью в 12 озерах ВУРСа. Отмечено, что КН у одного и того же вида растения в различных озерах изменяется в значительных пределах. Средние значения КН активности для различных видов водной растительности на 1962 г. составляли: для тростника –  $660 \pm 130$ , камыша –  $570 \pm 130$ , рогоза –  $420 \pm 90$ , телореза –  $1300 \pm 350$ . Наименьшие коэффициенты накопления (80 – 150) наблюдаются у представителей водной растительности озер Бердяниш и Урускуль.

Кроме зависимости коэффициентов накопления от химической природы радионуклидов и видовой принадлежности растений [149], были исследованы многочисленные факторы, влияющие на уровни накопления радионуклидов растениями. Наиболее детально изучены такие физико-химические факторы, как концентрация в воде изотопных и неизотопных носителей, физико-химическое состояние радионуклидов в растворе, рН среды [23; 22; 61; 162; 163]. Особенно резкие различия физико-химических и биологических характеристик присущи водоемам озерного типа [53; 57]. Поэтому в природных условиях коэффициенты накопления радионуклидов у пресноводных организмов в отличие от морских колеблются в довольно широких пределах [194; 159; 172; 46].

Тем не менее, можно отметить, что в литературе недостаточно информации для полной оценки роли гидробионтов, например: как гидрофлора определяет миграцию радионуклидов, какие референтные виды макрофитов характерны для уральских озерных экосистем и т.д. Литературные данные ограничены, противоречивы и преимущественно касаются острого и промежуточного периодов после аварии 1957 года.

Анализ содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в макрофитах, отобранных нами в 2002 – 2005 гг., позволил выявить некоторую видовую специфику накопления

радионуклидов. Ожидаемое преобладание в растениях  $^{90}\text{Sr}$  над  $^{137}\text{Cs}$ , связанное как с изотопным составом взрыва 1957 г., так и с особенностями накопления радионуклидов, отмечено для всех исследованных видов в озерных экосистемах ВУРСа. Высокие значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  были установлены у представителей видов рдест блестящий и телорез обыкновенный. Для оз. М. Игиш накопителем  $^{90}\text{Sr}$  является водокрас лягушачий, второе место по уровню накопления этого радионуклида занимает телорез обыкновенный. В оз. Куяныш преимущественный концентратор  $^{90}\text{Sr}$  – элодея канадская, второе место также занимает телорез обыкновенный. Для оз. Шаблиш накопитель  $^{90}\text{Sr}$  – элодея канадская, на втором месте – рдест блестящий. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в высшей водной растительности контрольного оз. Мисяш на порядок меньше, чем в исследованных водоемах. Накопителями  $^{137}\text{Cs}$  являются водокрас лягушачий, уруть мутовчатая, элодея канадская, горец земноводный, рдест плавающий, роголистник погруженный и телорез обыкновенный.

Несмотря на низкое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде исследованных озер, значения КН  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  макрофитами – величины одного порядка, за исключением рдеста блестящего. По всей вероятности, это связано с принадлежностью изученных высших водных растений к калийфильным видам, а также с преимущественным концентрированием аналога калия – цезия, вследствие избирательного минерального питания [75].

Коэффициент накопления радионуклидов макрофитами является величиной одного порядка как для радиоактивно загрязненных озер, так и для контрольного («радиационно чистого») водоема Мисяш и, по-видимому, не зависит от содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде [22; 89; 90; 163]. Можно предположить, что для одного набора видов высших водных растений на разных водоемах величины КН радионуклидов будут принимать близкие значения. Выделяются из общего ряда значения КН только для оз. М. Игиш. Максимальные величины КН  $^{90}\text{Sr}$  характерны для рдеста блестящего, телореза обыкновенного, элодеи канадской, рдеста нитчатого, водокраса

лягушачего. Для  $^{137}\text{Cs}$  наибольшими величинами КН обладают водокрас лягушачий, горец земноводный, уруть мутовчатая, элодея канадская.

Соотношение и содержание радионуклидов в высших водных растениях исследованных водоемов в значительной степени определяются характером радиоактивного загрязнения водных объектов и прилегающих территорий, а также особенностями гидрохимического режима водоемов, влияющего на формы нахождения радионуклидов и, следовательно, на степень их доступности для гидробионтов: известно, что при концентрациях элементов – аналогов ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), превышающих  $10^{-4}$  –  $10^{-5}$  моль/л, накопление  $^{90}\text{Sr}$  находится в обратной зависимости от содержания неизотопных носителей в воде [60]. Поэтому, наряду с содержанием радионуклидов, необходимо учитывать и общую минерализацию водоема. Например, для тростника обыкновенного значения КН  $^{90}\text{Sr}$  значительно отличаются для оз. М. Игиш (ультрапресный водоем) по сравнению с оз. Урускуль (соленое озеро).

При анализе данных по запасам  $^{90}\text{Sr}$  в воде, донных отложениях и количеству радионуклида, которое удерживается высшей водной растительностью в вегетационный период, нами установлено, что для озер высокой степени эвтрофности, как оз. Травяное, в макрофитах содержание  $^{90}\text{Sr}$  значительно по сравнению с водоемами Урускуль и Б. Игиш. При этом, концентрация данного радионуклида в воде оз. Травяное мала в отличие от других исследованных пресноводных экосистем замедленного водообмена. Расчетные запасы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в грунтах и макрофитах оз. М. Игиш одинаковы: М. Игиш – ультрапресный водоем.

Из общего запаса радионуклидов в донных отложениях представителями погруженных растений поглощается лишь незначительная их часть ( $\text{КП} < 1$ ). Исключение составляют телорез обыкновенный и рдесты, для которых отмечены максимальные значения КП  $^{90}\text{Sr}$  (1,7 и 1,9 соответственно). Поглощение  $^{90}\text{Sr}$  макрофитами из донных отложений протекает активнее (среднее для исследованных озер значение КП  $^{90}\text{Sr} = 0,8$ ), чем  $^{137}\text{Cs}$  (среднее значение КП  $^{137}\text{Cs} = 0,07$ ), что объясняется более прочной фиксацией  $^{137}\text{Cs}$  в

грунте по сравнению со  $^{90}\text{Sr}$ . Максимальные значения КП  $^{90}\text{Sr}$  из донных отложений в ткани растений отмечены для ультрапресного оз. М. Игиш, КП  $^{137}\text{Cs}$  – для контрольного оз. Мисяш.

По данным Н.Г. Мешалкиной (1966), поступление  $^{90}\text{Sr}$  в организм рыбы, обитающей в загрязненном водоеме ВУРСа (на примере озер Урускуль, Тыгиш, Червяное, Большой Сунгуль), определяется в основном содержанием этого радионуклида в воде. Динамика концентрации радионуклидов в рыбе и ее отдельных органах для озер территории ВУРСа отражает не только динамику концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде, но и биологические особенности рыб, влияющие на источники поступления радионуклидов в организм с пищей, а также трофность озер, гидрохимические и гидроморфологические особенности водоемов, среди которых солевой состав и концентрация водородных ионов в воде влияют, в первую очередь, на поглощение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  телом рыбы непосредственно из воды. Изучение распределения  $^{90}\text{Sr}$  в организме рыбы, обитающей в озерах ВУРСа, показало, что основная доля радионуклида приходится на костные ткани (кость, чешуя), в меньшей степени (1 – 10%) – на мышцы и внутренние органы.

Нами установлено, что удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в карасе серебряном изученных озер гораздо выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Наблюдается снижение содержания радионуклидов в тушке с увеличением расстояния от источника взрыва. При анализе расчетных значений коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для карася серебряного, установлено, что КН  $^{90}\text{Sr}$  является видоспецифичной величиной и мало зависит от колебаний содержания радионуклида в воде водоема. На содержание радионуклида в рыбе преимущественное влияние оказывают, по-видимому, гидрохимические особенности водоема. Так, озера, характеризующиеся сходными значениями минерализации (Б. Игиш и Куяныш), обладают близкими значениями КН  $^{90}\text{Sr}$  гидробионтами. На оз. М. Игиш, относящемся к ультрапресным водоемам, интенсифицируются процессы поглощения элементов-аналогов кальция, в том числе  $^{90}\text{Sr}$ .

По радиозэкологическим оценкам [17; 79; 200; 11; 10], водоемы с малой минерализацией вод и низким содержанием в них кальция характеризуются невысокой устойчивостью к загрязнению  $^{90}\text{Sr}$ . При анализе обратной зависимости коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тушке карася серебряного от содержания в воде элементов – макроаналогов радионуклидов определено, что коэффициент корреляции Спирмена для пары  $^{90}\text{Sr} - \text{Ca}^{2+}$  равен - 0,5; а для пары  $^{137}\text{Cs} - \text{K}^{+}$  составляет - 0,6,  $p < 0,05$ ). При загрязнении слабо минерализованных (например, М. Игиш) водоемов  $^{90}\text{Sr}$  санитарные ограничения на использование населением рыбы начинают действовать раньше, чем ограничительные нормы на питьевое водоснабжение [11; 174].

Экспоненциальные зависимости удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде от времени, прошедшего с момента аварии, явились основой для прогностического расчета запасов радионуклида в воде до 2017 г. [151]. Сопоставляя современные уровни удельной активности водной массы исследованных озер с уровнем вмешательства (НРБ-99), можно отметить, что вода озер М. Игиш, Куяныш, Травяное и Шаблиш не требует очистки от радионуклидов и поэтому может быть использована для хозяйственных целей.

В результате исследований, проведенных в отдаленные сроки после аварии, установлено, что радиозэкологическое состояние озер ВУРСа характеризуется различной степенью вовлеченности радионуклидов в экосистемный круговорот вещества и энергии. Каждый компонент экосистемы имеет свои особенности аккумуляции и миграции радионуклидов и микроэлементов. Так, значительное влияние на водную массу озер имеют почвы супераквальных позиций ландшафта, которые в большей степени, чем элювиальные ландшафтные элементы, влияют на загрязненность воды. Водная масса, являясь наиболее изменчивым компонентом экосистемы, в отдаленный поставарийный период характеризует степень загрязнения при длительных мониторинговых исследованиях. Избирательность живых

организмов и видоспецифичность накопления радионуклидов биотой при изучении биоиндикации радиоактивного загрязнения требуют детальных исследований как биоразнообразия, так и воздействия абиотических компонентов. Наиболее консервативным из абиотических компонентов озерной экосистемы являются донные отложения, депонирующие все вещественные остатки круговорота вещества и энергии в озерной экосистеме. Однако и они испытывают существенное влияние особенностей водосборной территории, воды и биоты. Поэтому для получения представления об интегральной радиоэкологической ситуации в гидробиоценозах необходимо комплексное исследование взаимосвязей основных компонентов экосистемы, поскольку даже при низком уровне загрязнения водной массы концентрация радионуклидов, а также формы их нахождения в других компонентах (донных отложениях, почв водосборных территорий и т.д.) могут представлять опасность для человека.

Таким образом, результаты проведенных исследований позволяют научно обосновать мероприятия по обеспечению радиационной безопасности населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях, реабилитации и возврату в хозяйственный оборот загрязненных пресноводных экосистем замедленного водообмена.

**БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК**

1. Авраменко М.И. Авария 1957 г. Оценка параметров взрыва и анализ характеристик радиоактивного загрязнения территории / М.И. Авраменко, А.Н. Аверин, Б.Г. Лобойко, В.П. Филин, Ю.В. Глаголенко, Е.Г. Дрожко, Э.С. Котов, Ю.Г. Мокров, Г.Н. Романов // Вопр. радиац. безопасности. – 1997. - № 3. – С.18-28.
2. Айвазян С.А. Прикладная статистика. Исследование зависимостей / Айвазян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. – М.: Финансы и статистика, 1985. – 386 с.
3. Алекин О.А. Руководство по химическому анализу вод суши / О.А. Алекин. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 230 с.
4. Алексаньян О.М. Миграция основных осколочных радионуклидов в экосистеме Азовского моря // О.М. Алексаньян, Н.С. Чернова // Сборник докладов I Всесоюзной конференции по радиоэкологии животных. – М., 1977. – С.32–33.
5. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений / Р.М. Алексахин. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 123 с.
6. Алексахин Р.М. Состояние и задачи лесной радиоэкологии / Р.М. Алексахин, Ф.А. Тихомиров, Н.В. Куликов // Экология. – 1970. - №1. – С.27–38.
7. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера / Р.М. Алексахин. – М.: Энергоиздат, 1982. – 216 с.
8. Андреева М.А. Озера Среднего и Южного Урала / М.А. Андреева. - Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 1973. – 270 с.
9. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. – 487 с.
10. Бакунов Н.А. Оценка выноса  $^{90}\text{Sr}$  из почвенного покрова с речным стоком / Н.А. Бакунов // Водные ресурсы. – 1999. – Т.26, №2. – С.198–201.
11. Бакунов Н.А. Экологическая обусловленность повышенного накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пище жителей Севера / Н.А. Бакунов, В.Ф. Дричко, О.И.

- Панасенкова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. - №5. –С.757–762.
12. Батурин В.А. К вопросу о вертикальной миграции стронция-90 в почве / В.А. Батурин, Е.И. Белова, А.Я. Коготков, Л.И. Пантелеев // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С.114.
  13. Бахур А.Е. Стронций-90 в почвах: радиохимические и инструментальные методы определения / А.Е. Бахур, Л.И. Мануйлова, Д.М. Зуев, Т.М. Иванова, Т.П. Трухина // АНРИ. – 2003. – №1 (32). – С.20-28.
  14. Белова Н.В. Состояние воспроизводительной системы рыб из озера Кожановское (Брянская область), загрязненного радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Н.В. Белова, Н.Г. Емельянова, А.П. Макеева, И.Н. Рябов // Вопр. ихтиологии. – 2001. – Т. 41, №3. – С.358–367.
  15. Богословский Б.Б. Основы гидрологии суши / Б.Б. Богословский. – Минск: БГУ им. В.И. Ленина, 1974. – 214 с.
  16. Браялоковская В.Л. О влиянии донных отложений на изменение качества воды водоемов / В.Л. Браялоковская, А.Н. Попов // Круговорот вещества и энергии в водоемах (морфология, литодинамика и седиментация). – Лиственничное-на-Байкале, 1977. – С.115–117.
  17. Буянов Н.И. Извлечение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  гидробионтами различных трофических уровней пресноводных слабоминерализованных водоемов / Н.И. Буянов, М.И. Лаптев, Н.М. Осколкова // Взаимодействие между водой и живым веществом. – М., 1979. – Т.1. – С.245-252.
  18. Васильева О.Ю. Влияние бактериального фактора на переход тяжелых металлов из донных отложений в воду / О.Ю. Васильева, В.И. Манихин // Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния: материалы 27 Всесоюз. гидрохим. совещ. – Л., 1979. – Ч.1. – С.17.

19. Волкова Е.Н. Радиоактивное загрязнение водоемов Украинского полесья и формы нахождения радионуклидов в некоторых компонентах водных экосистем / Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, З.О. Широкая, В.Г. Кленус, А.Е. Каглян, М.И. Кузьменко, Т.П. Притыка, В.А. Карапиш // Гидробиол. журн. – 2000. – Т.36, №4. – С.50–65.
20. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона / В.Н. Чуканов, П.В. Волобуев, Е.Г. Дрожко, Б.А. Коробицын, Г.Н. Романов, Л.Г. Стоббе, А.В. Трапезников, В.А. Ячменев, В.И. Кирюшкин. – Екатеринбург, 1993. – 66 с.
21. Геологическое строение Урала [Карты]. - 1:1000 000. – М., 1966. – 1 к.
22. Гилева Э.А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями / Э.А. Гилева // Проблемы радиационной биогеоценологии: тр. Ин-та биологии УФ АН СССР. - Свердловск, 1965. - С.5-31.
23. Гилева Э.А. О накоплении химических элементов пресноводными водорослями / Э.А. Гилева // Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. - М.; Л., 1964. – С.17–20.
24. Глазовская М.А. Общее почвоведение и география почв / М.А. Глазовская. – М.: Высш. шк., 1981. – 400 с.
25. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1998 г.» / гос. центр экол. программ. – 2-е изд. - М., 2000. - 498 с.
26. Грайнер И. Фиксация и мобилизация радионуклидов цезия в пресноводных озерах / И. Грайнер // Геохимия. – 1993. – №10. – С.1505–1509.
27. Граковский В.Г. Оценка загрязнения почв Челябинской области тяжелыми металлами и мышьяком // В.Г. Граковский, А.С. Фрид, С.Е. Сорокин, П.А. Тимохин // Почвоведение. – 1997. – № 1. – С.88-95.

