

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт геохимии им. А.П. Виноградова
Сибирского отделения Российской академии наук

На правах рукописи



Долгих Павел Геннадьевич

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ
ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ
УСТЬ-ИЛИМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

Специальность 1.6.21. – Геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель:
кандидат биологических наук
Пастухов Михаил Владимирович

Иркутск 2024 г.

СОДЕРЖАНИЕ

СОДЕРЖАНИЕ	2
ВВЕДЕНИЕ	3
ГЛАВА 1. ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВОДОХРАНИЛИЩ.....	9
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	17
2.1. Физико-географические условия формирования района исследования	17
2.2. Антропогенная составляющая	32
2.3. Материалы и методы.....	35
ГЛАВА 3. ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ УСТЬ-ИЛИМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	48
3.1. Река Вихорева, как основной источник поступления элементов антропогенного происхождения	48
3.1.1. Органическое вещество и кислородный режим.....	49
3.1.2. Биогенные компоненты	51
3.1.3. Основной ионный состав.....	55
3.1.4. Микроэлементный состав.....	58
3.2. Русловая часть Усть-Илимского водохранилища.....	69
3.2.1. Биогенные компоненты и кислородный режим.....	69
3.2.2. Основной ионный состав.....	80
3.2.3. Микроэлементный состав.....	91
ГЛАВА 4. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ, КАК ПОКАЗАТЕЛЬ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА УСТЬ-ИЛИМСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ.....	109
4.1 Химический состав донных осадков.....	110
4.2 Формы нахождения микроэлементов в донных отложениях	115
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	125
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	127
ПРИЛОЖЕНИЕ 1	148

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования

Влияние техногенеза неизбежно приводит к негативным преобразованиям водных экосистем и влечет за собой ухудшение качества поверхностных вод. Помимо снижения мировых запасов пресных питьевых ресурсов, возникают серьезные угрозы для жизнедеятельности гидробионтов. Одним из наиболее показательных примеров антропогенной трансформации водных экосистем является зарегулирование рек, при котором коренным образом изменяются их гидрологические, гидрохимические, биологические и др. параметры. Эти негативные преобразования усугубляет поступление загрязняющих веществ от предприятий различных отраслей промышленности, расположенных на побережье созданных водохранилищ.

Усть-Илимское водохранилище – третье водохранилище в каскаде Ангарских ГЭС уже в начальный период своего существования было отнесено к водоемам с высокой степенью антропогенной нагрузки (Стрижева, 1985), в связи с поступлением в него загрязняющих веществ от крупной промышленной зоны г. Братск, включающей предприятия химической, металлургической, лесоперерабатывающей и других видов промышленности. Со сточными водами предприятий этой зоны в небольшой приток Усть-Илимского водохранилища – р. Вихорева более 70 лет поступают огромные количества органических и неорганических веществ. Первые исследования, определившие значительное загрязнение вод реки и ее влияние на гидрохимический состав р. Ангары на протяжении около 200 км, были проведены еще в 60-х годах прошлого столетия (Стрижева, 1985). Следующие работы, направленные на изучение основного ионного состава, биогенных компонентов и газового режима вод, проведены в период становления Усть-Илимского водохранилища (Стрижева, 1985; Воробьева и др., 1986). Несмотря на возрастающую интенсивность деятельности предприятий промышленной зоны г. Братск, о количественных характеристиках и поведении элементов в воде и донных осадках сформировавшегося

водохранилища сведений крайне мало. Исследования современного периода акцентированы на определение концентраций загрязняющих веществ, специфичных для промышленной зоны г. Братск (сульфидов, сероводорода, взвешенных и биогенных веществ, сульфат-ионов, ионов хлора и натрия), в воде р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе Усть-Илимского водохранилища (Варданян, Яблокова, 2014; Игнатенко, 2014). Однако, известно, что помимо специфичных для каждого вида промышленности загрязняющих веществ, в окружающую среду потенциально может поступать большой спектр и других органических и неорганических соединений. Так, например, среди опасных веществ приоритетное место занимают потенциально токсичные микроэлементы, обладающие высокой биодоступностью (Eqani et al., 2016; Моисеенко, 2019). По концентрации микроэлементов в воде Усть-Илимского водохранилища опубликованы только средние данные для всего водоема (Карнаухова, 2008). Данные по концентрации элементов в донных отложениях в литературе отсутствуют. В связи с этим, исследования, сосредоточенные на сборе информации о количественных и качественных характеристиках, их пространственно-временных изменениях в воде и донных отложениях Усть-Илимского водохранилища являются чрезвычайно актуальной геоэкологической задачей, решение которой направлено на рациональное использование и сохранение водных ресурсов.

Цель исследования: выявить основные факторы, определяющие химический состав вод и донных отложений Усть-Илимского водохранилища на участках в разной степени подверженных антропогенной нагрузке.

Для достижения поставленной цели сформулированы следующие **задачи:**

1. Изучить концентрации главных ионов, биогенных компонентов и микроэлементов в воде р. Вихорева, которая является приемником сточных вод промышленной зоны г. Братск, и Усть-Вихоревском заливе Усть-Илимского водохранилища. Выделить элементы, которые являются показателями антропогенной эмиссии и определяют трансформацию состава вод р. Вихорева и Усть-Илимского водохранилища.

2. По результатам мониторинговых исследований гидрохимического состава изучить пространственно-временное распределение главных ионов, биогенных компонентов и микроэлементов в воде русловой части Усть-Илимского водохранилища. Установить особенности и закономерности накопления элементов в воде водохранилища, выделить природные и антропогенные факторы формирования гидрохимического состава.

3. Изучить химический состав донных отложений Усть-Илимского водохранилища. Провести зонирование акватории Усть-Илимского водохранилища по особенностям накопления элементов в донных отложениях и степени антропогенного воздействия. Для определения мобильности потенциально опасных микроэлементов определить формы их нахождения в донных отложениях.

Защищаемые положения

1. К приоритетным загрязнителям, поступающим со сточными водами промышленной зоны г. Братск в р. Вихорева и далее в Усть-Илимское водохранилище отнесены SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , NH_4^+ , Cr, Mn, Co, Pb. Повышенные концентрации HCO_3^- , SO_4^{2-} , Al, Fe, As и Hg в воде р. Вихорева имеют природный и техногенный генезис.

2. По акватории Усть-Илимского водохранилища выделяются участки с повышенными, относительно характерных для водоема, концентрациями главных ионов, биогенных компонентов и микроэлементов – Усть-Вихоревский залив и нижняя часть водохранилища. В межгодовом аспекте наблюдается тенденция снижения концентраций Al, As, Cd, Pb и Hg в воде Усть-Илимского водохранилища.