28. Гудков Д.И. Радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в макрофитах Красненской поймы: видоспецифичность концентрирования и распределение в компонентах фитоценоза / Д.И. Гудков, Л.Н. Зуб, В.В. Деревец, М.И. Кузьменко, А.Б. Назаров, А.Е. Каглян, А.Л. Савицкий // Радиационная биология. Радиационная экология. - 2002. - Т.42, №4. - С.419-428.
29. Гудков Д.И. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Д.И. Гудков, В.В. Деревец, Л.Н. Зуб, А.Е. Каглян, С.И. Киреев, В.Г. Кленус, М.И. Кузьменко, А.В. Кулачинский, В.П. Машина, А.Б. Назаров, А.Л. Савицкий // Радиационная биология. Радиационная экология. - 2005. - Т.45, №3. - С.271-280.
30. Гудков Д.И.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Д.И. Гудков, В.В. Деревец, М.И. Кузьменко, А.Б. Назаров // Радиационная биология. Радиационная экология. - 2001. - Т.41, №2. - С.232-238.
31. Давыдов Л.К. Общая гидрология / Л.К. Давыдов, А.А. Дмитриева, Н.Г. Конкина. - Л.: Гидрометеиздат, 1973. - 462 с.
32. Давыдов Ю.П. К вопросу о состоянии радионуклидов Cs, Sr, Se в водных системах Беларуси / Ю.П. Давыдов, Н.И. Воронин, И.Г. Торопов // Радиационная химия. - 1997. - Т.38, вып.2. - С.191-192.
33. Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской субарктики (природоохранные аспекты проблемы): автореферат дис. ... д-ра геогр. наук / Даувальтер В.А. - М., 1999. - 52 с.
34. Дерягин В.В. Озерные геосистемы восточного склона Южного Урала в условиях техногенного воздействия: автореферат дис. ... канд. геогр. наук / В.В. Дерягин. - Пермь, 1999. - 23 с.
35. Дубына Д.В. Макрофиты - индикаторы изменений природной среды / Д.В. Дубына, С.М. Стойко, К.М. Сытник [и др.] - Киев: Наук. думка, 1993. - 430 с.

36. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения «Маяк», организованной по решению Президиума Академии наук, № 1140-501 // Радиобиология. – 1991. – Т. 31, вып.3. – С.436-452.
37. Зарубин О.Л. Радионуклиды в компонентах экосистемы Каневского водохранилища / О.Л. Зарубин, Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, З.О. Широкая // Гидробиол. журн. – 2003. – Т.39, №1. – С.39–50.
38. Захаров В.М. Асимметрия животных / В.М. Захаров. – М.: Наука, 1987. – 215 с.
39. Захаров В.М. Здоровье среды: методика оценки / В.М. Захаров, А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, И.Г. Кряжева, Е.К. Чистякова, А.Т. Чубинишвили. – М.: Центр экол. политики России, 2000. – 68 с.
40. Захаров С.Г. Пространственное распределение радионуклидов аварии 1957 г. в компонентах озерных геосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Захаров, В.В. Дерягин, С.Г. Левина // Геоэкология и природопользование: тр. 12 съезда Рус. геогр. о-ва. – СПб., 2005. - Т.4. - С.193-197.
41. Захаров С.Г. Современное радиоэкологическое состояние озер Большой и Малый Игиш / С.Г. Захаров, В.В. Дерягин, С.Г. Левина // Проблемы географии Урала и сопредельных территорий: материалы регион. науч.-практ. конф. (6-8 апр. 2004). – Челябинск, 2004. - С.77-81.
42. Иванова И.Ю. Высшая водная растительность Киевского и Каховского водохранилищ после аварии на ЧАЭС / И.Ю. Иванова, З.О. Широкая, И.В. Паньков // Гидробиол. журн. – 1997. – Т.33, № 1. – С.97–112.
43. Израэль Ю.А. Антропогенная экология океана / Ю.А. Израэль, А.В.Цыбань. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 327 с.
44. Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массивного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958–1984 гг.): отчет по теме «Мираж» / сост. Л.А.

- Милакина, П.М. Стукалов. - Озерск: Ред.-изд. центр ВРБ, 2005. - 132 с. - (Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности»: из архивов ПО «Маяк»; т.3, №4.).
45. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / под ред. Бурназяна А.И. - М.: Энергоатомиздат, 1990. - 144 с.
46. Калниня З.К. Некоторые радиоэкологические процессы накопления стронция-90 планктоном, макрофитами и грунтами в озерах различной трофности: автореф. дис. ... канд. биол. наук / Калниня З.К. – Рига; Днепропетровск, 1970. – 22 с.
47. Караваева Е.Н. Техногенные радионуклиды в почвенно-растительном покрове природных экосистем: автореф. дис. ... д-ра биол. наук / Е.Н. Караваева. – Пермь, 2002. – 48 с.
48. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов / В.М. Катанская. - Л.: Наука, 1981. – 185 с.
49. Ключковский В.М. Закономерности почвенного и аэрального поступления радиоактивного стронция в сельскохозяйственные растения / В.М. Ключковский, Е.А. Федоров, Н.П. Архипов и др. // Почвоведение. – 1973. - №5. – С.38-47.
50. Ключковский В. М. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония / В.М. Ключковский, И.В. Гулякин // Почвоведение. – 1958. - № 3. – С.1-16.
51. Коготков А.Я. Поведение радионуклидов в почвах Среднего Зауралья: дис. ... д-ра биол.наук / А.Я. Коготков. – Челябинск, 1968. – 522 с.
52. Коготков А.Я. Результаты многолетних наблюдений за содержанием и распределением радиоизотопов в различных компонентах водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: реф. отчета 1967 г. / А.Я. Коготков, В.Г. Осипов // Вопр. радиац. безопасности. – 2002. - Вып.3. – С.44-60.

53. Константинов А.С. Общая гидробиология / А.С. Константинов. - М.: Высш. шк., 1967. – 431 с.
54. Костюченко В.А. Радиационно-экологические последствия аварий на Южном Урале: дис. ... д-ра биол. наук / В.А. Костюченко. – Челябинск, 2005. – 220 с.
55. Крышев И.И. Об эффекте трофических уровней в накоплении  $^{137}\text{Cs}$  рыбами пруда-охладителя Чернобыльской АЭС / И.И. Крышев, И.Н. Рябов // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии ЧАЭС. – М., 1990. – С.117.
56. Кузин А.М. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей / А.М. Кузин, А.А. Передельский // Охрана природы и заповедное дело в СССР. – 1956. – Бюл. 1. – С.65–78.
57. Кузнецов С.И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность / С.И. Кузнецов. – Л.: Наука, 1970. – 440 с.
58. Кузьменко М. И. Радиоэкологические исследования водоемов Украинской ССР / М.И. Кузьменко // Гидробиол. журн. – 1990. – Т.26, №3. – С.86–99.
59. Куликов Н.В. Континентальная радиоэкология: почвенные и пресноводные экосистемы / Н.В. Куликов, И.В. Молчанова. - М.: Наука, 1975. – 185 с.
60. Куликов Н.В. Накопление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  некоторыми компонентами пресноводного озера / Н.В. Куликов, М.Я. Чеботина, В.Ф. Боченин // Экология. – 1977. – №1. – С.46–54.
61. Куликов Н.В. О накоплении цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в природных водах / Н.В. Куликов, С.А. Любимова, Д.Г. Флейшман // Докл. АН СССР. – 1968. – Т.178, №6. – С.25-34.
62. Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных биосистем / Н.В. Куликов, М.Я. Чеботина. - Свердловск: ИЭРИЖ, 1988. – 129 с.

63. Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных растений и животных / Н.В. Куликов // Современные проблемы радиобиологии. – М., 1971. – Т.2: Радиобиология. – С.395–421.
64. Ландшафтный фактор в формировании гидрологии озер Южного Урала / под ред. Г.В. Назарова. – Л.: Наука, 1978. – 248 с.
65. Левина С.Г. Гидрохимические особенности распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Левина, И.Я. Попова, С.Г. Захаров, В.Н. Удачин, Д.З. Шибкова, А.В. Трапезников, В.В. Дерягин, В.Н. Трапезникова // Рос. хим. журн. ( Журн. рос. хим. о-ва им. Д.И. Менделеева). - 2004. - Т.XLVIII, №2. - С.94–98.
66. Левина С.Г. Радиоэкологические и гидрохимические аспекты поведения искусственных радионуклидов в водных экосистемах на примере озер Восточно-Уральского радиоактивного следа (озера Урускуль, Б. Игиш, Б. Сунгуль) / С.Г. Левина, И.Я. Попова, С.Г. Захаров, В.Н. Удачин, В.В. Дерягин // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2005 б. - Вып. 6. - С.375–392.
67. Левина С.Г. Современное радиационное состояние экосистемы озера Большой Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Левина, И.Я. Попова, С.Г. Захаров, В.В. Дерягин, Д.З. Шибкова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005 а. - Т.45, № 1. - С.96-99.
68. Левина С.Г. Современное радиоэкологическое состояние озера Малый Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Левина, Д.З. Шибкова, В.В. Дерягин, С.Г. Захаров, И.Я. Попова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006 б. – Т.46, №1. – С.111–116.
69. Левина С.Г. Состояние компонентов биоты озер Восточно-Уральского радиоактивного следа (на примере озер М. Игиш, Б. Игиш и Куяныш) / С.Г. Левина, Д.З. Шибкова, З.П. Земерова, В.В. Дерягин, И.Я. Попова //

- Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. - Екатеринбург, 2006 в. – Вып.8 – С.309-323.
70. Левина С.Г.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях некоторых водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: видоспецифичность концентрирования / Левина С.Г., Земерова З.П., Шибкова Д.З., Дерягин В.В., Попова И.Я. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006 а. – Т.46, №5. – С.575–582.
71. Линник П.Н. Влияние режима эксплуатации на качество воды днепровских водохранилищ и устьевой области Днепра / П.Н. Линник, Л.А. Журавлева, В.Н. Самойленко, Ю.Б. Набиванец // Гидробиол. журн. – 1993. – Т.29, №1. – С.86-98.
72. Линник П.Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – Т.35, №2. – С.97–107.
73. Линник П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 265 с.
74. Лопотко М.З. Озера и сапропель / М.З. Лопотко. – Минск: Наука и техника, 1978. - 88 с.
75. Лярский П.П. Санитарные последствия загрязнения территории долгоживущими продуктами деления и организация на ней санитарно-профилактических мероприятий: дис. ... д-ра мед. наук / П.П. Лярский. – М., 1962. – 928 с.
76. Майстренко В.Н. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов / В.Н. Майстренко, Р.З. Хамитов, Г.К. Будников. – М.: Химия, 1996. – 319 с.
77. Малиновская А.С. Аккумуляция радиоактивных веществ в организмах естественного гидробиоценоза / А.С. Малиновская, Б.И. Брагин, С.А. Матмуратов, В.И. Нилов, В.А. Тэн, Т.С. Струге // Сборник докладов 1 Всесоюзной конференции по радиоэкологии животных. – М., 1977. – С.50–52.

78. Мамилов Н.Ш. Оценка состояния ихтиофауны в зоне воздействия Семипалатинского испытательного полигона / Н.Ш. Мамилов, И.В. Митрофанов, С.А. Матмуратов // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения: материалы 2 Междунар. конф. Ин-т радиац. безопасности и экологии НЯЦ РК, 6-8 сентября 2005 г. – Курчатова, 2005. - Т.2. – С.80-84.
79. Марей А.Н. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / А.Н. Марей, Р.М. Бархударов, В.А. Книжников и др. - М.: Атомиздат, 1980. – 186 с.
80. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами / А.Н. Марей. - М.: Атомиздат, 1976. - 224 с.
81. Мартюшов В.В. Динамика состояния и миграции стронция-90 в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа / В.В. Мартюшов, Д.А. Спирин, Г.Н. Романов, В.В. Базылев, В.З. Мартюшов // Вопр. радиац. безопасности. – 1996. - № 3. – С.28-38.
82. Мартюшов В.В. Состояние радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа / В.В. Мартюшов, Д.А. Спирин, В.В. Базылев, Т.А. Федорова, В.З. Мартюшов, Л.А. Панова // Экология. – 1995. - №2. – С.110-113.
83. Мартюшов В.В. Формы нахождения стронция-90 и цезия-137 и взаимосвязь стронция-90 с макро- и микроэлементами в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа / В.В. Мартюшов, В.В. Базылев, В.З. Мартюшов, Т.А. Григорьева, Л.И. Першина // Вопр. радиац. безопасности. – 2002. – №3. – С.12–19
84. Махонько К.П. Прогностический расчет вертикальных профилей концентрации радиоизотопов в почвах / К.П. Махонько // Глобальное загрязнение внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов: тр. ин-та приклад. геофизики. – М., 1967. – Вып.8. – С.70.
85. Медико-биологические эффекты хронического радиационного воздействия. Т.2 / под ред. А.В. Аклеева. – Челябинск, 2005.– 408 с.

- 86 Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах объектов внешней среды. Свидетельство № Ч 147/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. – 2002.
- 87 Методика выполнения измерений удельной активности цезия-137 и стронция-90 в природных и сточных водах. Свидетельство № Ч 151/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. – 2002.
- 88 Методика определения обменной и подвижной формы Cs-134, Cs-137, Sr-90 и Pu-239 в почве / МЗ СССР, ФИБ-4. – Челябинск, 1989. - 5 с.
- 89 Мешалкина Н.Г. Радиоэкологическая характеристика открытых непроточных водоемов, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения: дис. ... канд. биол. наук / Н.Г. Мешалкина. - М., 1966. – 163 с.
- 90 Милишников А.Н. Дифференциальный вклад компонентов гидроценоза в морфологическую изменчивость гиногенетических популяций серебряного карася (*Carassius auratus gibelio* Bloch.) при действии хронического облучения / А.Н. Милишников // Экотоксикология и охрана природы: сб. науч. тр. – М., 1988. – С.213–222.
- 91 Мина М.В. Микроэволюция рыб / М.В. Мина. – М.: Наука, 1986. – 207 с.
- 92 Моисеев И.Т. Изучение поведения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов / И.Т. Моисеев, Г.И. Агапкина, Л.А. Рерих // Агрохимия. – 1994. – № 2. – С.103-118.
- 93 Молчанова И.В. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская. – Екатеринбург: Урал. отд-ние РАН, 2006. – 89 с.