3. Распределение элементов в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища показывает, что Усть-Вихоревский залив является участком значительного загрязнения. К наиболее подвижным в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища относятся Mn и Cd, закрепленным – Al и Pb. Доля мобильных и потенциально мобильных форм элементов возрастает в донных

отложениях зоны максимального воздействия техногенеза, что указывает на высокую вероятность вторичного загрязнения водной среды.

Научная новизна. На основе мониторинговых исследований сформирован значительный массив данных по концентрации главных ионов (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca_2^+ , Mg_2^+ , Na^+ , K^+) и биогенных компонентов (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) в водах Усть-Илимского водохранилища. Дана характеристика микроэлементного состава (Al, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) вод р. Вихорева и Усть-Илимского водохранилища. Результаты исследований позволили оценить пространственно-временную динамику гидрохимического состава, выделить природные и антропогенные источники поступления, определить миграционные характеристики элементов. Выявлено, что микроэлементы антропогенного происхождения поступают в Усть-Илимское водохранилище, в основном, со сточными водами, сбрасываемыми предприятиями промышленной зоны г. Братск в р. Вихорева. Привнос элементов природного генезиса, связан, в первую очередь, с поступлением грунтовых вод в ложе водохранилища. Показано, что техногенное поступление имеет более протяженные потоки рассеяния элементов, чем природное. Впервые для Усть-Илимского водохранилища определен химический состав донных отложений. Изучены формы нахождения потенциально токсичных элементов в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища. Показано, что нахождение элементов в подвижных и потенциально подвижных формах в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища определяет их роль как вторичного источника загрязнения водной среды.

Практическая значимость. Полученные на основе многолетних исследований данные по накоплению, распределению, мобильности и источникам поступления элементов в воде и донных отложениях Усть-Илимского водохранилища послужат основой для планирования мониторинговых работ, крайне необходимых в период индустриального развития. Результаты работы будут актуальны для водопользователей и государственных органов власти при планировании эффективных мер по минимизации негативных экологических преобразований, вызванных прошлой и настоящей хозяйственной деятельностью,

а значит и сохранению уникальной пресноводной Байкало-Ангарской системы, неразрывной частью которой является Усть-Илимское водохранилище.

Материал и методы исследований. Исходными данными для решения поставленных задач стали результаты комплексных экспедиций, проведенных по акватории Усть-Илимского водохранилища в 2004, 2005, 2014 и 2017 гг. Общий объем отобранного и проанализированного материала составил 904 пробы поверхностной и придонной воды и 158 проб донных отложений. Аналитические работы проведены в Центре коллективного пользования «Изотопно-геохимических исследований» Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН (г. Иркутск). Обработка полученной информации по химическому составу вод и донных отложений проведена с использованием следующих методических подходов: литературный обзор по теме исследования, сравнительный анализ данных, пространственно-временной анализ данных, анализ сопряженных сред, оценка количественных показателей уровня загрязнения, обобщение.

Личный вклад автора. Автор лично участвовал в отборе проб воды и донных отложений Усть-Илимского водохранилища в 2014 и 2017 гг., в подготовке проб для химического анализа, определении форм нахождения тяжелых металлов и мышьяка в донных отложениях, обработке и интерпретации результатов химического анализа, формулировке целей и задач исследования, обобщении полученных данных, подготовке иллюстративных материалов, представлении полученных результатов на научных мероприятиях и подготовке публикаций.

Степень достоверности и апробация работы. Достоверность результатов исследования обеспечена большим объемом фактического материала, использованием комплекса современных аналитических методов для определения состава природных сред и получением согласованных результатов при анализе стандартных образцов. Корректность результатов статистической обработки данных гарантирована применением современных программных продуктов. По материалам исследования сделаны устные доклады на IX Сибирской конференции молодых учёных по наукам о земле (г. Новосибирск,

2018 г.); VII Всероссийской научно-практической конференции «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (г. Пермь, 2019 г.); V Всероссийской молодежной научной конференции по геологии и геофизике (г. Улан-Удэ, 2019 г.); Всероссийской конференции молодых учёных «Современные направления развития геохимии» (г. Иркутск, 2018 г., 2022 г. и 2023 г.); V Международной научной конференции «Ресурсы, окружающая среда и региональное устойчивое развитие в Северо-Вост. Азии» (г. Иркутск, 2022 г.).

Публикации по теме диссертации. Основные результаты диссертационной работы опубликованы в 3 статьях рецензируемых журналах из перечня ВАК, 2 статьях WoS/Scopus, 8 тезисах и материалах научных конференций.

Структура и объем работы.

Диссертационная работа состоит из введения, четырех глав, заключения, списка литературы из 201 наименования и приложения. Материал работы изложен на 152 страницах, включая 18 таблиц и 22 рисунка.

Благодарности. Автор выражает искреннюю признательность за организацию экспедиционных исследований, предоставление материала, обсуждение работы и всестороннюю поддержку научному руководителю к.б.н. Пастухову М.В. и к.г.-м.н. Полетаевой В.И. За критические замечания и рекомендации автор благодарен д.т.н. Васильевой И.Е. Неоценимую помощь в выполнении аналитических работ оказали к.ф.-м.н. Смирнова Е.В., к.г.-м.н. Зарубина О.В., Пахомова Н.Н., к.х.н. Пройдакова О.А., Судакова Н.Д., Чернигова С.Е., Тарасюк Н.А., Андрулайтис Л.Д., Рязанцева О.С., к.х.н. Айсуева Т.С. в проведении химического фракционирования донных отложений – Старченко И.В.

ГЛАВА 1. ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВОДОХРАНИЛИЩ

Пресноводные экосистемы, играют ключевую роль в глобальном круговороте воды. В то время как общая площадь внутренних вод составляет лишь небольшой процент от общей площади суши (Cole et al., 2007), они могут значительно повлиять на региональные климатические изменения посредством обмена теплом и водой с атмосферой (Tranvik et al., 2009), а также играть существенную роль в глобальном углеродном цикле, поставляя углекислый газ и метан в атмосферу (Verpoorter et al., 2014; Borges et al., 2015). Все жизненные циклы континентальных растений и животных, в том числе и человека, зависят от достаточного количества пресных вод (Вернадский, 1978).