- 94 Молчанова И.В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Екатеринбург: Урал. отд-ние РАН, 2001. – 159 с.
- 95 МУ 2.6.1. 715-98. Методические указания. Проведение радиационно-гигиенического обследования жилых и общественных зданий. – М., 1998.
- 96 МУК 2.6.1. 016-99. Методические указания. Контроль загрязнения радиоактивными радионуклидами поверхностей рабочих помещений, оборудования, транспортных средств и других объектов. – М., 1999.
- 97 Мясоедов Б.Ф. Комплексные геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия ПО «Маяк»: методология, объекты и методы исследования / Б.Ф. Мясоедов, А.П. Новиков, Ф.И. Павлоцкая // Радиохимия. – Т.40, № 5. – 1998. – С.447-452.
- 98 Никаноров А.М. Гидрохимия / А.М. Никаноров. - М.: Наука, 1989. – 351 с.
- 99 Никипелов Б.В. Кыштымская авария крупным планом: взрыв на Южном Урале / Б.В. Никипелов, Е.Г. Дрожко // Природа. – 1990. - № 5. – С.48-49.
100. Никипелов Б.В. Об аварии на Южном Урале 29 сентября 1957 г. / Б.В. Никипелов, Г.Н. Романов, Л.Н. Булдаков и др. // Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в обл. атом. энергии. – М., 1990 а. – С.39-48.
101. Никипелов Б.В. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 году и ликвидация ее последствий / Б.В. Никипелов, Е.И. Микерин, Г.Н. Романов, Д.А. Спирин, Ю.Б. Холина, Л.А. Булдаков // Proc. of an International Symposium on Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. IAEA. – Vienna, 1990 б. – P.373-403.
102. Никольский Г.В. Частная ихтиология / Г.В. Никольский. – М.: Высш. шк., 1971. – 471 с.
103. Новиков А.П. Содержание и распределение радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоемов ПО «Маяк» /

- А.П. Новиков, Ф.И. Павлоцкая, Т.А. Горяченкова и др. // Радиохимия. - 1998. - Т.40, № 5. - С.453–461.
104. Одум Е.П. Изучение окружающей среды в связи с проблемой удаления отходов энергетического реактора / Е.П. Одум // Мирное использование атомной энергии: материалы Междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии, Женева, 8-20 авг. 1955 г. – М., 1958. – Т.13. – С.424–427.
105. Орлов Д.С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Д.С. Орлов, Л.К. Садовникова, И.Н. Лозановская. – М.: Высш. шк., 2002. – 334 с.
106. О содержании радиоактивных веществ в озерах и в водных организмах на территории ВУРСа: отчет о НИР. Инв. №237 / сост. Л.В. Анненкова. – Челябинск: ОНИС ПО «Маяк», 1964. - 58 с.
107. Павлоцкая Ф.И. Искусственные радионуклиды в промышленных водоемах ПО «Маяк» / Ф.И. Павлоцкая, Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, Е.В. Кузовкина, В.В. Емельянов, А.П. Новиков, Б.Ф. Мясоедов // Геохимия. – 2001. – № 11. – С.1220–1229.
108. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
109. Павлоцкая Ф.И. О связи стронция-90 с различными фракциями органического вещества почв / Ф.И. Павлоцкая, Г.Н. Арнаутов, М.И. Блохина; Гос. ком. по использованию атомной энергии СССР. – М., 1973. – 18 с.
110. Павлоцкая Ф.И. Относительная подвижность, состояние и формы нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах / Ф.И. Павлоцкая; Гос. ком. по использованию атомной энергии СССР. – М., 1973. – 38 с.
111. Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоемов ПО «Маяк» /

- Ф.И. Павлоцкая, А.П. Новиков, Т.А. Горяченкова [и др.] // Радиохимия. - 1998. - Т.40, № 5. - С.462-467.
112. Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения техногенного плутония в аэрозолях, горячих частицах и почвах / Ф.И. Павлоцкая, Т.А. Горяченкова, Б.Ф. Мясоедов // Радиохимия. - 1997. - Т.39, № 5. - С.464–470.
113. Павлютин А.П. Высшая водная растительность в озере, загрязненном радионуклидами: состав, распределение, запасы и накопление цезия-137 / А.П. Павлютин, В.А. Бабицкий // Гидробиол. журн. – 1996. – Т.32, №4. – С.79–86.
114. Павлютин А.П. Зависимость накопления  $^{137}\text{Cs}$  пресноводными растениями и детритом от общего содержания в них минеральных элементов / А.П. Павлютин // Гидробиол. журн. – 1999. – Т.35, №1. – С.83–87.
115. Папченков В.Г. О классификации макрофитов водоемов и водной растительности / В.Г. Папченков // Экология. – 1985. – № 6. – С.8–13.
116. Петрова И.А. Зольность макрофитов разнотипных озер Южного Урала /И.А. Петрова // Гидробиол. журн. – 1986. – Т.22, №3. – С.45–50.
117. Поликарпов Г.Г. Действие ядерных и неядерных загрязнителей на морские экосистемы / Г.Г. Поликарпов // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Заречный, 2000. - Вып.3. – С.16-25.
118. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов / Г.Г. Поликарпов. – М.: Атомиздат, 1964. – 295 с.
119. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / под ред. С.К. Шойгу. – М.: Комтехпринт, 2002. – 287 с.
120. Почвенная карта Челябинской области 1985 г. [Карты]. - 1:300 000. – Омск: ГУГК СССР, 1990. – 1 к.
121. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб / Правдин И.Ф. - М.: Наука, 1966. –169 с.

122. Природа Челябинской области / под ред. М.А. Андреевой. – Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2000. - 269 с.
123. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / В.М. Прохоров; под ред. Р.М. Алексахина. – М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.
124. Рассел Р. Поведение радионуклидов в почве / Р. Рассел // Радиоактивность и пища человека. – М., 1971. – С.84–100.
125. Ресурсы поверхностных вод СССР. Урал и Приуралье. Т.11. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. - 848 с.
126. Решетников Ю.С. Оценка благополучия рыбной части водного сообщества по результатам морфологического анализа рыб / Ю.С. Решетников, О.А. Попова, Н.А. Кашулин, А.А. Лукин, П.А. Амундсен, Ф. Сталдвик // Успехи соврем. биологии. – 1999. – Т.119, №2. – С.165–177.
127. Ровинский Ф.Я. Миграция стронция-90 в непроточных водоемах / Ф.Я. Ровинский // Радиохимия. – 1967. – Т.IX, вып.1. – С.80-84.
128. Ровинский Ф.Я. Поведение  $^{90}\text{Sr}$  и некоторых других долгоживущих продуктов деления в некоторых водоемах: дис. ... канд. хим. наук / Ф.Я. Ровинский - М., 1964. – 162 с.
129. Романов Г.Н. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде / Г.Н. Романов, Д.А. Спирин, Р.М. Алексахин // Природа. - 1990. - № 5. – С.53-58.
130. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. - Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 220 с.
131. Румянцева А.Я. Климат Челябинской области / А.Я. Румянцева. – Челябинск: ЧГПИ, 1988. – 83 с.
132. Рябов И.Н. Радиационно-экологический мониторинг рыб водоемов Брянской области / И.Н. Рябов, Н.И. Полякова, Л.А. Пельгунова // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: тез. докл. Междунар. конф.

- (Сыктывкар, Респ. Коми, Россия, 28 февр.–3 марта 2006 г.). – Сыктывкар, 2006. – С.27-29.
133. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС / И.Н. Рябов. – М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2004. – 215 с.
134. Савваитова К.А. Аномалии в строении рыб как показатель состояния природной среды / К.А. Савваитова, Ю.В. Чеботарева, М.Ю. Пичугин, С.В. Максимов // Вопр. ихтиологии. – 1995. – Т.35, №2. – С.182–188.
135. Савич В.И. Агрономическая оценка окислительно-восстановительного состояния почв / В.И. Савич, И.С. Кауричев, Л.Л. Шишов, Ю.Н. Никольский, Е.А. Романчик // Почвоведение. – 2004. - № 6. – С.702-712.
136. Саксен Р. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в южной части оз. Пяиянне / Р. Саксен, Т. Яаккола, А. Рантаваара // Радиохимия. – Т.38, №4. – 1996. – С.365–370.
137. Самоочищение непроточного водоема от долгоживущих радионуклидов при одноразовом загрязнении: отчет о НИР. Инв. №1459 / сост. Н.Г. Сафронова, А.М. Скрябин; фил. №4 ин-та биофизики МЗ СССР. – Челябинск, 1983. – 32 с.
138. Санитарные правила и нормы СП. 2.6.1.758-99. СанПиН 2.1.4.559-96. – М.: Минздрав России, 1999. – 115 с.
139. Сафронова Н.Г. О самоочищении непроточных водоемов от долгоживущих радионуклидов / Н.Г. Сафронова, М.И.Воробьева // Атомная промышленность, окружающая среда и здоровье человека. – М., 1988. – С.198–204.
140. Сборник рекомендуемых методик контроля за выбросом и сбросом радионуклидов от объектов хранения и захоронения радиоактивных отходов: утв. Гос. ком. Рос. Федерации по охране окружающей среды. – М.: ВНИИФТРИ, 1997. - 39 с.

141. Сельскохозяйственная радиозэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др. - М.: Экология, 1991. – 400 с.
142. Скрыбин А.М. Математическое моделирование миграции радионуклидов в непроточном водоеме и прогнозирование дозовых нагрузок на гидробионты / А.М. Скрыбин, Н.Г. Сафронова, И.Е. Константинов, О.Г. Скотникова, С.В. Фесенко; фил. №4 ин-та биофизики МЗ СССР. – Челябинск, 1983. – 99 с.
143. Смагин А.И. Исследование динамики удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде и рыбе озер Иртяш и Бердяниш / А.И. Смагин, А.Г. Бажин, Е.В. Витомскова, И.Г. Петер // Региональная научно-практическая конференция ВУРС-45: тр. и материалы. - Озерск, 2002. – С.188–196.
144. Смагин А.И. Уровни радиоактивного загрязнения водоемов в зоне влияния ПО «Маяк» / А.И. Смагин, Т.А. Антонова, А.Д. Денисов, С.Н. Демин // Вопр. радиац. безопасности. – 2000. - №1. – С.24–30.
145. Современные основы для реабилитации и изменения статуса части территории ВУРСа: отчет о НИР / УНПЦ РМ; Инв. № 208. – Челябинск, 1999. – 92 с.
146. Страхов Н.М. Избранные труды. Осадкообразование в современных водоемах / Н.М. Страхов. - М.: Наука, 1993. – 396 с.
147. Тимофеев-Ресовский Н.В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии: докл. д-ра биол. наук / Н.В. Тимофеев–Ресовский. – Свердловск: Ин-т биологии УФ АН СССР, 1962. – 53 с.
148. Тимофеев-Ресовский Н.В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии / Н.В. Тимофеев-Ресовский // Ботан. журн. – 1957. – Т.42, № 2. – С.161–194.
149. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресных водоемов / Е.А. Тимофеева-Ресовская // Труды института экологии растений и животных. – Свердловск, 1963. - Вып.30. - С.3–76.

150. Трапезников А.В. Радионуклиды в экосистеме озера Тыгиш на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа / А.В. Трапезников, П.И. Юшков, В.Н. Николкин, В.Н. Трапезникова, М.Я. Чеботина, А.А. Екидин // Экология. – 2003. - №3. – С.184–193.
151. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем / Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. - Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. – 390 с.
152. Трапезников А.В. Распределение радионуклидов по основным компонентам озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в пределах Свердловской области / А.В. Трапезников, П.И. Юшков, В.Н. Николкин и др. // Проблемы радиоэкологии. – 2000. - Вып.3 – С.54-94.
153. Трапезников А.В. Распределение радионуклидов по основным компонентам оз. Червяное на территории ВУРСа / А.В. Трапезников, П.И. Юшков, В.Н. Николкин, В.Н. Трапезникова, М.Я. Чеботина, В.П. Гусева // Экология. – 2007. - №1. – С.30–36.
154. Удачин В.Н. Накопление рудных концентраций халькофильных и сидерофильных элементов в донных отложениях озер под влиянием антропогенного фактора / В.Н. Удачин, В.В. Дерягин, Г.Ф. Лонцакова // Металлогения древних и современных океанов - 99. Рудоносность гидротермальных систем. – Миасс, 2002. - С.228
155. Урбах В.Ю. Математическая статистика для биологов и медиков. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 323 с.
156. Уткин В.И. Радиоактивные беды Урала / В.И. Уткин, М.Я. Чеботина, А.В. Евстигнеев, А.А. Екидин, Е.Н. Рыбаков, А.В. Трапезников, В.А. Щапов, А.К. Юрков. – Екатеринбург: Урал. отд-ние РАН, 2000. – 94 с.
157. Фесенко С.В. Моделирование долгосрочной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в непроточном пресноводном водоеме / С.В. Фесенко, О.Г. Скотникова,

- А.М. Скрябин, Н.Г. Сафронова, И.А. Гонтаренко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т.44, № 4. – С.466–472.
158. Фирсова В.П. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа / В.П. Фирсова, И.В. Молчанова, П.В.Мещеряков, Т.С. Павлова, Е.Н. Караваева, Е.В. Прокопович, В.В. Тощев. – Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1996. – 140 с.
159. Флейшман Д.Г.  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{54}\text{Mn}$  в гидробионтах некоторых озер Камчатки / Д.Г. Флейшман // Журн. эволюц. биохимии и физиологии. – 1968. – Т.4, №1. – С.84-88.
160. Хатчинсон Д.Э. Лимнология / Д.Э. Хатчинсон. – М.: Прогресс, 1969. – 591 с.
161. Чеботарева Ю.В. Морфологическая изменчивость, флуктуирующая асимметрия и частота микроядер в эритроцитах периферической крови у серебряного карася *Carassius auratus gibelio* из пруда-отстойника бытовых стоков / Ю.В. Чеботарева, Ю.Г. Изюмов / Вопр. ихтиологии. – 2001. – Т.41, №2. – С.283–285.
162. Чеботина М.Я. Зависимость сорбции радионуклидов пресноводными растениями от pH среды / М.Я. Чеботина, С.А. Любимова // Гидробиол. журн. – 1981. – Т.17, вып.5. – С.101–105.
163. Чеботина М.Я. Экологические аспекты изучения миграции радионуклидов в континентальных водоемах / М.Я. Чеботина, Н.В. Куликов // Экология. – 1998. - № 4. - С.282–290.
164. Чеботина М.Я.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях пресноводного озера / М.Я. Чеботина, В.Ф. Боченин // Гидробиол. журн. – 1981. – Т.17, вып.6. – С.82–85.
165. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий / под ред. А.В. Аклеева. – Челябинск: Юж-Урал. кн. изд-во, 2006. – 344 с.
166. Черняева Л.Е. Гидрохимия озер (Урал и Приуралье) / Черняева Л.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 335 с.

167. Чувелева Э.А. Изучение прочности связывания изотопов цезия и стронция в илах радиоактивно загрязненных водоемов / Э.А. Чувелева, Л.А. Фирсова, В.В. Милютин и др. // Радиохимия. – 1966. - Т.38, вып.6. – С.554–557.
168. Щербов Б.Л. Сравнительная характеристика современного радиоактивного загрязнения территорий Западной Сибири, прилегающих к Семипалатинскому и Новоземельскому полигонам (на примере Алтая и Пур-Тазовского междуречья) / Б.Л. Щербов, В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова, Л.П. Осипова, Ф.В. Сухоруков, А.С. Степин // Сиб. экол. журн. – 2000. – №1. – С.51–60.
169. Щербов Б.Л. Тяжелые металлы и техногенный радионуклид Cs-137 в донных отложениях Телецкого озера / Б.Л. Щербов, Н.В. Андросова, Л.Д. Иванова, Ю.И. Маликов, В.Д. Страховенко // Геология и геофизика. – 1997. – Т.38, №9. – С.1497–1507.
170. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО «Маяк» / под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. - М.: ГУП Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ, 2001. – 294 с.
171. Aarkrog A. Sources of antropogenic radionuclides in the southern Urals / A. Aarkrog, H. Dahlgaard, M. Frissel, L. Foulqueie, N.V. Kulikov, I.V. Molchanova, C. Myttenare, S.P. Nielsen, G.G. Polikarpov // J. Environ. Radioactivity. – 1992. – Vol.15. – P.69-80.
172. Agnedal P.O. Calcium and strontium in Swedish waters and fish and accumulation of <sup>90</sup>Sr / P.O. Agnedal // Radioecological Concentrtation Processes. – London, 1967. – P.56-61.
173. Assessing the impact of deep sea disposal of low level radioactive waste on living marine resources // Technical Reports Series. – Vienna, IAEA. - 1988. – No.288. – P.23-36.

174. Bakunov N.A. Sr-90 and Cs-137 in Food Inhabitans of the Subarctic / N.A. Bakunov, V.F. Dritcko, V.M. Makeyev // The fourth Int. Conf. on Environ. Radioact. in the Arctic. – Edinburg, Scotland, 1999. – Vol.1. – P.305.
175. Balon E.K. About processes which cause the evolution of quilds and species / E.K. Balon // Env. Biol. – 1981. – Vol.6. – P.129–138.
176. Benes P. // IV International symposium de radioecology de Cadarache. – 1988. – Vol.1. – P.60-67.
177. Blaylock B.G. Radionuclide data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota / B.G. Blaylock // Nuclear Safety. – 1982. – Vol.23, №4. – P.427-438.
178. Chipman W.A. Ionizing radiation. – In “Marine ecology, a comprehensive integrated treatise on life in oceans and coastal waters” / W.A. Chipman. – London; N.Y.; Sydney; Toronto, 1972. – Vol.1. – P.3.–98.
179. Christensen G.C. Radioactive contamination in the environment of the nuclear enterprise «Mayak» PA. Results from the joint Russian - Norwegian field work in 1994 / G.C. Christensen, G.N. Romanov, P. Strand, B. Salbu, S.V. Malyshev, T.D. Bergan, D. Oughton, E.G. Drozhko, Y.V. Gladolenko, I. Amundsen, A.L. Rudjord, T.O. Bjerk, B. Lind // The Science of the Total Environment. - 1997. – №202. – P.237-248.
180. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems: Technical Reports series N 172, International Atomic Energy Agency. – Vienna, 1976. – 131 p.
181. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards // Technical Reports Series. – Vienna, 1992. – No.322. – P.112-130.
182. Effects of radiation on the environment: Sources and Effects off Ionizing Radiation. UNSCEAR 1996 Report to General Assambly, with Scientific Annex. – N.Y., 1996. – 86 p.