В связи с растущей потребностью в природных ресурсах, вызванной ростом населения и экономики, Земля претерпела значительные изменения в своих природных ландшафтах (Seto et al., 2012; Song et al., 2018; Marques et al., 2019). Наибольшая техногенная трансформация водных экосистем за всю историю человечества связана с созданием водохранилищ при зарегулировании рек. Пик создания таких искусственных водоемов приходится на вторую половину XX века. Количество образованных водохранилищ на планете превосходит 30 тысяч, при их общей площади водного зеркала более 600 тыс. км² (Авакян и др., 1987). Создание водохранилищ обусловлено различными хозяйственными потребностями населения, в первую очередь это гидроэнергетика, орошение земель, питьевое в хозяйственное водоснабжение, рыбозаводство, судоходство и лесосплав (Авакян и др., 1987; Schindler, 2012; Schallenberg et al., 2013; Brasil et al., 2016). Экономический эффект в энергоемких промышленных отраслях и сельском хозяйстве при создании водохранилищ повышается в десятки и сотни раз, создаются новые производства и города, изменяется территориальное распределение населения регионов.

В то же время, формирование водохранилищ приводит ряду очень крупных экологических проблем, как для самих водных экосистем, так и для прилегающих к ним территорий. Происходит значительное изменение климата в прибрежной

зоне водохранилищ – увеличивается влажность воздуха, в теплое время года в ночные часы воздух начинает сильнее прогреваться, а в дневное время происходит его охлаждение, активизируются процессы заболачивания низменных территорий, увеличивается количество ветров, изменяются низкая облачность и уровень солнечной радиации (Авакян и др., 1987; Вендров, 1961; Дьяконов, Ретеюм, 1964; Горбачёв и др., 2012). Затопление прибрежных территорий при заполнении водохранилищ приводит к абразии берегов и выщелачиванию больших количеств химических веществ из почв и горных пород (Горбачёв и др., 2012; Хрусталёв, 1995; Полетаева и др., 2016). При резком увеличении давления воды на ложе водохранилища, при его формировании, изменяется уровень и сток подземных вод, что приводит к переувлажнению почв, уменьшению их аэрации, оглеению, снижению кислотности и резкому увеличению мобильных форм железа, марганца и др. элементов (Горбачёв и др., 2012; Полетаева и др., 2016; Ретеюм, 1970; Полетаева и др., 2018). Все это приводит к глубоким перестройкам качественных и количественных показатели устоявшихся растительных и животных сообществ (Водоохранилища..., 1986; Савкин, 2000; Ефимов, 2011). Таким образом, в ландшафтах зон, прилегающих к водохранилищам, проявляются значительные, в большинстве своем негативные, эколого-географические изменения.

В то же время, следует отметить, что наиболее глобальная необратимая трансформация окружающей среды происходит в самих водных экосистемах (Foley et al., 2005). Несмотря на то, что озера, водохранилища и реки занимают общую площадь только 2,3% внутренней поверхности, в этих экосистемах обитает не менее 9,5% видов животных, описанных на Земле (Reid et al., 2019). При этом они являются одними из наиболее уязвимых экосистем в мире (Dudgeon et al., 2006), в которых наблюдаются более высокие темпы деградации окружающей среды и утраты биоразнообразия по сравнению с морскими и наземными экосистемами (Reid et al., 2019). Большинство угроз прямо или косвенно связаны с антропогенно-обусловленными изменениями землепользования в их бассейнах (Tromboni et al., 2019).

Водохранилища вызвали ряд экологических проблем, которые не были известны до того, как их массовое строительство произошло в Европе, Северной Америке, СССР и Китае, таких как прекращение транспорта взвешенных веществ, биогенных компонентов и загрязняющих веществ через речные системы, а также прекращение миграции гидробионтов (Авакян и др., 1987; Wildi et al., 2004; Matys Grygar et al., 2018). Накопление загрязняющих веществ в форме крупных тел донных отложений (Palanques et al., 2014) и сезонные колебания их концентрации в оттоке из водохранилищ (Majerová et al., 2018) приобретают все большую актуальность из-за возникновения проблемы экологического состояния пресноводных экосистем. Наводнения и засухи, изменяющие уровень воды водохранилищ, могут вызвать вторичную мобилизацию депонированных в донных осадках загрязнителей (Wildi et al., 2004; Pastukhov et al., 2019), а в условиях продолжающегося глобального изменения климата вероятней всего такие экстремальные погодные условия будут происходить заметно чаще.

Антропогенная деятельность, происходящая в водосборах водохранилищ, является основными источниками неточечного загрязнения пресных вод, в том числе повышенного поступления таких химических элементов как азот (N) и фосфор (P), с количеством которых напрямую связана эвтрофикация водоемов (Vanni et al., 2011). Эвтрофикация водной среды в результате чрезмерного роста растений от обогащения питательными веществами (N, P и C) является основной проблемой, стоящей сегодня перед большинством поверхностных вод, и прежде всего водохранилищ. Это один из наиболее заметных примеров человеческих изменений в биосфере, затрагивающих водные экосистемы от Арктики до Антарктики (Smith, Schindler, 2009). Эвтрофикация имеет много нежелательных побочных эффектов: резкое увеличение биомассы фитопланктона и макрофитов, «цветение» сине-зеленых водорослей (цианобактерий), выделяющих ядовитые токсины, увеличение заболеваемости рыб и их непригодность для питания человека, резкое сокращение биомассы аборигенных видов гидробионтов, сокращение видового разнообразия, снижение прозрачности воды, ухудшение качества вод, истощение кислорода, снижение воспринимаемой эстетической

ценности водоема и многое другое (Pretty, 2003; Алимов, Голубков, 2014; Ying et al., 2017). В связи с этим, решающее значение для поддержания желаемого качества воды и целостности экосистемы имеет контроль антрополенного поступления фосфора и азота в прибрежные воды (Schindler, 2006; Smith, 2006). Однако развитие сельского хозяйства в современный период требует все большего производства азотных и фосфорных удобрений, которые при внесении в почву с поверхностным стоком из аграрных территорий поступают в водоемы (Bryan, Kandulu, 2011; Zhang et al., 2019). В водохранилищах проблема эвтрофирования вод усугубляется еще значительно больше в связи со слабой проточностью, и как следствие замедленным водообменом и накоплением загрязнителей. Поступающие биогенные вещества накапливаются в их экосистемах, особенно на мелководных участках, вызывая массовое развитие фитопланктона и снижение насыщенности кислородом вод, вплоть до заморных явлений. Загрязнение водохранилищ неточечными источниками, вызванное интенсивным агрохимическим вкладом в сельскохозяйственную производственную деятельность, характеризуется различной пространственной и временной нагрузкой загрязняющих веществ и сложными процессами и механизмами с произвольным и нерегулярным возникновением (Jin et al., 2019). Сложность мониторинга и контроля неточечных источников загрязнения от сельского хозяйства делает их более сложными в управлении, по сравнению с загрязнением от точечных источников, например, от бытовых и промышленных сточных вод. Исследования подтвердили, что неточечные источники загрязнения стали основными в области контроля загрязнения воды во всем мире. Например, Агентство по охране окружающей среды в США сообщило, что ухудшение качества вод у 67% озер, водохранилищ и прудов вызвано неточечными источниками загрязнения (Brown, Froemke, 2012; Niraula et al., 2013). В Европейском союзе сельское хозяйство способствует загрязнению 55% поверхностных вод (Volk, 2009), в Китае в 2007 г. на долю выбросов общего азота и общего фосфора, используемых в сельском хозяйстве, пришлось 57,2% и 67,4% от всех выбросов загрязняющих веществ, соответственно (Rao et al., 2012). Таким

образом, загрязнение пресноводных экосистем биогенными веществами стало одной из главных экологических проблем современной эпохи.