183. Evans D.W. Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments / D.W. Evans, J.J. Alberts, R.A. Clark III // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1983. – Vol.47. – P.1041–1049.
184. Facchinelli A. The influence of clay mineralogy on the mobility of radiocesium in upland soil of NW Italy / A. Facchinelli, L. Gallini, E. Barberis, M. Magnoni, A.S. Hursthouse // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2001. – Vol.56. – P.299–307.
185. International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication. *Annals of the ICRP*. – Oxford: Pergamon Press, 2003. – 5 p.
186. Kalnina Z. Strontium-90 concentration factors of lake plancton, macrophytes and substrates / Z. Kalnina, G. Policarpov // *Science*. – 1969. - Vol.164, № 3887. – P.1517-1519.
187. Koulikov A.O. Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect / A.O. Koulikov, I.N. Ryabov // *The science of the total environment*. – 1992. – P.125–142.
188. Kryshev I.I. Radioecological State of Lakes in the Southern Urals Impacted by Radioactivity Release of the 1957 Radiation Accident / I.I. Kryshev, G.N. Romanov, L.N. Isaeva, Ya.B. Kholina // *J. Environ. Radioactivity*. – 1997. - Vol.34, № 3. – P.223-235.
189. Long E.L. Predicting toxicity in marine sediments with numeric sediment quality guideline / E.L. Long, L.J. Field, D.D. MacDonald // *Environ. Toxicol. Chem*. – 1998. – Vol.17. – P.714–727.
190. Mudruba M.J., Carrlino M.C.V., Bettencourt A.O. // *IV International symposium de radioecology de Cadarache*. – 1988. – Vol.1. – P.51-59.
191. Muntyan S.P. Investigation of fish populations under conditions of radioactive contamination of the environment / S.P. Muntyan // *Ecological Consequences of Radioactive Contamination in the Southern Urals*. – M., 1993. – P.187-191.

192. Nelson D.J. The prediction of  $^{90}\text{Sr}$  uptake in fish using data on specific activities and biological half lives / D.J. Nelson // Radioecological concentration processes. – N.Y., 1967. – P.843-851.
193. Nikipelov B.V. Practical Rehabilitation of Territories Contaminated as a Result of Implementation of Nuclear Material Production Defence Programmes: English Translation Received Nov. 9, 1990 from Oak Ridge National Lab. USA / B.V. Nikipelov. - Oak Ridge, 1990. – 19 p.
194. Ophel I.L. The Fate of Radiostrontium in Freshwater Community / I.L. Ophel // Radioecology. – N.Y., 1963. – P.213-216.
195. Pentreath R.J. Radiation effects and environmental protection: bridging the gap / Richard J Pentreath // Proc. 2<sup>nd</sup> IUR International on Radioactivity in the Environment, Nice. - France, NRPA, Oslo, 2006. – P.39-42.
196. Pickering D.C. Uptake of radiostrontium by an algae and the influence of calcium ion in the water / D.C. Pickering, L.M. Lucas // Nature. – 1961. - Vol.193, № 4820. – P.1046-1047.
197. Schevchenko V.A. Genetic investigations in the Southern Urals radioactive trail / V.A. Schevchenko, V.I. Abramov, V.L. Pechkurenkov // Ecological Consequences of Radioactive Contamination in the Southern Urals. – M., 1993. – P.258-303.
198. Tessier A. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals / A. Tessier, P.G.O. Campbell, M. Bisson // Analytical Chem. – 1979. – Vol.51. – P.844.
199. Wetzel R.G. A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton and phytoplankton in a large shallow lake / R.G. Wetzel // Int. Rev. Hydrobiol. – 1964. – Vol.49. – P.1-61.
200. Whicker F.W. Factor influencing the accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  in fish / F.W. Whicker, V. chultz // Radioecology: Nuclear energy and Environment, CRC Press Inc., Boca Raton. – Florida, 1982. – Vol.1. – P.212.
201. Woodhead D.S. Contamination due to radioactive materials / D.S. Woodhead // Pollution of the Seas - Radioactive Materials, Heavy Metals and

Oil (O. Kinne, ed., John Wiley and Sons). – N.Y., 1984. – Vol.5, Part 3. – P.203-215.

202. Woodhead D.S. The estimation of radiation dose rates to fish in contaminated environments, and the assessment of the possible consequences. / D.S. Woodhead // Population Dose Evaluation and Standards for Man and His Environment. IAEA. – Vienna, 1974. – P.555-575.

## ПРИЛОЖЕНИЕ

## Приложение 1

Расчет запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Урускуль

Показатель	1957*	1963**	1970***	2000***	2004	2017
Удельная активность $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л	7230	848	190	96,2	90,0	-
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом только радиоактивного распада), Бк/л	7220	6262	5303	2602	2366	1738
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом особенностей озера), Бк/л	7220	672	319	82	77	63
Запас $^{90}\text{Sr}$ в воде озера, ГБк	108500	12700	2840	1440	1350	-
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом только радиоактивного распада), ГБк	108300	93923	79544	39024	35489	26066
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом особенностей озера), ГБк	108300	10074	4789	1231	1147	939
Запас $^{90}\text{Sr}$ в донных отложениях озера, ГБк	0	83849	74755	37793	34342	25127

Примечание: \* [128];  
 \*\* [89];  
 \*\*\* [170]

Расчет запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Б. Игиш

Показатель	1957 <sup>*</sup>	1963 <sup>**</sup>	1970 <sup>***</sup>	1992 <sup>***</sup>	2005	2017
Удельная активность $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л	1064 <sup>*</sup>	62 <sup>*</sup>	26 <sup>*</sup>	7,3 <sup>*</sup>	5,3	-
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом только радиоактивного распада), Бк/л	1064	901	782	464	341	256
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом особенностей озера), Бк/л	1064	32	25	10	5,7	3,4
Запас $^{90}\text{Sr}$ в воде озера, ГБк	3830	259	94	26	19	-
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом только радиоактивного распада), ГБк	3830	3322	2813	1669	1226	922
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом особенностей озера), ГБк	3830	119	89	35	20	12
Запас $^{90}\text{Sr}$ в донных отложениях озера, ГБк	0	3203	2724	1634	1206	910

Примечание: \* [128];  
 \*\* [89];  
 \*\*\* [170]

Расчет запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Куяныш

Показатель	1957 <sup>*</sup>	1963 <sup>**</sup>	1970 <sup>***</sup>	2001	2005	2017
Удельная активность $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л	77,3	6,2	1,9	0,26	0,26	
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом только радиоактивного распада), Бк/л	77,3	66,9	56,5	26,7	24,3	18,2
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом особенностей озера), Бк/л	77,3	3,3	1,9	0,32	0,25	0,13
Запас $^{90}\text{Sr}$ в воде озера, ГБк	322	95	29	4,0	4,0	-
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом только радиоактивного распада), ГБк	322	279	236	113	103	77,4
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом особенностей озера), ГБк	322	65	34	4,8	3,8	1,8
Запас $^{90}\text{Sr}$ в донных отложениях озера, ГБк	0	214	202	108,2	99,2	75,6

Примечание: \* [128];

\*\* [89];

\*\*\* [170]

Расчет запасов  $^{90}\text{Sr}$  в воде оз. Травяное

Показатель	1957 <sup>*</sup>	1963 <sup>**</sup>	1970 <sup>***</sup>	2001	2005	2017
Удельная активность $^{90}\text{Sr}$ , Бк/л	390	12,4	5,2	0,7	0,48	-
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом только радиоактивного распада), Бк/л	390	338	286	137	125	93,9
Расчетное значение уд. актив. $^{90}\text{Sr}$ (с учетом особенностей озера), Бк/л	390	13,4	6,6	0,86	0,66	0,29
Запас $^{90}\text{Sr}$ в воде озера, ГБк	1326	95	17,6	2,4	1,6	-
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом только радиоактивного распада), ГБк	1326	1150	974	467	424	319
Расчетный запас $^{90}\text{Sr}$ в воде (с учетом особенностей озера), ГБк	1326	46	23	2,9	2,2	1,0
Запас $^{90}\text{Sr}$ в донных отложениях озера, ГБк	0	1104	951	464,1	421,8	318

Примечание: \* [128];

\*\* [89];

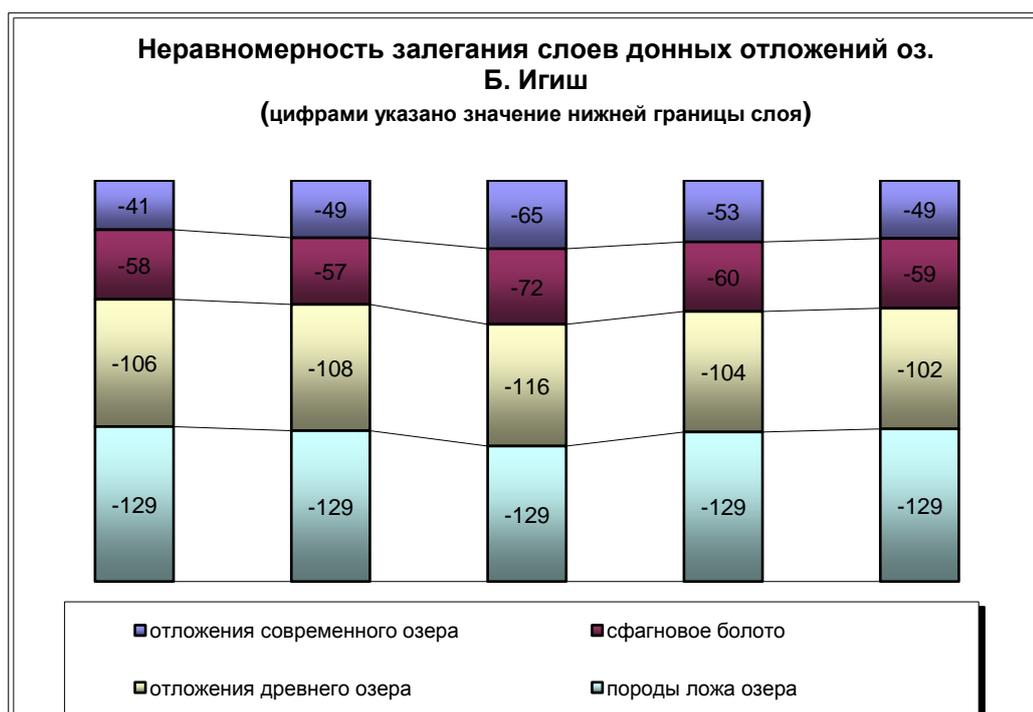
\*\*\* [170]

**Приложение 5**  
**Описание колонки донных отложений, взятых 13.04.2004 г. на**  
**оз. Урускуль (Средний Урал, Челябинская область)**

Глубина, см	Описание горизонта
0 – 8	Сильно растекающийся неконсолидированный наилкок серовато-бурового («подзолистого» – хорошо перегоревшей древесины) цвета
8 – 64	Темно-бурый мягкий ил
64 – 101	Бурый плотный ил
101 – 106	Опесчаненный зеленоватый ил, переходный слой к следующему
106 – 112	Зеленовато-серая глина с зеленоватыми включениями (?)
112 – 114	Зеленовато-серая глина с зеленоватыми включениями и слоистыми растительными оторфованными остатками
114 – 121	Зеленовато-серая (предположительно глауконитовая) опесчаненная глина с зеленоватыми включениями
121 – 128	Зеленовато-серая (предположительно глауконитовая) опесчаненная глина с зеленоватыми включениями и примазками черной глины

**Описание колонки донных отложений, взятых на оз. Б. Игиш  
(Средний Урал, Челябинская область)**

Глубина, см	Описание горизонта
0 – 11	Жидкий (сильно растекающийся) оливково-бурый ил, без следов наилка
11 – 30	Ил торфообразный, буро-оливковый, с остатками растительности
30 – 48	Ил торфообразный, темно-буро-оливковый
48 – 58	Торф сфагновый, коричнево-желтоватый, с глиной того же цвета (маркер)
58 – 62	Ил торфообразный, темно-бурый, с большим количеством растительных остатков
62 – 99	Торф светло-буро-оливковый
99 – 108	Торф буро-оливковый (местами черный), крупнозернистый
108 – 109	Глина черная, плотная, с размытым серым горизонтом (маркер)
109 – 129	Глина черная, плотная



**Описание колонок донных отложений трансекты, взятых на оз. Б. Игиш  
(Средний Урал, Челябинская область)**

**Точка 1**

**Общее описание усредненной колонки**

<b>Глубина, см</b>	<b>Описание горизонта</b>
0 – 80	Ил торфообразный, однородный, темный, буровато-красно-коричневый
80 – 95	Торфяно-глинистый слой, похож на черную гидроморфную почву

**Точка 2**

**Общее описание усредненной колонки**

<b>Глубина, см</b>	<b>Описание горизонта</b>
0 – 70	Зеленовато-бурый грубодетритный ил
70 – 75	Светлый желтовато-бурый торфянистый ил
75 – 80	Зеленовато-бурый грубодетритный ил
80 – 85	Светлый желтовато-бурый торфянистый ил
85 – 100	Бурый ил

**Точка 3**

**Общее описание усредненной колонки**

<b>Глубина, см</b>	<b>Описание горизонта</b>
0 – 75	Зеленовато-бурый грубодетритный ил
75 – 80	Светлый желтовато-бурый торфянистый ил
80 – 100	Бурый ил

**Описание колонки донных отложений, взятых на оз. М. Игиш  
(Средний Урал, Челябинская область)**

Глубина, см	Описание горизонта
0 – 12	Растекающийся неконсолидированный наилкок светло-оливкового цвета с множеством светло-желтых остатков высшей водной растительности размера 0,3 – 1,5 см
12 – 25	Ил сапропелевого типа, светло-оливковый, крупнозернистый, консолидированный (консистенции свежей сметаны), с множеством светло-желтых остатков высшей водной растительности размера 0,3 – 1,5 см
25 – 40	Сапропель оливковый мелкозернистый (консистенции густой сметаны) с редкими растительными остатками (как предыдущий слой)
40 – 82	То же с большим количеством мелких нитевидных растительных остатков
82 – 112	Красно-коричневый (сфагновый) торф
112 – 134	Ил сапропелевого типа, темно-оливковый, средней плотности («сухой творог»), с выраженной мелкозернистой структурой
134 – 142	Ил сапропелевого типа, плотный, темно-бурый (почти черный), с ярко выраженной мелкозернистой структурой
142 – 153	Торфянистый (с бурым илом вперемешку) темно-красно-коричневый горизонт с неясным составом растительных остатков (предположительно: сфагнум и листва)
153 – 158	Черная мелкозернистая глина
158 – 162	Глина черная, «слитая» – плотная, отдельные светло-серо-желтоватые пятна размером 1 – 3 мм ( <i>маркирующий горизонт</i> )
162 – 174	Глина черная, опесчаненная, с прослоями песка серо-желтого «пиритного» цвета

## Приложение 9

**Описание колонки донных отложений, взятых на оз. Травяное  
(Средний Урал, Челябинская область)**

<b>№</b>	<b>Глубина, см</b>	<b>Описание горизонтов</b>
1	0 – 6	Жидкий (растекающийся) сапропель зеленовато-бурого цвета
4	6 – 16	Сметанообразный сапропель зеленовато-бурого цвета
9	16 – 26	Сапропель зеленоватого, с глубиной серовато-бурого цвета, консистенции жидкого творога

## Приложение 10

**Описание колонки донных отложений, взятых на оз. Шаблиш  
(Средний Урал, Челябинская область)**

**Общее описание усредненной колонки (центр озера)**

<b>№</b>	<b>Глубина, см</b>	<b>Описание горизонтов</b>
1	0 – 6	Жидкий (растекающийся) сапропель зеленовато-бурого цвета
4	6 – 16	Сметанообразный сапропель зеленовато-бурого цвета
9	16 – 22	Сапропель зеленоватого цвета, консистенции жидкого творога

## Приложение 11

**Описание колонки донных отложений, взятых на оз. Куяныш  
(Средний Урал, Челябинская область)**

<b>№</b>	<b>Глубина, см</b>	<b>Описание горизонтов</b>
1	0 – 6	Жидкий (растекающийся) сапропель зеленовато-бурого цвета
4	6 – 16	Сметанообразный сапропель зеленовато-бурого цвета
9	16 – 34	Сапропель зеленоватого, с глубиной серовато-бурого цвета, консистенции жидкого творога
18	34 – 38	Коричневый торф с остатками ВВР
20	38 – 42	Сапропель серовато-бурого цвета, консистенции плотного творога

## Приложение 12

Значения средней удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  (Бк/кг сухого веса) в макрофитах исследованных озер

Озеро	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Куяныш	Травяное	Шаблиш	Мисяш	Б. Боляш
Вид растения	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m
Водокрас лягушачий	н/о*	1266±253	2275±455	64±13	316±63	н/о	н/о	201±40
Горец земноводный	н/о	1638±328	489±98	77±15	н/о	123±40	14±3	10±2
Камыш озерный	н/о	н/о	н/о	51±10	88±18	42±3	15±3	10±0,2
Рдест блестящий	н/о	8936±1787	925±185	872±107	2006±401	551±74	н/о	74±7
Рдест нитчатый	н/о	н/о	н/о	151±30	н/о	224±74	68±14	190±38
Рдест плавающий	н/о	2438±488	436±87	н/о	317±63	н/о	н/о	н/о
Рогоз узколистный	н/о	1157±231	227±45	123±25	132±9	67±6	8±2	9±0,5
Рогоз широколистный	н/о	1105±221	1016±203	263±53	45±9	216±172	н/о	н/о
Роголистник погруженный	н/о	2755±551	н/о	78±16	244±49	222±44	н/о	49±10
Телорез обыкновенный	н/о	4012±61	1290±258	928±186	627±111	н/о	н/о	16±0,4
Тростник обыкновенный	7508±1502	375±75	293±59	44±9	85±34	38±5	5±1	7±2
Уруть мутовчатая	н/о	3731±746	н/о	298±60	185±96	215±5	н/о	н/о
Элодея канадская	н/о	661±132	709±142	1163±233	1096±82	622±124	н/о	н/о

Примечание : \* н/о – вид не обнаружен

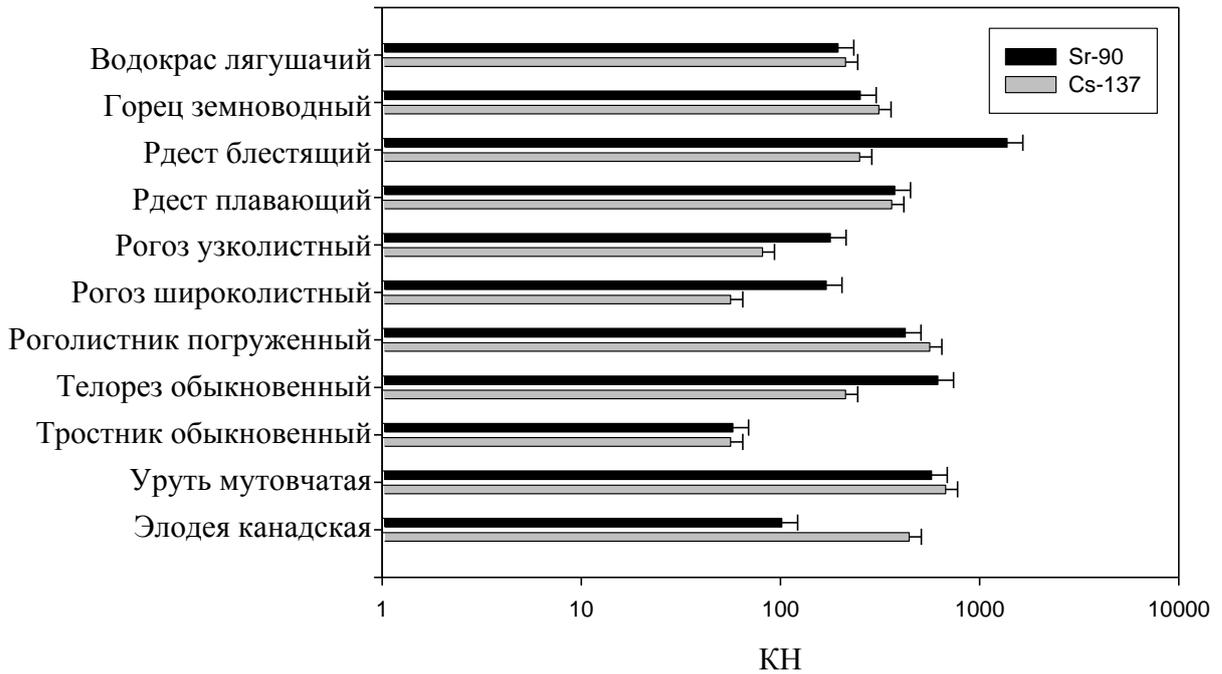
## Приложение 13

Значения средней удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг сухого веса) в макрофитах исследованных озер

Озеро	Урускуль	Б. Игиш	М. Игиш	Куяныш	Травяное	Шаблиш	Мисяш	Б. Боляш
Вид растения	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m	M±m
Водокрас лягушачий	н/о*	34±5	106±16	6±1	16±2	н/о	н/о	53±8
Горец земноводный	н/о	50±8	100±15	7±1	н/о	9±4	10±2	9±1
Камыш озерный	н/о	н/о	н/о	4±1	0,2±0,03	4,4±0,2	10±2	4±1
Рдест блестящий	н/о	40±6	7±1	7±1	1±0,2	6±0,05	н/о	16±5
Рдест нитчатый	н/о	н/о	н/о	24±4	н/о	5±3	12±2	6±1
Рдест плавающий	н/о	58±9	11±2	н/о	17±2	н/о	н/о	н/о
Рогоз узколистный	н/о	13±2	5±1	5±1	5,7±1,2	3±1	6±1	4±1
Рогоз широколистный	н/о	9±1	15±2	16±2	12±2	4±1	н/о	н/о
Роголистник погруженный	н/о	90±14	н/о	5±1	14±2	21±3	н/о	12±2
Телорез обыкновенный	н/о	34±5	11±2	37±6	8±3	н/о	н/о	7±3
Тростник обыкновенный	11,5±2,1	9±1	17±3	5±1	15±13	7±1	3±1	4±1
Уруть мутовчатая	н/о	108±16	н/о	22±3	32±15	10±1	н/о	н/о
Элодея канадская	н/о	71±11	9±1	53±8	21±8	22±3	н/о	н/о

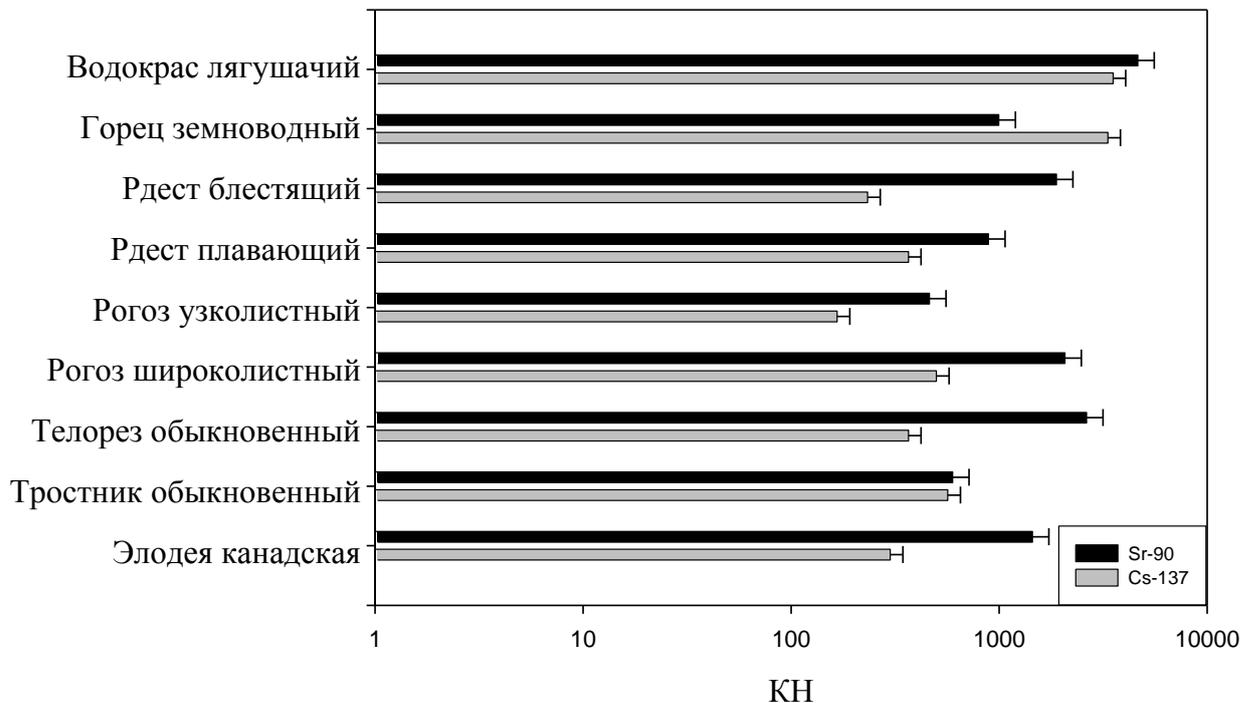
Примечание : \* н/о – вид не обнаружен

## Приложение 14



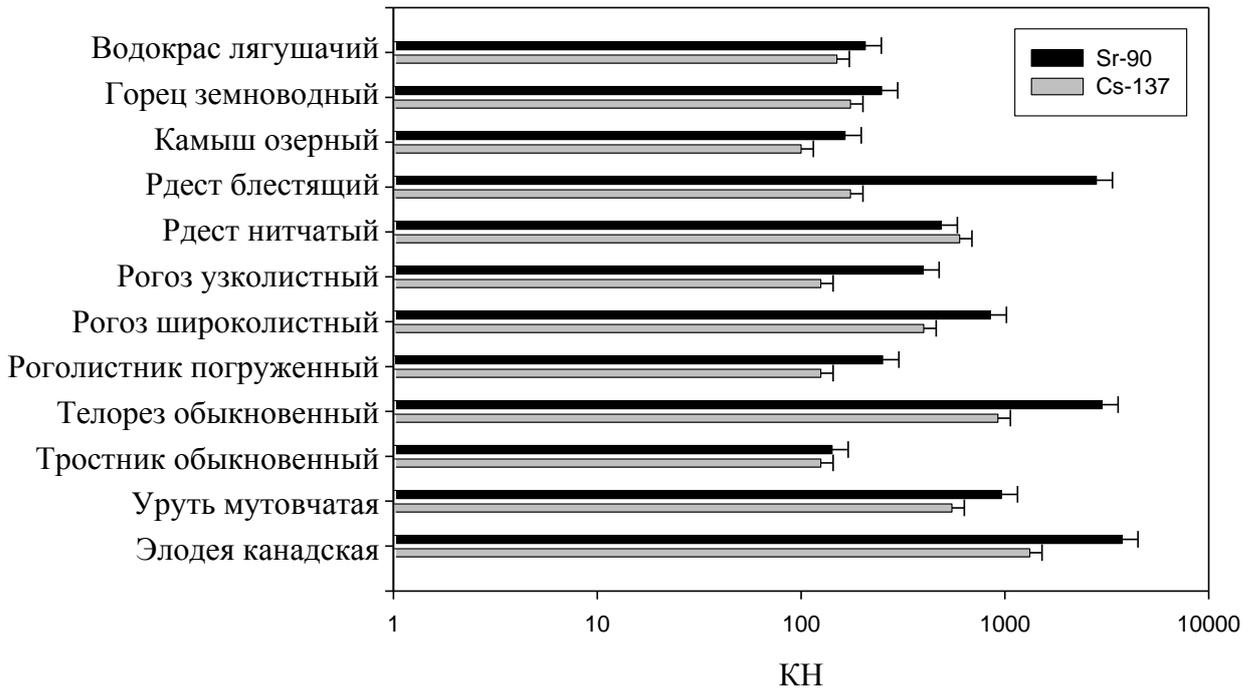
Значения коэффициента накопления (КН)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Б. Игиш

## Приложение 15



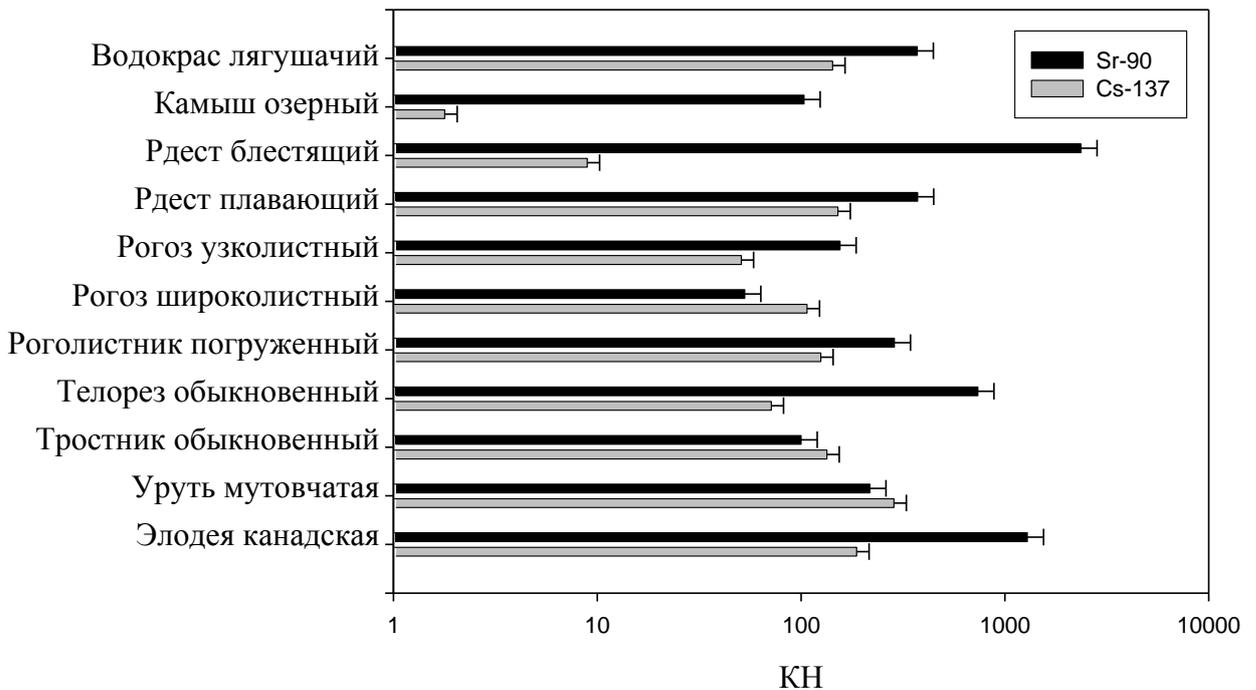
Значения коэффициента накопления (КН)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. М. Игиш