Помимо биогенов, водные экосистемы, в том числе водохранилища, испытывают антропогенную нагрузку, связанную с поступлением других видов загрязнителей. Особое приоритетное место среди загрязняющих веществ в водохранилищах занимают тяжелые металлы и металлоиды из-за их токсичности, неразлагаемости и высокого потенциала биоаккумуляции (Леонова, 1998; Моисеенко, 2009; Jan et al., 2010; Eqani et al., 2016). Тяжелые металлы в водной среде могут накапливаться в гидробионтах и затем перемещаться вверх по пищевой цепи, вызывая серьезные проблемы со здоровьем у людей (Deniseger et al., 1990; Saha et al., 2017). Источники загрязнения водохранилищ этими потенциально токсичными элементами часто сложно идентифицировать, учитывая, что существуют природные источники, такие как вулканизм, эрозия коренных пород, атмосферный транспорт, и высвобождение из растений, а также антропогенная деятельность, такая как добыча полезных ископаемых, переработка полезных ископаемых, химическая и металлургическая промышленность, неочищенные бытовые сточные воды, сельскохозяйственное производство и др. (Dai et al., 2018). Сточные воды и отходы, обогащенные тяжелыми металлами, образующиеся в результате добычи полезных ископаемых и их переработки, могут легко мигрировать и рассеиваться с поверхностным стоком, потенциально загрязняя расположенные вниз по течению водохранилища и угрожая безопасности воды, используемой для потребления человеком (Коваль и др., 2003; Алиева и др., 2011; Woitke et al., 2003; Palma et al., 2010). Водоохранилища, обычно имеющие плохую проточность более уязвимы, чем естественные водные экосистемы, и более подвержены влиянию человеческой деятельности (Duker et al., 2005; Zheng et al., 2017). Когда тяжелые металлы, поступающие из естественных или антропогенных источников, попадают в водоемы, значительная их часть сорбируется на взвеси и в процессе седиментации переходит в донные отложения, в то время как, только небольшая часть остается растворенной в толще воды (Коваль и др., 2008; Алиева и др., 2011;

Zahra et al., 2014; Bing et al., 2019). Следовательно, донные отложения выступают в качестве основного накопителя тяжелых металлов и металлоидов в водохранилищах (Wang et al., 2015). В ответ на изменения физических и биохимических условий водохранилища донные отложения могут стать источником вторичного загрязнения водной среды, вызывая ухудшение качества воды и деградацию экосистемы (Arnason, Fletcher, 2003; Pastukhov et al., 2019; Han et al., 2019). Большая амплитуда динамики уровня воды в водохранилищах способствует изменению скорости течения, и как следствие, происходит перемыв донных отложений, миграция и переотложение мелкодисперсной взвеси, переносящей тяжелые металлы, что приводит к расширению зон загрязнения. На примере Братского водохранилища было показано как многолетнее техногенное загрязнение его экосистемы ртутью, при хлор-щелочном производстве каустической соды и едкого натра на химкомбинате «Усольехимпром», негативно сказалось на всех абиотических и биотических компонентах водоема (Koval et al., 1999; Леонова, 2006, Коваль и др., 2008; Пастухов, Гребенщикова, 2008; Пастухов и др., 2009, Алиева и др., 2011, Pastukhov et al., 2019). Аккумулированные в донных отложениях Братского водохранилища более 76 тонн техногенной ртути продолжают негативно влиять на водную экосистему даже спустя более двух десятилетий после прекращения ртутного электролиза на «Усольехимпром». Особую опасность представляет продолжающееся загрязнение ртутью промысловых видов рыб водохранилища, накапливающих чрезвычайно токсичную монометилртуть до уровней, превышающих значение предельно-допустимых концентраций (ПДК) и являющихся одним из основных объектов питания местного населения (Пастухов и др., 2009; Perrot et al., 2010; Пастухов, Полетаева, 2015). Таким образом, можно констатировать, что водохранилищам с замедленным водообменом, испытывающим большую техногенную нагрузку, необходимо длительное время, часто не одно десятилетие, для самоочищения от экотоксикантов. В связи с этим, необходимо жестко контролировать поступление потенциально опасных химических веществ в экосистемы водохранилищ.

Ангарский каскад водохранилищ (Иркутское, Братское, Усть-Илимское и Богучанское) является одним из самых крупных в мире комплексных водных объектов искусственного происхождения. Здесь же следует отметить, что Ангарские водохранилища являются частью единой Байкало-Ангарской водной системы – мирового стратегического запаса пресных питьевых вод. В то время как, небольшое Иркутское водохранилище, фактически являющееся заливом оз. Байкал, слабо подвержено антропогенному воздействию, то последующие водохранилища каскада испытывают на себе значительное разнокомпонентное техногенное загрязнение от прибрежных промышленных городов – Иркутска, Ангарска, Усоля-Сибирского, Свирска, Братска и Усть-Илимска. Геоэкологические, экологические и гидрохимические исследования Иркутского и Братского водохранилищ широко освещены в научной литературе. В то же время изучению экосистемы Усть-Илимского водохранилища уделялось недостаточно внимания. Основные работы по изучению этого водохранилища проведены в период 60-х – 80-х годов прошлого столетия. Подробно изучена динамика гидрохимического режима р. Ангары в период перед заполнением Усть-Илимского водохранилища и в начальный период его формирования (Бочкарёв, 1959; Стрижова, 1975; Ожерельев и др., 1981; Стрижова, 1981, 1985; Воробьёва и др., 1986). Исследованы особенности формирования и гидрохимический состав подземных вод при создании Усть-Илимского водохранилища (Усть-Илимское..., 1975). Проведена оценка воздействия сточных вод Братского ЛПК на химический состав вод р. Вихорева и Вихоревского залива Усть-Илимского водохранилища. Показано значительное загрязнение вод р. Вихорева фенолами, лигнином, нефтепродуктами, формальдегидом, взвешенными и биогенными веществами (Игнатенко, Барташук, 2014). Опубликованы результаты гидробиологических исследований водохранилища, проводимых в разные сезоны и годы его функционирования (Кожов, 1975; Скрыбин и др., 1987; Воробьёва, 1995). По микроэлементному составу вод Усть-Илимского водохранилища работ крайне мало, есть только единичные сообщения о средних концентрациях некоторых элементов (Ni, Zn, Cu, Pb, V, Co, Mn, Al и Cr) для всего водоема (Карнаухова,