## Приложение 16



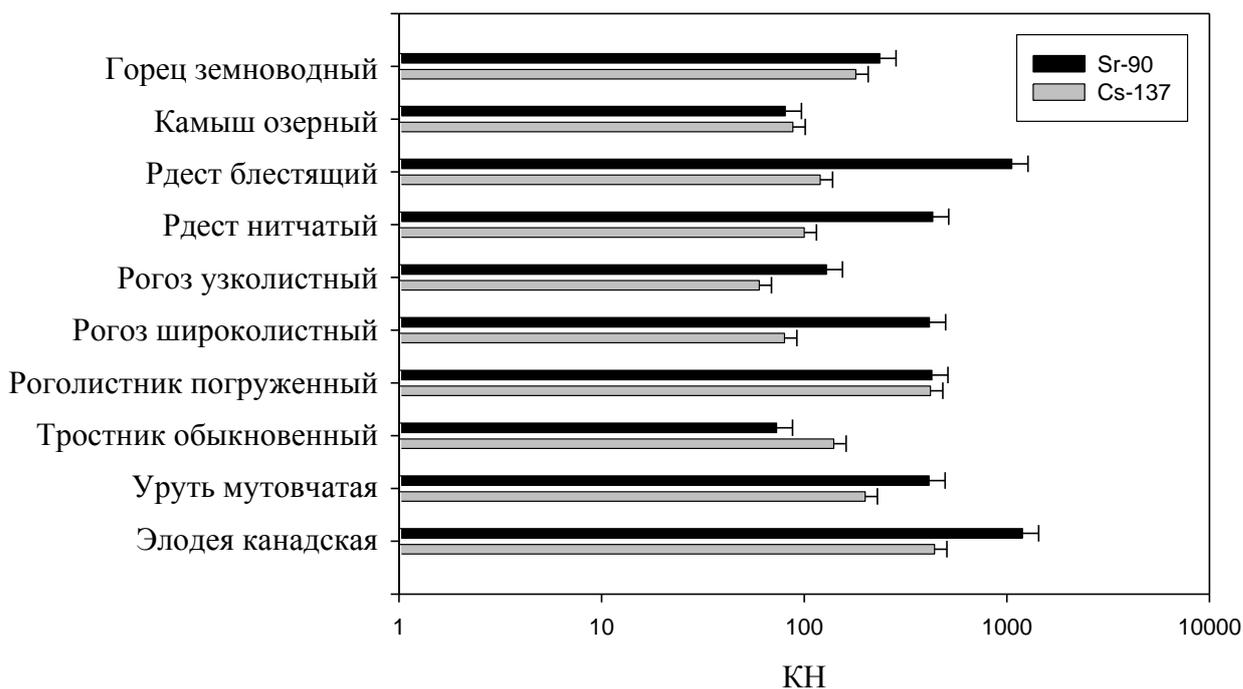
Значения коэффициента накопления (KH)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Куяныш

## Приложение 17



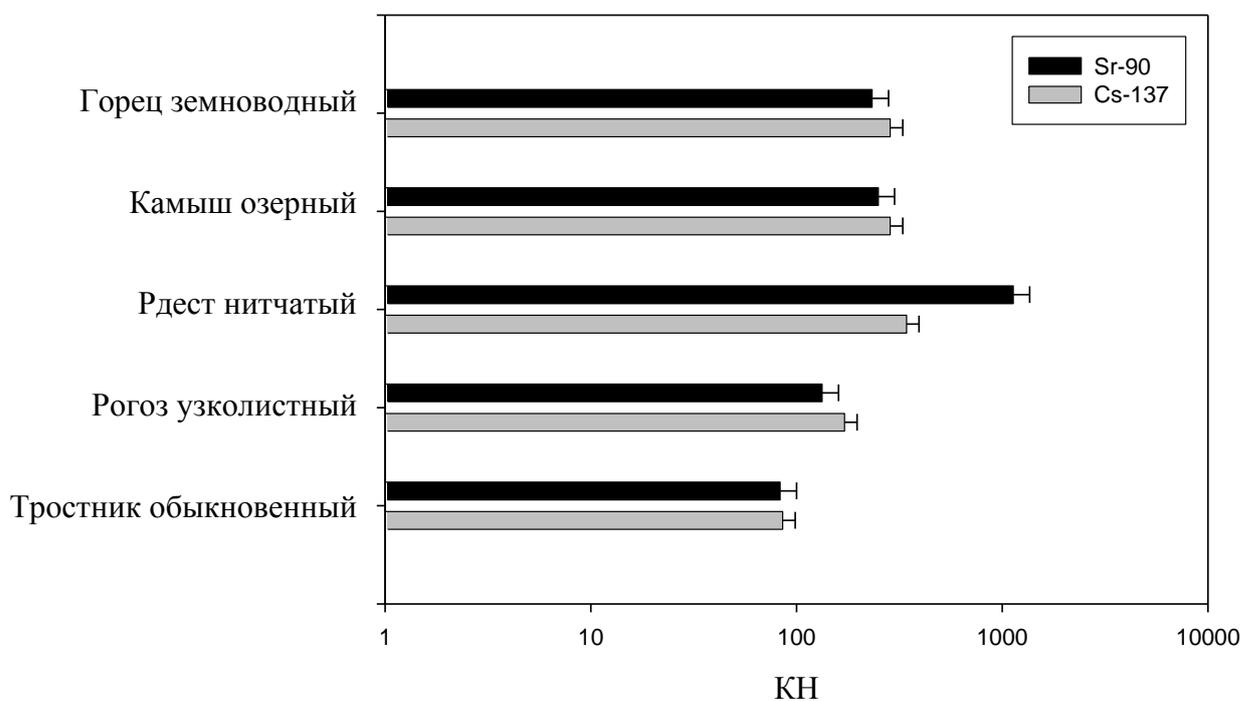
Значения коэффициента накопления (KH)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Травяное

## Приложение 18



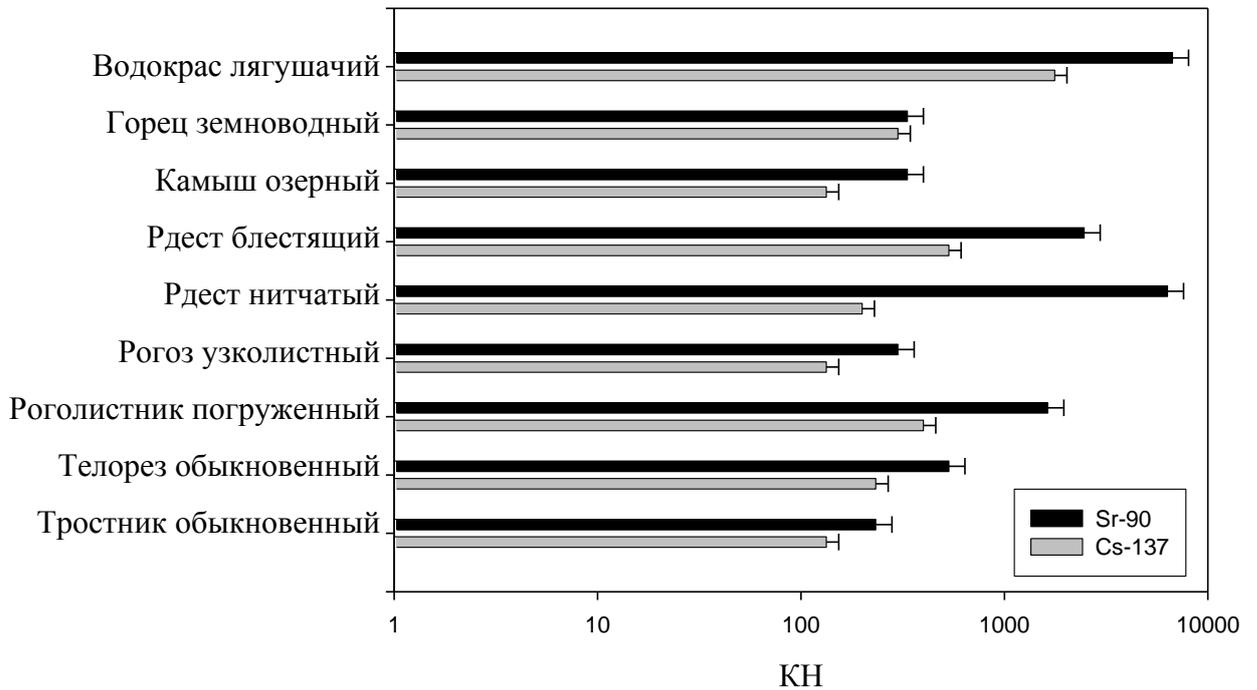
Значения коэффициента накопления (KH)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Шаблино

## Приложение 19



Значения коэффициента накопления (KH)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Мисяш

## Приложение 20



Значения коэффициента накопления (KH)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для исследованных видов макрофитов оз. Боляш

## Приложение 21

Среднее содержание ( $M \pm m$ ) макро- и микроэлементов (мг/кг сухого веса) в исследованных видах

## высших водных растений оз. Б. Игиш

Вид растения	Sr	Cs	Na	K	Ca	Mg	Ba	Fe	Mn	Cu	Zn
Вахта трехлистная	47±2	0,7±0,04	н/о*	н/о	н/о	н/о	н/о	202±25	210±31	0,67±0,3	9,5±2
Водокрас лягушачий	79±4	2,9±0,15	8569±429	15896±795	11214±135	3341±203	348±21	1606±64	161±23	н/о	н/о
Горец земноводный	66±3	1,1±0,06	н/о	10624±660	17439±265	н/о	н/о	298±35	259±12	0,74±0,1	5,2±1,3
Кувшинка чисто-белая	27±1,5	3,2±0,2	15773±1250	13836±720	12646±332	2283±183	429±19	1641±22	181±11	н/о	н/о
Пузырчатка обыкновенная	68±3	2,3±0,12	н/о	20376±863	28315±1023	н/о	н/о	5223±105	2404±28	4,02±0,8	24±9
Рдест блестящий	287±14	3,3±0,2	н/о	12122±675	99677±5591	н/о	н/о	1303±12	787±11	2,06±0,5	12±2
Рдест плавающий	112±6	2,8±0,4	н/о	7641±234	70297±1325	н/о	н/о	730±45	522±65	2,36±0,6	11±3
Рогоз узколистный	55±3	1,5±0,1	1792±310	17334±1623	8110±156	1266±111	155±10	210±62	145±14	1,16±0,2	8±2
Рогоз широколистный	55±3	1,0±0,05	2093±111	10648±845	8080±122	445±16	59±8	126±34	83±10	0,79±0,1	4±1
Роголистник погруженный	108±5	2,2±0,11	н/о	28658±2236	33510±523	н/о	н/о	1041±45	744±9	3,41±0,9	40±6
Телорез обыкновенный	184±9	5,0±0,3	7779±367	41305±5468	56415±5023	6465±202	764±13	2064±321	472±12	1,51±0,4	15±3
Тростник обыкновенный	82±4	7,5±1,2	8352±405	18603±1012	26124±4561	3800±952	752±9	2007±256	390±32	н/о	н/о
Уруть мутовчатая	157±8	3,3±0,4	н/о	22677±1362	64378±2132	н/о	н/о	912±59	669±28	3,88±0,8	31±6
Элодея канадская	257±13	3,6±0,6	н/о	28568±2231	84166±1125	н/о	н/о	1738±113	803±21	5,76±1,1	40±2

Примечание: \* н/о – не определено

## Приложение 22

**Среднее содержание ( $M \pm m$ ) макро- и микроэлементов (мг/кг сухого веса) в исследованных видах  
высших водных растений оз. М. Игиш**

Вид растения	Sr	Cs	Na	K	Ca	Mg	Ba	Fe	Mn	Cu	Zn
Горец земноводный	40±2	2,9±0,4	н/о*	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
Кубышка желтая	11±2	3,8±0,8	19521±215	18190±958	11912±254	2751±201	384±10	1943±50	273±31	н/о	н/о
Кувшинка чисто-белая	10±2	3,4±1,0	11878±856	21074±356	13008±265	2491±29	370±13	211±13	96±12	н/о	н/о
Рдест блестящий	77±4	1,3±0,2	н/о	13206±241	15300±356	904±37	478±15	2,0±0,3	24±9	2,1±0,6	1,9±0,3
Рдест плавающий	61±5	1,9±0,3	2076±113	9732±526	6985±25	1719±51	238±11	1569±9	76±8	н/о	н/о
Рогоз узколистный	20±2	1,3±0,2	1603±158	20000±201	8838±96	1074±69	187±17	79±6	138±11	н/о	н/о
Рогоз широколистный	8,7±1	0,9±0,1	1068±101	8069±132	2385±26	346±28	50±4	600±10	71±5	н/о	н/о
Телорез обыкновенный	91±6	4,4±0,9	17535±115	55528±512	10793±102	5135±120	367±21	762±8	93±9	н/о	н/о
Тростник обыкновенный	23±3	1,6±0,2	1883±165	11510±213	7883±65	1238±115	167±8	197±6	288±2	н/о	н/о
Элодея канадская	2,2±0,1	18,0±3	н/о	н/о	н/о	6630±103	772±9	6±0,5	47±7	8,7±1,2	8,9±1,1

Примечание: \* н/о – не определено

## Приложение 23

**Среднее содержание ( $M \pm m$ ) макро- и микроэлементов (мг/кг сухого веса) в исследованных видах высших водных растений оз. Куяныш**

Вид растения	Sr	Cs	Na	K	Ca	Mg	Ba	Fe	Mn	Cu	Zn
Водокрас лягушачий	12±2	0,21±0,02	н/о*	н/о	н/о	н/о	н/о	617±38	301±10	0,4±0,1	2,7±0,2
Горец земноводный	56±3	0,38±0,03	1367±109	4205±188	3534±215	2092±146	45±3	396±22	36±3	4,9±0,8	н/о
Камыш озерный	37±3	0,76±0,04	2175±121	18280±323	6289±358	1345±130	81±4	128±11	104±7	2,6±0,3	н/о
Кубышка желтая	8±1	0,85±0,04	2754±132	5581±156	6940±381	1068±106	129±8	54±3	12±2	н/о	н/о
Рдест блестящий	573±17	1,24±0,08	4118±165	12867±280	49171±150	5308±176	366±9	243±8	57±4	2,0±0,2	н/о
Рдест нитчатый	139±9	1,34±0,06	4082±172	7631±235	16559±1046	5819±186	397±8	1200±108	172±21	н/о	н/о
Рогоз узколистный	47±3	1,23±0,06	4640±178	7899±302	7065±147	1761±89	113±4	70±3	85±10	1,6±0,2	н/о
Рогоз широколистный	116±7	3,26±0,10	11793±228	62980±988	21855±2039	8029±229	434±5	309±27	271±15	н/о	н/о
Роголистник погруженный	108±5	2,31±0,10	4942±266	14826±695	23556±2120	10510±236	550±5	784±35	392±28	н/о	н/о
Телорез обыкновенный	329±9	1,97±0,09	7009±367	27935±550	55107±5873	12350±269	273±6	525±33	216±14	2,3±0,3	14,4±0,9
Тростник обыкновенный	36±4	0,33±0,04	1165±76	5324±184	1542±129	1091±91	58±1	84±16	63±3	0,7±0,1	н/о
Уруть мутовчатая	258±11	1,74±0,02	5888±109	7696±346	41489±4920	5179±163	343±10	1622±39	319±27	3,9±0,5	8,9±1,2
Элодея канадская	665±13	2,67±0,04	6826±288	15143±647	155265±12660	4941±177	547±12	1498±41	230±13	4,6±0,8	8,5±1,1

Примечание: \* н/о – не определено

## Приложение 24

**Среднее содержание ( $M \pm m$ ) макро- и микроэлементов (мг/кг сухого веса) в исследованных видах  
высших водных растений оз. Травяное**

Вид растения	Sr	Cs	Na	K	Ca	Mg	Ba	Fe	Mn	Cu	Zn
Водокрас лягушачий	188±9	6,8±0,4	22244±763	40039±2236	52726±5023	9721±560	323±21	870±14	389±13	2,0±0,4	н/о
Камыш озерный	59±2	2,6±0,1	2192±212	10528±650	5713±316	1829±178	129±5	60±2	146±4	0,9±0,3	н/о
Кубышка желтая	67±3	7,2±0,5	5658±317	30913±1652	10033±589	1699±156	172±7	484±12	111±3	1,6±0,2	н/о
Кувшинка чисто-белая	21±1	4,0±0,2	15542±892	13028±722	14971±790	2423±215	181±8	114±5	197±8	0,7±0,3	н/о
Пузырчатка обыкновенная	119±5	2,3±0,1	н/о*	14017±812	31791±1569	н/о	н/о	2162±23	2646±156	3,6±0,9	19,6±2,3
Рдест блестящий	1559±22	17,0±0,8	9171±428	17221±858	159228±12260	7239±384	2004±19	349±12	299±12	4,7±0,8	н/о
Рдест плавающий	202±9	5,6±0,4	3351±289	13796±792	37579±2408	3837±295	384±11	452±13	108±2	2,0±0,5	н/о
Рогоз узколистный	112±5	5,4±0,3	13915±920	18459±910	29108±1520	2456±246	164±6	1974±16	119±3	4,3±0,9	н/о
Рогоз широколистный	99±4	4,9±0,3	8391±412	14287±675	9264±713	2585±281	139±4	6645±305	203±10	5,1±0,9	н/о
Роголистник погруженный	255±10	8,0±0,6	3885±292	42531±2103	46209±2315	11265±716	398±12	2138±46	2483±129	3,9±0,8	н/о
Телорез обыкновенный	377±11	7,2±0,6	6503±364	24862±1362	88502±2750	10043±680	981±21	510±15	589±21	2,1±0,5	7,6±1,8
Тростник обыкновенный	50±2	1,6±0,1	351±19	7540±408	2255±722	786±560	56±2	70±3	101±5	1,5±0,3	н/о
Уруть мутовчатая	120±4	4,9±0,3	19875±180	41618±2260	36484±523	4270±322	371±10	1499±15	6652±315	2,8±0,6	н/о
Элодея канадская	1028±15	13,6±0,7	6763±346	20926±1456	106386±10952	4985±351	1182±	997±15	530±22	3,1±0,8	10,1±2,0