2008). В этой работе показано, что самым значимым источником поступления Fe и Zn в Усть-Илимское водохранилище служит сток трансформированных вод из Братского водохранилища. Отмечается, что существенным источником поступления Cu в Усть-Илимское водохранилище служат промышленные стоки и зоны развития агрокомплекса, а интенсивное перемешивание вод проходящих через плотину Братской ГЭС обеспечивает равномерное распределение концентраций Mn по всей толще вод Усть-Илимского водохранилища ниже плотины. В Усть-Илимском водохранилище по сравнению с вышерасположенными Иркутским и Братским водохранилищами наблюдаются наибольшие концентрации Fe, $R_{\text{мин}}$, NH_4^+ и NO_3^- (Карнаухова, 2008). В исследовании (Hosoda et al., 2022), рассматривающем изменения гидрохимического состава в мегасистеме Хубсугул – Ангара, приводятся графики распределения Al, Fe, Sr и Ba в поверхностной воде Усть-Илимского водохранилища, на которых видно, что концентрации Sr и Ba по всей русловой части остаются практически неизменными. Наблюдается некоторое повышение концентраций Fe после впадения вод Усть-Вихоревского залива, с последующим их снижением. Следует отметить, что зарегистрированная концентрация Fe в воде р. Вихорева сопоставима с таковыми русловой части Братского водохранилища. Концентрации Al в русловой части Усть-Илимского водохранилища находятся на одном уровне с его концентрациями в нижней части Братского водохранилища.

Несмотря на ценность представленных данных в вышерассмотренных работах, в геоэкологическом и геохимическом аспектах экосистема Усть-Илимского водохранилища остается малоизученной. Особенно, это относится к химическому составу донных отложений, который ранее не исследовался. В связи с этим, была выполнена представленная ниже работа, в которой проведен анализ полученных в современный период данных по распределению, накоплению и миграции макро- и микроэлементов в воде и донных отложениях Усть-Илимского водохранилища. Автор надеется, что результаты исследования внесут свой вклад в более детальное понимание эколого-геохимических процессов происходящих в этом уникальном водоеме.

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Физико-географические условия формирования района исследования

Усть-Илимское водохранилище расположено на северо-западе Иркутской области в пределах северной части Среднего Приангарья. Находится на 56-58° северной широты и 101-104° восточной долготы.

Климат

По сравнению с западными и южными районами Иркутской области бассейн Усть-Илимского водохранилища находится в более суровых температурных условиях. Безморозный период очень короткий – не более 99 дней (Воробьева, 1995). Резко континентальный климат обусловлен значительным удалением от теплых морей и океанов, атмосферная циркуляция характеризуется преобладанием медленных антициклонов зимой и летом и областей пониженного давления (Кайгородов, 1955). Весной в светлое время суток переход температуры воздуха через 0°С происходит в первой половине апреля, осенью – в первой половине октября. В годовом течении температуры минимум наблюдается в январе, максимум в июле (Магомедов, 2003). Колебания экстремальных показателей температуры достигает значительных пределов от -59 до +37°С. Снежный покров в среднем составляет 45 см, период снегостояния длится с октября по май.

Ветровой режим разнообразен. Зимой преобладают юго-западные и юго-восточные ветры, а летом – северо-западные. В долинах рек и ручьев они ориентированы в своем направлении и значительно отклоняются от общего движения воздушных масс. В летний период при усилении северо-западного ветра в отдельных расширениях водохранилища волны достигают 3,5 м и более, а в узких местах – не более 2 м (Магомедов, 2003).

Годовое количество осадков на водохранилище составляет в среднем 130 мм (377-463 мм), большая их часть выпадает в июле – августе (Усть-Илимское..., 1975).

Рельеф

Бассейн Усть-Илимского водохранилища расположен в пределах юго-восточной части Центрально-Сибирского плато, на востоке ограничен Березовым хребтом, на западе – Ковинским хребтом. Центрально-Сибирское плато – южная часть Сибирской платформы, поднявшаяся в результате умеренных слабодифференцированных неотектонических движений земной коры (Предбайкалье..., 1965). Территория отличается малыми высотами и слабой неотектонической активностью. Плато не было покрыто ледником в плейстоцене, и неизбежная эрозия территории связана с энергичными дифференцированными тектоническими движениями и избыточным увлажнением. Развитие вечной мерзлоты, карстовых явлений, оседания и осадконакопления склонов, наряду с тектоническими процессами, определило основные формы – чередование водораздельных равнин и эрозионных речных долин с крутыми склонами.

Высотный диапазон района исследования над уровнем моря колеблется от 200 м (Усть-Илимская ГЭС) до 850 м (верхний Илим). Р. Ангара до создания Усть-Илимского водохранилища характеризовалась наличием «порогов». В связи с этим, водохранилищу свойственно чередование узких скалистых ущелий и озерных расширений.

Согласно (Усть-Илимское..., 1975), в районировании акватории Усть-Илимского водохранилища и прилегающих к нему территорий геоморфологически выделяются три дифференцированные зоны. Северо-Западная часть нижней части водохранилища (акватория Сизовского расширения) расположена в зоне низких плато с широким распространением ловушечных форм. Юго-Восточная часть верхней части водохранилища (воды Нижне-Илимского расширения, Илимского сужения и Игирминского залива) расположена в зоне неглубокого опускания плато с параллельным хребтовым рельефом. Остальная акватория и прилегающие территории сосредоточены в районе Ангарского хребта в зоне низких высот с многочисленными крупными ловушечными формами.

Разнообразие форм рельефа территорий, прилегающих к водохранилищу и образующих его берега, достаточно велико и определяется литологическим составом подстилающих пород, трапповыми выходами, тектоникой и эрозионными процессами, которые в совокупности образуют морфоструктуры и морфоскульптуры.

Среди морфоструктур, формирующих форму рельефа территорий, прилегающих к водохранилищу, основной является Ангарский хребет, который пересекает практически все водохранилище с юго-запада на северо-восток. Хребет образует гряды, плато, ловушки и гряды, чередующиеся с несколькими плоскими Междуречьями, вовлеченными в структуру высоких сплошных берегов водоема.

Морфоскульптурные банки формируются под влиянием абразивных, кумулятивных, лавинных и оползневых процессов на холмистой равнине, представляющей собой гладкую поверхность холмов, в структуре с уступами, кернами, монолитами базальта, диабазы, долеритовыми интрузиями (ловушками), покрытыми осадочным материалом песчаников, аргиллитов, сланцев, алевролитов, песков, гравия и др. Склоны покрыты таежной растительностью и осыпями, выходы интрузий, как правило, свободны от растительности (Мурашев, 2006). Значительная часть береговой линии водохранилища застроена высокими круто наклонными или пологими формами рельефа. Самые высокие формы рельефа образуют берега узких заливов. Низкие формы рельефа встречаются реже и связаны с широкими междуречьями, впадинами пологих равнин, пойменными террасами с мощным покровом осадочных пород. Такие формы характерны в основном для берегов Илимской части водохранилища и небольшой части Ангарского. Структура и форма берегов водохранилища и прибрежных зон также определяют скорость их переформирования. В частности, наибольшей эрозийной трансформации подвержены высокие берега с мощным осадочным чехлом. Формы рельефа, состоящие из магматических образований, подвержены быстрому преобразованию (Мурашев, 2006).

Геологическое строение

Раздел написан на основании Пояснительной записки к государственной геологической карте Российской Федерации, Ангаро-Енисейской серии.

Особенности геологического строения и истории развития территории Усть-Илимского района, как и всего Среднего Приангарья, обусловлены строением и развитием тектонических структур юго-западной части Сибирской платформы, именуемой в научной литературе Иркутским амфитеатром (Предбайкалье..., 1965; Атлас..., 2004; Мурашев, 2006; Атлас..., 1962; Геология..., 1962). Конкретно же территория района расположена в зоне сочленения нижнепалеозойских структур Иркутского амфитеатра с юго-восточной окраиной Тунгусской синеклизы. Как часть Сибирской плиты, Иркутский амфитеатр имеет двухъярусное строение. В основании его лежит складчатый фундамент, сложенный магматическими и метаморфическими породами архея и протерозоя. Складчатый кристаллический фундамент перекрыт осадочными породами, представляющими сложное сочетание разновозрастных структурно-седиментационных этажей, наложенных один на другой, преимущественно палеозойского (кембрий – силур, карбон – пермь) и мезозойского (триас – юра) возраста, образующий верхний этаж – осадочный чехол. Осадочный чехол сгладил неровности складчатого фундамента и определил формирование геоморфологических особенностей в пределах Среднесибирского плоскогорья.

На территории Сибирской платформы в пределах Усть-Илимского района выделяются две главные тектонические структуры: Тунгусская синеклиза и Илимское поднятие. В строении Тунгусской синеклизы участвуют верхнепалеозойский терригенный угленосный комплекс и залегающий на нем почти горизонтально вулканогенный комплекс нижнего триаса, образующие единый формационный ряд позднепалеозойско-раннемезозойского плитного структурного яруса, мощность которого колеблется от нескольких сотен до 1300 м. Синеклиза залегает со структурным и стратиграфическим несогласием на разновозрастных отложениях, начиная от силурийских в южной части, ордовикских и средне-верхнекембрийских на северо-востоке.

Позднепалеозойский структурный подъярус Тунгусской синеклизы вскрывается по ее периферии в виде узкой полосы либо в виде локальных поднятий в поле триасового вулканогенного подъяруса, формирующего каркас 143 основных структур Тунгусской синеклизы. Реликты триасового структурного подъяруса за пределами Тунгусской синеклизы сохранились в виде вулкано-тектонических структур трубчатого типа.

Геологические образования, связанные со структурами периферийной части Тунгусской синеклизы, занимают большую часть территории Усть-Илимского района, за исключением юго-востока и востока, особенности геологического строения, которых обусловлены структурными особенностями Илимского поднятия. На протяжении платформенного этапа развития территория Усть-Илимского района испытывала колебательные движения общего или дифференцированного характера разной интенсивности и направленности, совпадающих с активизацией орогенных процессов в соседних с платформой складчатых зонах.

В геологическом строении территории принимают участие древние архейско-раннепротерозойские интрузивные и метаморфические образования кристаллического фундамента Сибирской платформы, рифейские и венд-раннепалеозойские морские отложения, континентальные отложения карбона, перми и юры осадочного чехла, а также пирокластические образования, базальты покровов и интрузии трапповой формации раннего триаса юго-восточной окраины Тунгусской синеклизы. В кайнозое выделяются палеогеновые, неогеновые и четвертичные отложения. Стратиграфическое расчленение осадочной толщи плитного комплекса произведено в соответствии с Ангаро-Енисейской серийной легендой для геологических карт масштаба 1:1 000 000.

Стратиграфия

Кайнозойская группа (KZ)

Кайнозойские отложения включают в себя голоцен, неоплейстоцен, и плеоцен (рис. 2.1). Они в свою очередь состоят из аллювия пойменных террас, а так же аллювия первой надпойменной, второй, третьей, четвёртой, пятой шестой,

и седьмой террас, которые широко распространены в центральном и северо-восточном направлении района исследования.