Примечание: \* н/о – не определено

## Приложение 25

**Среднее содержание ( $M \pm m$ ) макро- и микроэлементов (мг/кг сухого веса) в исследованных видах  
высших водных растений оз. Шаблиш**

Вид растения	Sr	Cs	Na	K	Ca	Mg	Ba	Fe	Mn	Cu	Zn
Тростник обыкновенный	38±11	1,4±0,2	1274±202	17722±130	3255±95	1135±76	72±14	165±21	70±5	1,5±0,4	н/о
Рогоз широколистный	71±19	2,3±0,3	3727±99	11673±110	12372±26	2179±12	67±8	62±4	189±21	3,0±0,3	27,8±11
Рогоз узколистный	56±8	1,6±0,2	3217±86	6841±50	6613±54	2200±13	53±6	51±2	99±13	1,3±0,1	6,8±3,2
Камыш озерный	44±6	1,3±0,1	3662±80	9511±56	3453±89	1871±18	94±4	636±3	65±10	3,2±0,5	н/о
Рдест блестящий	277±8	5,4±2,1	4384±45	10101±103	36730±22	4492±63	257±11	102±6	24±9	н/о*	н/о
Горец земноводный	133±5	3,0±0,8	3454±33	15197±113	10730±101	4995±61	100±2	131±11	50±11	1,7±0,3	18,9±2,5
Рдест нитчатый	116±3	3,2±0,7	5000±101	10079±101	7679±66	5280±59	146±6	106±8	51±13	2,2±0,1	16,0±0,9
Частуха подорожниковая	54±2	2,0±0,4	4802±39	3144±89	10694±35	3379±34	149±8	140±17	123±14	7,4±0,4	34,7±1,3
Уруть мутовчатая	186±7	2,0±0,2	7916±84	10619±90	16798±18	6262±78	248±10	388±52	149±18	2,9±0,2	н/о
Элодея канадская	1000±11	4,7±	6504±60	22039±95	85207±22	4491±99	847±16	2280±103	251±19	5,8±0,9	н/о

Примечание: \* н/о – не определено

**Среднее содержание ( $M \pm m$ ) макро- и микроэлементов (мг/кг сухого веса) в исследованных видах высших водных растений оз. Мисяш**

Вид растения	Sr	Cs	Na	K	Ca	Mg	Ba	Fe	Mn
Горец земноводный	48,3±11,2	1,2±0,2	11078±2048	8661±234	11280±165	6123±109	145±25	1529±103	60±11
Камыш озерный	35,9±10,2	1,4±0,1	7769±116	12625±596	14995±202	3613±61	181±31	186±70	117±9
Рдест нитчатый	337,1±26,9	2,7±0,4	35575±2451	41559±1230	646±59	8345±76	199±22	2121±89	147±16
Рогоз узколистный	30,1±2,1	1,5±0,2	11831±895	10352±986	8109±105	4412±68	145±18	142±69	94±5
Тростник обыкновенный	85,9±16,3	2,1±0,3	3599±245	37771±3056	11367±320	5381±86	55±8	845±95	159±13

**Морфометрические показатели (M±m) карася серебряного  
исследованных водоемов (возраст 1+)**

<b>Признак*</b>	<b>Б. Игиш (n = 18)</b>	<b>М. Игиш (n = 50)</b>	<b>Куяныш (n = 52)</b>
<i>L, mm</i>	140,8±1,4	140,4±1,37	174,8±1,72
<i>l, mm</i>	119,9±1,1	116,6±1,17	154±1,66
<i>c, mm</i>	30,8±0,3	30,2±0,23	30,8±0,22
<i>r, mm</i>	9,5±0,17	8,22±0,12	9,7±0,13
<i>o, mm</i>	7,1±0,12	6,6±0,09	6,5±0,07
<i>op, mm</i>	14,5±0,13	14,3±0,13	15,2±0,09
<i>H, mm</i>	41,8±0,3	42,1±0,24	39,3±0,23
<i>h, mm</i>	14,9±0,14	13,6±0,1	14,2±0,08
<i>cl, mm</i>	16,7±0,3	17,7±0,25	19,0±0,19
<i>AD, mm</i>	52,2±0,4	50,1±0,4	52,9±0,28
<i>PD, mm</i>	24,1±0,4	25,5±0,29	25,1±0,3
<i>PV, mm</i>	20,7±0,3	21,6±0,22	20,6±0,18
<i>ID, mm</i>	33,8±0,3	32,7±0,15	32,8±0,3
<i>hD, mm</i>	18,8±0,3	18,3±0,24	14,1±0,28
<i>lP, mm</i>	17,5±0,2	18,3±0,13	15±0,32
<i>Q, g</i>	54,1±1,6	55,6±1,94	107,1±3,5
<i>Fulton</i>	3,1±0,04	3,5±0,03	2,9±0,03

Примечание: \* обозначены: *L, l* – полная длина и длина тела без хвостового плавника; *c* – длина головы; *r* – длина рыла; *o* – диаметр глаза; *op* – заглазничный отдел; *H* – наибольшая высота тела; *h* – наименьшая высота тела; *cl* – длина хвостового стебля; *AD* – антедорсальное расстояние; *PD* – постдорсальное расстояние; *PV* – расстояние от основания грудного до основания брюшного плавников; *ID* – длина основания спинного плавника; *hD* – высота спинного плавника; *lP* – длина основания анального плавника; *Q* – полная масса; *Fulton* – коэффициент упитанности по Фультону

**Счетные признаки ( $M \pm m$ ) карася серебряного исследованных водоемов  
(возраст 1+)**

<b>Признак*</b>	<b>Б. Игиш</b>	<b>М. Игиш</b>	<b>Куяныш</b>
<i>ll</i>	31,8±0,2	31,6±0,14	32,2±0,08
<i>D нв.</i>	4±0,01	3±0,01	4±0,01
<i>D в.</i>	17±0,2	16,9±0,08	17±0,12
<i>A нв.</i>	3±0,01	2±0,01	3±0,01
<i>A в.</i>	5,7±0,1	5,6±0,07	5,7±0,1
<i>P</i>	16,9±0,19	16,6±0,13	16,7±0,13

Примечание: \* приняты следующие обозначения: *ll* – количество чешуй в боковой линии; *D нв.*, *D в.* – количество неветвистых и ветвистых лучей в спинном плавнике; *A нв.*, *A в.* – количество неветвистых и ветвистых лучей в анальном плавнике; *P* – количество лучей в грудных плавниках

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в элювиальном элементе ландшафта оз. Урускуль\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	рН H <sub>2</sub> O	рН КСl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
									Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	VURS(S)10/1	Лесная дерновинная подстилка	0-1,5	7,14	7,18	287	н/о**	12,35	41,92	33,70	0,76	52,21
A1	VURS(S)10/2	Дерновинно-серая лесная, вновь образующийся гумусовый горизонт	1,5-4	8,08	7,30	312	2,2	4,5	22,46	20,55	0,51	23,92
B	VURS(S)10/3	Серая лесная, сильно опесчаненная, с малым количеством корней, с потеками А	1-5,5	8,03	7,68	277	0,8	1,6	12,48	9,04	0,08	12,06
BC	VURS(S)10/4	Супесь среднетяжелая, желто-серая с гравием и галькой, бесструктурная	5,5-10,5	8,37	7,40	322	0,5	0,4	8,48	4,11	0,06	8,74
C	VURS(S)10/5	Тяжелый желто-серый суглинок с галькой и гравием, в нижней части бесструктурные размытые пятна гумуса и глины	10,5-30,5	8,80	7,49	342	1,7	0,3	20,46	15,62	0,08	22,67
CD	VURS(S)10/6	Глина охристая, с редкой галькой	30,5-32,5	8,80	7,80	297	2,4	0,4	76,85	43,57	0,11	12,27

Примечание: \* почвенный разрез заложен в 10 м от уреза воды (и в 20 м от точки с координатами) во влажном молодом березовом лесу (толщина стволов 20 – 30 см) с густым злаково-разнотравным покровом;

\*\* н/о – не определено

**Приложение 30**

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. Б. Игиш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
									Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A1	S1/1C	Черный средне-суглинистый чернозем (дерн)	0-2	7,07	5,98	397	8,2	5,5	48,40	36,99	0,85	104,31
A2	S1/2C	Серовато-черный суглинистый чернозем с малым количеством корней	2-4	6,91	5,78	405	9,05	6,3	52,89	30,41	0,56	79,25
	S1/3C		4-6	7,04	5,82	382	7,2	5,6	52,40	32,88	1,13	93,39
	S1/4C		6-8	7,03	5,86	387	7,3	5,6	42,42	32,88	0,11	8,53
	S1/5C		8-10	6,69	5,86	322	5,4	5,3	41,42	36,17	0,11	9,15
	S1/6C		10-12	6,81	5,88	412	7,5	4,7	60,38	23,02	0,11	9,78
	S1/7C		12--14	6,86	5,91	407	6,2	3,8	69,36	17,26	0,08	9,36
	S1/8C		14-16	6,96	5,98	424	6,3	4,4	60,38	33,70	0,08	11,23
A3	S1/9C	Черный суглинистый чернозем (как A1), но с коричневыми примазками	16-18	7,06	6,01	422	6,8	4,8	47,90	34,52	0,08	7,90
	S1/10C		18-20	7,06	6,16	434	6,2	4,5	н/о**	н/о	0,11	7,07
	S1/11C		22-24	7,14	6,16	432	4,7	4,3	63,37	21,37	0,23	8,53
B1	S1/12C	Суглинистый черноземовидный с примазками С	27-30	7,18	6,12	437	4,1	3,4	80,84	41,10	0,11	9,15
	S1/13C		30-33	7,27	6,22	417	4,0	2,4	н/о	н/о	0,51	9,57
B2	S1/14C	Суглинок коричневатого-бурый с примазками глины	33-36	7,26	6,14	377	4,0	1,9	29,94	9,86	0,48	9,98
C	S1/15C	Глина опесчаненная (тяжелый суглинок) охристая	48-50	7,56	6,12	387	1,7	0,5	4,99	3,29	0,28	17,06

Примечание: \* почвенный разрез заложен в 40 м от уреза воды, в 5 м от дороги, относительная высота 1,2 м;

\*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в элювиальном элементе ландшафта водораздела между озерами Б. Игиш и М. Игиш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	S2/1B	Лесная подстилка сосново-березового леса с богатым разнотравьем и папоротником	0-4	6,36	5,6	482	8,4	20,6	3,69	75,85	55,07	0,85	н/о
	S2/2B												
	S2/3B												
A1	S2/4B	Гумус типичной серой лесной дерновинной почвы (слабо оподзоленный, темно-серый)	4-6	5,64	4,99	357	2,3	3,1	1,13	24,45	14,80	0,08	17,47
	S2/5B		6-8	5,93	5,03	312	1,9	2,7	1,27	21,96	14,80	0,08	9,15
	S2/6B		8-10	5,71	4,76	317	2,4	2,4	0,74	15,47	13,15	0,08	7,90
B	S2/7B	Гумус светло-серый с примазками супеси	10-12	5,74	4,73	327	2,1	2,0	0,64	18,46	10,69	0,08	11,86
	S2/8B		12--14	5,75	4,65	367	1,8	н/о**	н/о	н/о	н/о	0,08	6,45
	S2/9B		14-18	5,93	4,73	367	1,7	1,9	0,58	17,96	3,29	0,08	5,20
C	S2/10B	Супесь легкая, желтоватая	18-22	6,05	4,63	377	0,9	0,4	н/о	н/о	н/о	0,08	5,82
	S2/11B		29-33	6,41	4,41	377	1,2	0,6	0,38	18,46	3,29	0,06	6,66
CD	S2/12B	Глина опесчаненная (тяжелый суглинок) охристая	33-39	6,25	3,29	397	4,1	0,4	н/о	н/о	н/о	0,08	12,48

Примечание: \* почвенный разрез заложен на водоразделе, в сосново-березовом лесу, в 100 м от асфальтовой дороги (за посадками сосны);

\*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. М. Игиш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	рН H <sub>2</sub> O	рН КСl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
									Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	S2/1A	Опад березово-сосновый под типичным разнотравьем соснового бора	0-3	6,82	5,11	267	5,3	14,4	54,39	28,77	4,23	110,03
	S2/2A											
	S2/3A											
A1	S2/4A	Гумус серо-бурый коричневатый с многочисленными корнями	3-3,5	6,7	5,45	252	3,6	6,7	32,93	24,66	0,56	3,33
	S2/5A		3,5-4,5	5,35	4,52	287	1,26	1,7	11,98	9,04	0,56	3,12
	S2/6A		4,5-7	5,14	4,21	287	1,3	1,3	13,97	5,75	0,85	1,66
A2	S2/7A	Гумус серо-бурый опесчаненный	7-9	4,89	4,85	347	0,9	1,3	10,48	4,11	1,41	2,29
	S2/8A		9-10,5	4,9	3,81	317	0,7	0,6	н/о**	н/о	0,56	2,70
B	S2/9A	Супесь легкая буро-желтоватая, промочена дождем	10,5-12,5	4,92	3,71	362	0,7	0,7	3,49	2,47	0,06	3,33
	S2/10A		12,5-15,5	4,97	3,73	397	0,5	0,2	н/о	н/о	0,28	2,50
B2	S2/11A	Супесь легкая, желтоватая, сухая	16-21	5,53	4,22	367	0,6	0,2	2,99	1,64	0,85	2,91
C	S2/12A	Глина опесчаненная (тяжелый суглинок) охристая	28-32	5,62	3,91	407	3,7	0,1	14,97	7,40	0,56	11,86

Примечание: \* почвенный разрез заложен на южном берегу озера в 25 м от уреза воды, в 12 м от древнего берегового вала, на приозерной террасе; \*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. Травяное\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	рН Н <sub>2</sub> O	рН КCl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
не выявлены	115-1	Практически однородная черная, местами слитая, рассыпающаяся на зерна и призмы масса	0-5	7,85	7,15	292	9,1	14,4	0,24	62,38	13,97	26,51	2,08
	115-2		5-10	8	7,1	302	16,6	н/о	0,26	87,33	28,77	18,33	2,91
	115-3		10-15	8	7,25	297	5,5	н/о	0,28	31,44	8,22	27,35	1,87
	115-4		15-20	8,05	7,25	327	4,0	6,7	0,36	н/о	н/о	18,05	1,46
	115-5		20-25	8,05	7,3	297	10,1	1,7	0,04	96,81	27,95	1,97	2,08
	115-6		25-30	8,35	8	312	12,3	1,3	0,04	99,80	36,17	3,10	1,25
	115-7		30-35	8,2	8,05	312	8,9	1,3	0,04	103,3	32,88	3,10	1,25
	115-8		35-40	8,3	8,05	307	2,9	0,6	0,04	42,42	23,02	2,82	1,46
	115-9		40-45	8,35	8,1	302	3,5	0,7	0,01	60,38	31,24	2,82	1,04
	115-10		45-50	н/о**	н/о	н/о	4,6	0,2	н/о	н/о	н/о	26,51	0,83

Примечание: \* почвенный разрез заложен в 250 м от современного берега, в 10 м от ручья, между кустами ивняка;