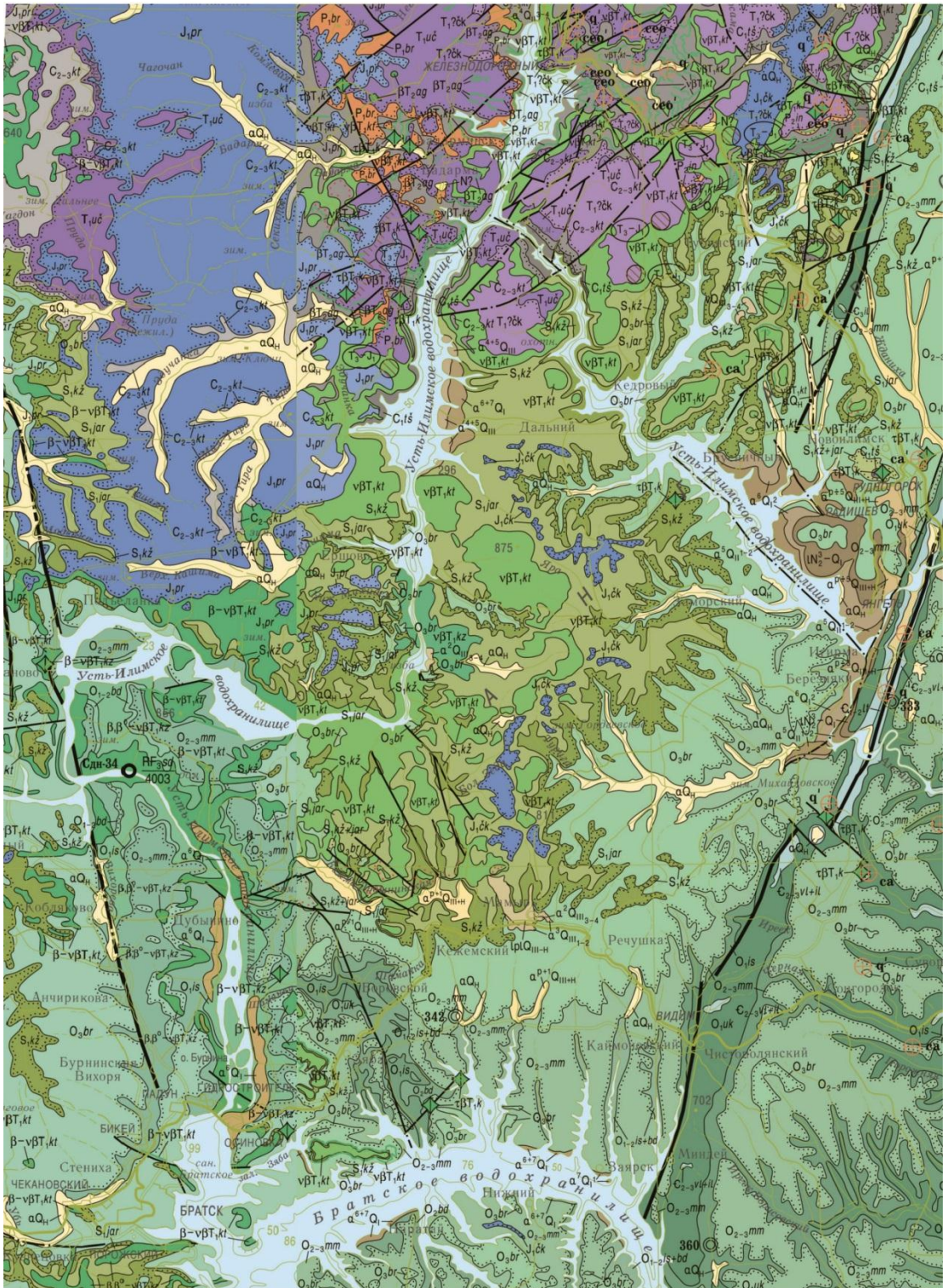


Рис. 2.1. Схематическая геологическая карта района работ.
(По Пермяков и др., 2012; Кириченко и др., 2012)

аргиллиты сероцветные, конгломераты, гравелиты, углистые аливалиты; прослой, пласты и линзы углей, глины пестроцветные монтмориллонитовые, гидрослюдные, калинитовые, хлоритовые, пластичные; песчаные железняки с железистыми конкрециями; пески и глины белые каолинизированные; брекчии. Мощность – до 80 метров.

Триассовые отложения же представлены агатским комплексом долеритов, кузьмовским комплексом габбродолеритов, а так же чайкаконской толщей и учамской свитой, распространены по всему району исследований. Литологический состав отложений: штоки, дайки, жилы, микродолериты, долерит-порфириты, пластовые тела, силлы, трубки взрыва долериты, олевиновые долериты, габбродолериты, троктолитовые долериты, феррогаббро, габбродолериты с кварцем и гранофиром, взрывные брекчии основного состава, шпирейкократовые габбродолериты с кварцем, долерит-пегматиты, базальты, трахиандезибазальты с прослоями туфов, туфы, лапилливые, гравийные, псаммитовые, агломератовые, пепловые; туффиты пропластки и линзы туфопесчанников, туфоалевролитов (Предбайкалье..., 1965). Мощность – до 250 метров.

Палеозойская группа (PZ)

Палеозойские отложения включают в себя пермскую, карбоновую, силурскую, и ордовикскую системы пород. Пермские отложения представлены *бургу克林ской свитой*, которая представлена на севере района исследований. Литологический состав: песчаники сероцветные с прослоями алевролитов, аргиллитов, вулканогенно-осадочных пород, пласты каменных углей, конкреции сидеритов, известняков (Атлас..., 1962). Мощность от 67 до 148 метров. Представителями карбоновых отложений являются катская, и тушамская свиты. Литологический состав: песчаники, алевролиты, аргиллиты, гравелиты, пласты каменных углей, песчаники полимиктовые, туфопесчаники, конгломераты, редкие прослой алевролитов, аргиллитов, туфов. Мощность – до 200 метров. Силурская система представлена ярской и кежемской свитами, которые расположены практически по всему району исследований. Литологический состав отложений:

алевролиты, аргиллиты красно- и пестроцветные, мергелей, доломитов, известняков пестроцветных, песчаники кварцевые, прослой и линзы алевролитов, аргиллитов, доломитов, редкие линзы песчаников и алевролитов железистых. Мощность – до 210 метров. Ордовикская система представлена братской, мамырской, бадарановской, ийской, и усть-кутской свитами. Литологический состав отложений: песчаники кварцевые серые пестроцветные, алевролиты тёмно-зелёные прослой доломитов, аргиллитов, мергелей, конгломератов, линзовидные прослой ракушняковых фосфоритов, песчаники грубозерновые пестроцветные, песчаники разнозернистые красноцветные косослоистые, известняки. Мощность – до 300 метров.

Тектоника

Территория, входящая в сферу влияния Усть-Илимского водохранилища, расположена в южной части Сибирской платформы, в зоне сочленения нижнепалеозойских структур Иркутского амфитеатра с юго-восточной окраиной верхнепалеозойской Тунгусской синеклизы (Предбайкалье..., 1965). Сильное влияние на тектоническое строение района оказали проявления мезозойского тектогенеза. Таким образом, созданный к настоящему времени структурно-тектонический облик района представляется сложным сочетанием разновозрастных структурно-седиментационных этажей, наложенных один на другой. Такими этапами являются нижнепалеозойский (кембрий – силур), верхнепалеозойский (карбон – пермь), раннемезозойский (триас) и мезозойский (юра).

Почти повсюду в породах нижнего этажа наблюдаются мелкие анти-клинальные складки с размахом крыльев до двух-трех десятков метров и амплитудой до нескольких метров. Наряду с этим в районе отчетливо выражено несколько крупных пликативных структур, осложненных разрывными нарушениями.

Одной из наиболее крупных и сложных структурных единиц нижнего этажа является Вихоревская флексура, представляющая собой приангарскую часть Окино-Вихоревской флексуры. Последняя начинается далеко на юге,

протягивается на север от г. Братска по долине р. Вихорева, в районе деревень Усть-Вихорева и Седаново пересекает долину р. Ангары и следует на северо-запад в бассейн р. Ковы. Вихоревская флексура на участке г. Братск – д. Седаново в морфологическом отношении имеет подобие антиклинальной складки, протягивающейся в субмеридиональном направлении более чем на 80 км. На всем протяжении от г. Братска до д. Седаново Вихоревская флексура осложнена пликативными и разрывными нарушениями. Последние, как правило, залечены секущими телами траппов.