\*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в элювиальном элементе ландшафта оз. Травяное\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	115-11	Степной войлок, цвет коричнево-бурый, структура мелкозернистая, корни и остатки растений	0-3	6,25	5,3	282	0,19	11,9	0,10	34,43	21,37	29,89	2,50
	115-12		3-6	6,2	5,8	287	0,38	7,7	0,11	25,95	10,69	33,56	1,66
A1	115-13	Цвет черно-бурый, структура опесчаненная, корни растений	6-10	6,3	5,3	297	0,15	7,8	0,11	32,44	13,97	36,10	1,87
	115-14		10-14	6,3	5,4	297	0,14	7,4	0,13	н/о	н/о	26,23	2,08
	115-15		14-18	6,4	6	302	0,29	7,4	0,11	н/о	н/о	43,71	2,08
	115-16		18-22	н/о**	н/о	н/о	0,11	6,7	н/о	н/о	н/о	н/о	1,87
A2	115-17	Цвет буро-черный, структура опесчаненная, корни растений	22-26	6,4	6,05	312	0,13	5,0	0,01	н/о	н/о	3,95	1,46
	115-18		26-30	н/о	н/о	н/о	0,15	3,5	н/о	н/о	н/о	1,25	
	115-19		30-34	6,45	5,7	307	0,10	2,0	0,01	29,94	11,51	3,38	1,66
A3	115-20	Цвет буро-коричневый, легкий суглинок	34-36	6,4	5,8	312	0,13	1,9	0,02	26,95	9,86	3,38	1,66
	115-21		36-38	6,2	5,9	307	0,15	2,0	0,02	33,93	11,51	3,38	1,66
B1	115-22	Цвет охристо-бурый, средний суглинок	38-42	6,5	6,05	302	0,45	2,4	0,04	26,95	12,33	3,10	2,50
	115-23		42-45	6,5	5,85	н/о	0,15	6,6	0,01	н/о	н/о	3,38	1,04
B2	115-24	Цвет темно-охристый, средний суглинок	45-50	6,55	5,9	302	0,12	1,1	0,02	н/о	н/о	3,38	1,04
	115-25		50-55	н/о	н/о	н/о	0,18	0,9	н/о	н/о	н/о	2,50	
C	115-26	Средний, местами опесчаненный суглинок, цвет ярко-охристый	55 - 70	6,6	5,95	307	н/о	н/о	0,02	н/о	н/о	3,95	2,70

Примечание: \* почвенный разрез заложен в 350 м от берега; \*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. Шаблиш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	рН H <sub>2</sub> O	рН КСl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Не определены, бывшая пашня	55-1	Чернозем черного цвета с коричневатым оттенком, мелкозернистой структурой.	0-5	6,85	6	402	4,73	12	0,026	9,48	18,08	12,41	0,83
	55-2		5-10	6,9	6,1	407	3,88	5	0,035	22,95	22,19	13,82	1,04
	55-3	Многочисленные корни растений.	10-15	7	6,3	402	н/о**	3,2	0,035	н/о	н/о	8,74	1,25
	55-4	Чернозем черного цвета и мелкозернистой структуры. До 75 см встречаются включения корней.	15-20	7,15	6,55	402	3,32	2,4	0,026	21,46	19,73	13,82	1,04
	55-5		20-25	7,7	6,5	407	н/о	1,8	0,004	н/о	н/о	1,41	1,46
	55-6		25-30	7,95	6,7	417	3,42	0,75	0,004	11,48	5,75	1,41	1,25
	55-7		30-35	7,4	6,05	412	3,97	0,3	0,005	н/о	н/о	1,41	1,04
	55-8		35-40	7,35	6,3	422	5,37	0,2	0,006	20,96	7,40	1,41	1,25
	55-9		40-45	7,3	6,3	417	6,34	0,4	0,004	23,95	8,22	1,41	0,83

Примечание: \* почвенный разрез заложен в 5 м от берега, на приозерной террасе с разнотравьем (антропогенная нагрузка высокая);

\*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в элювиальном элементе ландшафта оз. Шаблиш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	55-10	Цвет коричнево-бурый, меняется в зависимости от степени разложения опада	0-2,5	н/о**	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
	55-11		2,5-6	7,6	6,8	412	8,8	6,5	0,053	н/о	н/о	12,69	0,62
A1	55-12	Цвет буро-коричневый, структура мелкозернистая, корни растений и включения обломков горных пород	6-9	7,4	6,3	407	4,1	5,0	0,035	20,96	9,04	13,25	0,62
	55-13		9-12	7,2	6,2	407	н/о	5,3	0,035	н/о	н/о	13,25	0,83
	55-14		12-15	7,1	6,0	402	н/о	4,2	0,044	н/о	н/о	12,13	0,62
	55-15		15-17	7,3	5,95	392	3,7	3,8	0,035	13,47	6,58	12,13	0,62
A2	55-16	Цвет серо-буро-коричневый, структура мелкозернистая, изредка - корни растений	17-19	н/о	н/о	н/о	4,0	3,5	0,004	н/о	н/о	15,51	1,04
	55-17		19-21	7,55	6,0	407	4,1	2,9	0,005	16,97	9,04	1,13	1,46
B1	55-18	Опесчаненный горизонт зернистой структуры коричневого цвета, встречаются включения корней растений и разрушающихся горных пород	21-23	7,45	6,4	412	3,9	2,35	0,004	11,98	11,51	1,13	1,25
	55-19		23-25	н/о	н/о	н/о	н/о	1,7	н/о	н/о	н/о	н/о	1,04
B2	55-20	Цвет охристо-бурый, структура зернисто-призматическая, мех. состав – тяжелый суглинок с включениями разрушающихся горных пород и темными языками верхних горизонтов, крупные корни растений	26-29	7,2	6,2	482	3,6	0,52	0,004	25,95	8,22	0,85	0,83
	55-21		29-33	н/о	н/о	н/о	н/о	0,35	н/о**	н/о	н/о	н/о	0,42
C	55-22	Цвет охристый, структура зернисто-призматическая, средний суглинок с включениями разрушающихся горных пород	33 и глубже	н/о	н/о	н/о	н/о	0,3	н/о	н/о	н/о	н/о	0,21

Примечание:\* почвенный разрез заложен в лесу, в 50 м от берега, на склоне озерной котловины, представляющем собой аллею из тополей на залежных землях (измененных под влиянием рекреационной нагрузки); относительная высота 6 м (от уреза воды); \*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. Куяныш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	рН Н <sub>2</sub> O	рН КСl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	45-1	Лесная подстилка из листовного опада и остатков растительности травостоя	0-2	6,4	5,8	367	0,61	13	0,04	н/о	н/о	13,82	0,83
A1	45-2	Структура мелкозернистая, цвет черный с коричневым отливом, тяжелая супесь	2--5	6,6	5,95	372	0,75	5	0,05	29,44	11,51	18,61	0,83
	45-3		5--10	6,5	5,4	382	0,75	4	0,02	н/о	н/о	14,95	0,83
	45-4		10--15	6,7	5,65	357	0,80	4,2	0,04	32,44	15,62	17,48	1,25
	45-5		15--20	6,85	5,9	407	0,62	3,9	0,04	н/о	н/о	8,74	1,04
	45-6		20-23	6,75	5,85	342	0,69	2	0,04	н/о	н/о	12,41	1,46
A2	45-7	Цвет коричневый, структура зернистая, опесчаненная, корни растений	23-25	6,5	5,4	358	0,91	3,5	0,06	н/о	н/о	9,87	1,25
	45-8		25-28	6,6	5,5	357	0,60	4,6	0,04	26,95	9,04	21,15	1,25
B1	45-9	Цвет коричневый, структура зернистая, опесчаненная, корни растений	28-29	н/о**	н/о	н/о	0,34	4,4	н/о	н/о	н/о	н/о	0,83
	45-10		29-32	6,8	5,9	352	0,48	4,5	0,01	15,47	6,58	0,28	1,04
B2	45-11	Цвет светло-коричневый, структура опесчаненная с включением суглинка средней тяжести, языки вымывания, редкие вкрапления корней растений	32-37	7,4	6,5	347	0,46	4	0,01	15,47	6,58	0,28	1,46
C	45-12	Цвет охристо-коричневый (или даже охристый), структура тяжелосуглинистая. Встречается присыпка песка	37-42	7	6,2	342	1,17	2,8	0,01	15,47	8,22	0,28	1,87

Примечание: \* - почвенный разрез заложен в 10 – 11 м от берега, в березовом лесу, сильно измененном под антропогенной нагрузкой;

\*\* н/о – не определено

**Изменение основных физико-химических параметров почвенного разреза в элювиальном элементе ландшафта оз. Куяныш\***

Горизонт	№ пробы	Описание	Глубина, см	рН Н <sub>2</sub> O	рН КCl	Eh, mV	Влажность, %	С орг., %	Обм. кислот., мг-экв/100г почвы	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
										Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
A0	45-13	Лесная подстилка	0-2	6,7	5,9	382	0,87	н/о	0,05	н/о	н/о	13,54	1,66
A1	45-14	Цвет коричнево-бурый, структура мелкозернистая, дерн	2-4	6,9	6,2	392	0,68	н/о	0,06	32,44	17,26	20,02	1,25
	45-15		4-6	6,75	6,05	407	0,57	н/о	0,08	18,96	13,15	12,41	1,46
A2	45-16	Цвет черно-бурый, структура зернистая, опесчаненная, с включением множества корней растений	6-9	6,35	5,45	397	0,69	5.8	0,06	н/о	н/о	8,74	1,25
	45-17		9-13	6,2	5,2	402	0,51	н/о	0,07	20,46	11,51	13,82	1,04
	45-18		13-17	н/о**	н/о	н/о	0,38	н/о	н/о**	н/о	н/о	н/о	1,25
	45-19		17-21	5,8	4,85	402	0,45	3.4	0,07	н/о	н/о	8,74	1,04
	45-20		21-25	6	4,85	407	0,50	3.2	0,07	н/о	н/о	11,28	1,04
B1	45-21	Цвет светлокоричневый, структура опесчаненная, с включениями разрушающихся горных пород	25-29	н/о	н/о	н/о	0,33	н/о	н/о	18,46	7,40	н/о	0,83
	45-22		29-34	5,75	4,5	407	0,38	н/о	0,01	н/о	н/о	0,28	0,62
B2	45-23	Цвет коричневатобурый, структура крупнозернистая, опесчаненная, с включениями разрушающихся горных пород и языками	34-36	5,8	4,6	427	0,41	н/о	0,01	19,46	12,33	0,56	0,62
	45-24		36-38	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
C	45-25	Материнская порода — легкий охристый суглинок	39-44	5,8	4,45	412	н/о	н/о	0,01	н/о	н/о	0,28	0,42

Примечание: \* почвенный разрез заложен в 300 м от берега, на опушке березового леса с густым подлеском (рябина, папоротник). На поверхности лиственный опад; \*\* н/о – не определено

## Приложение 39

**Результаты определения форм нахождения микроэлементов в почвах супераквальных ландшафтных зон  
исследованных озер**

Озеро	Глубина, см	Cu						Сумма	Zn						Сумма
		0	1	2	3	4	5		0	1	2	3	4	5	
Урус-куль	1,5-4	1,47	2,95	9,34	3,44	13,76	7,37	38,33	39,3	7,9	23,6	24,6	16,7	41,8	153,81
		3,85	7,69	24,36	8,97	35,90	19,23	100,00	25,56	5,11	15,34	15,97	10,86	27,16	100,00
	4-5,5	0,29	1,08	1,96	1,66	3,42	3,91	12,33	0,7	2,2	4,5	5,2	3,7	23,9	40,12
		2,38	8,73	15,87	13,49	27,78	31,75	100,00	1,71	5,37	11,22	12,93	9,27	59,51	100,00
	10,5-30,5	0,99	0,99	3,45	14,87	5,81	23,94	50,04	0,8	2,2	3,8	4,3	3,5	22,6	37,23
		1,97	1,97	6,89	29,72	11,61	47,83	100,00	2,12	5,82	10,32	11,64	9,52	60,58	100,00
Б. Игиш	4-6	1,46	2,43	3,41	1,95	9,25	10,71	29,20	1,2	6,1	7,3	28,0	13,4	51,6	107,54
		5,00	8,33	11,67	6,67	31,67	36,67	100,00	1,13	5,66	6,79	26,02	12,44	47,96	100,00
	27-30	0,59	0,69	1,76	0,88	4,21	10,09	18,23	0,7	1,8	2,6	7,3	4,3	39,5	56,15
		3,23	3,76	9,68	4,84	23,12	55,38	100,00	1,22	3,14	4,71	12,91	7,68	70,33	100,00
	48-50	0,38	0,85	1,04	1,04	1,42	7,77	12,51	0,8	1,6	3,3	3,8	2,1	16,2	27,77
		3,03	6,82	8,33	8,33	11,36	62,12	100,00	2,73	5,80	11,95	13,65	7,51	58,36	100,00
Шаб-лиш	1-3	2,53	5,06	6,32	5,06	14,33	9,69	42,98	2,5	8,8	17,3	35,0	21,5	23,6	108,72
		5,88	11,76	14,71	11,76	33,33	22,55	100,00	2,33	8,14	15,89	32,17	19,77	21,71	100,00
	20-22	0,29	0,88	1,47	1,08	4,01	5,08	12,81	0,6	1,5	2,4	4,0	2,9	21,4	32,85
		2,29	6,87	11,45	8,40	31,30	39,69	100,00	1,79	4,46	7,44	12,20	8,93	65,18	100,00
	48-53	0,20	1,11	1,82	1,82	1,11	8,91	14,98	0,6	1,8	3,6	3,7	1,9	16,4	28,13
		1,35	7,43	12,16	12,16	7,43	59,46	100,00	2,16	6,47	12,95	13,31	6,83	58,27	100,00

**Результаты определения форм нахождения микроэлементов в почвах  
супераквальных ландшафтных зон исследованных озер**

Озеро	Глубина, см	Cd						Сумма
		0	1	2	3	4	5	
Урускуль	1,5-4	0,003	0,0423	7,43	2,34	0,058	0,02049	9,9
		0,03	0,43	75,09	23,65	0,59	0,21	100
	4-5,5	0,001	0,0182	1,7249	0,429	0,0151	0,01658	2,2
		0,03	0,83	78,26	19,45	0,68	0,75	100
	10,5-30,5	0,0004	0,0041	2,2459	0,347	0,0258	0,01084	2,6
		0,02	0,16	85,28	13,16	0,98	0,41	100
Б. Игиш	4-6	0,001	0,0287	0,9946	2,706	0,4788	0,02214	4,2
		0,01	0,68	23,51	63,96	11,32	0,52	100
	27-30	0,0002	0,008	0,4018	0,883	0,2964	0,03009	1,6
		0,01	0,50	24,81	54,52	18,30	1,86	100
	48-50	0,0007	0,0023	1,6718	0,455	0,0368	0,01087	2,2
		0,03	0,10	76,77	20,90	1,69	0,50	100
Шаблиш	1-3	0,0011	0,0497	5,2583	2,915	0,3211	0,01652	8,6
		0,01	0,58	61,41	34,05	3,75	0,19	100
	20-22	0,0002	0,0016	0,8883	0,949	0,2094	0,01517	2,1
		0,01	0,08	43,05	45,98	10,15	0,74	100
	48-53	0,0001	0,0024	2,2465	0,337	0,0237	0,00948	2,6
		0,004	0,093	85,758	12,879	0,904	0,362	100

**Список сокращений**

JCPDS – Международная картотека рентгеновских данных

ААС – атомно-абсорбционный спектрометр

Б. Боляш – Большой Боляш

Б. Игиш – Большой Игиш

ВВР – высшие водные растения

ВУРС – Восточно-Уральский радиоактивный след

ЖРО – жидкие радиоактивные отходы

ИМин УрО РАН – Институт минералогии Уральского отделения РАН

ИПГ – Институт прикладной геофизики

ИЭРИЖ УрО РАН – Институт экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук

Кд – коэффициент дискриминации

КН – коэффициент накопления

КП – коэффициент перехода

М. Игиш – Малый Игиш

ОРР – образцовые растворы

ППП – предел годового поступления

ПД – предел дозы

ПДК – предельно допустимая концентрация

ПО – производственное объединение

РД – руководящие документы

РЗЭ – редкоземельные элементы

УНПЦ РМ – Уральский научно-практический центр радиационной медицины

ХПК – химическое потребление кислорода

ЧГПУ – Челябинский государственный педагогический университет

ЧАЭС – Чернобыльская атомная электростанция

ЦЗЛ – Центральная заводская лаборатория