Около д. Седаново к Вихоревской флексуре примыкает Седановская антиклиналь. Протягиваясь параллельно долине р. Ангары в юго-восточном направлении, антиклиналь постепенно выполаживается и несколько выше Долгого порога резко переходит в Дубынинское поднятие. На участке смыкания с Вихоревской флексурой северо-западное крыло антиклинали образует две антиклинальные складки, разграниченные узкой синклиналью. Являясь отражением крупного разлома фундамента в осадочном чехле платформы, Вихоревская флексура, по мнению С.М. Замараева и других (Атлас..., 1962), возникла в нижнем палеозое и продолжает оставаться активной до настоящего времени.

Тубинская антиклиналь хорошо выражена в рельефе и вырисовывается в плане в виде узкой полосы, протянувшейся от низовьев р. Тушамы (правый приток Илима) к северо-северо-востоку вдоль р. Тубы до верховьев р. Катанги на расстояние более 100 км при ширине 3-6 км. В центральной части складки длинная ось ее испытывает некоторый изгиб и смещается к востоку. В этом месте складка разделяется на две кулисообразно сочленяющиеся северную и южную части.

В районе Усть-Илимского водохранилища расположено несколько разломов, главных, и второстепенных. Часть из них выходит на поверхность, а часть скрыта под вышележащими образованиями и на поверхность не выходит. К основным разломам относятся разломы, выходящие на поверхность в районе Вихоревского залива, Седановского расширения, а также в истоках Илимской

части водохранилища. Вдоль русла Илимской части проходит второстепенный разлом с частичным выходом на поверхность. Также влияние привносит сеть второстепенных выходящих на поверхность разломов, локализованных в районе устья р. Илим и предплотинной части Усть-Илимского водохранилища.

Гидрография

Р. Ангара и созданное на ней Усть-Илимское водохранилище входит в состав крупнейшего в России бассейна р. Енисей, впадающего в Карское море Северного Ледовитого океана.

Р. Ангара на правобережном участке принимает крупнейший приток – р. Илим, в связи с чем, после создания Усть-Илимского водохранилища образовались две крупные части – Ангарская и Илимская. Меньшими притоками р. Ангары, образовавшими после зарегулирования реки крупные заливы, являются реки Касима, Эдучанка, Каменная, Бадарма, Черная, Карапчанка и Мирюнда. К этим притокам относится и левый приток реки – р. Вихорева. По гидрологическим характеристикам р. Вихорева относится к небольшим водотокам. Длина реки 296 км, ширина до 25 м, глубина до 2 м, средние скорости течения от 0,1 до 2,8 м/с. После создания Усть-Илимского водохранилища по долине р. Вихорева и впадающей в нее р. Будой, образовался крупнейший залив водохранилища – Усть-Вихоревский залив. К числу наиболее значительных притоков Илима, образовавших соответствующие заливы Илимского Пlesa, относятся Игирма, Тушама, Яра, Туба, Байкальская Рассоха и Чеченская Рассоха.

Прилегающие к водохранилищу территории характеризуются плотной гидрографической сетью, средняя величина которой составляет 0,5-0,7 км/км² (Атлас..., 1962).

Гидрологический режим рек, впадающих в водохранилище, за исключением р. Ангары, аналогичен большинству рек Сибири: выраженное весеннее половодье, снижение зимнего питания, уменьшение стока, образование льда и замерзание малых рек. Источники питания включают талую (49-54 %), грунтовую (26-42) и дождевую (8-25) воды (Усть-Илимское..., 1975). Амплитуда колебаний уровня воды не превышает 4-5 м (Геология..., 1962). Максимальное потепление

поверхностных слоев происходит в июле и составляет в среднем от +15...+18 °С. Замерзание рек начинается в среднем во второй декаде октября, вскрытие – в третьей декаде апреля. Для Илимского бассейна максимальные осадки характерны в августе-сентябре, но без сопутствующих осенних паводков (Предбайкалье..., 1965). По химическому составу речные воды относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы со слабой минерализацией (Магамедов, 2003).

Отличительной особенностью Ангарского режима является преобладание летне-осеннего стока и его равномерность в зимне-весенний период, что обусловлено высокой естественной регуляцией озера Байкал. После регулирования плотинами ГЭС и заполнения соответствующих искусственных водоемов Ангарский сток в нижнем течении Братской ГЭС значительно уменьшился.

Наполнение Усть-Илимского водохранилища началось в середине октября 1974 г. К лету 1977 г. уровень воды достиг отметки нормального подпорного горизонта (296 м) и объем водохранилища составил 59,4 км³, а площадь – 1872 км. Основные морфометрические характеристики водохранилища представлены в таблице (табл. 2.1, (Усть-Илимское..., 1975)).

Усть-Илимское водохранилище в целом можно охарактеризовать как водохранилище озерно-речного типа, с преимущественно речным режимом в истоковых узких участках заливов и озерным режимом в его продолжениях.

Гидрологический режим Ангары, в основном ее уровень в Усть-Илимском водохранилище, определяется работой Братского и Усть-Илимского гидроузлов. Сток Ангары ниже Усть-Илимской ГЭС характеризуется более равномерным распределением в течение года, плавным колебанием уровня водохранилища, образованием незамерзающей полыньи на 60-километровом участке.

На НПУ уровень Усть-Илимского водохранилища на Ангаре доходит до плотины Братской ГЭС (304 км), на Илеме - до села Аталаново Нижнеилимского района (302 км).

В течении большей части года уровень находится на НПУ и только с февраля по март-апрель он снижается на 1,5 м. По нормативам, за многолетний период сработка уровня воды не должна превышать 3,5 м. Давление воды по Ангарской ветке распространяется до плотины Братской ГЭС, а по Илимской от Аталаново до Шестакова. За годы с 1977 по 1987 годы уровни варьировались в пределах 294,00–296,27 м, а самый низкий наблюдался и на Братском водохранилище, в 1981 году. За период нормальной эксплуатации амплитуда уровня режима Усть-Илимского водохранилища достигала 4,09 м (Синюкович и др., 2011).

Таблица 2.1. Морфометрические характеристики Усть-Илимского водохранилища

Показатели		Части водохранилища		Водохранилище в целом
		Ангарская	Илимская	
Объем воды, км ³		42,0	20,7	62,7
Площадь, км ²		1107,0	765,0	1872,0
Длинна по средней линии		338	307	645
Длинна по средней линии, км	средняя	3,2	2,5	3,0
	максимальная	10,4	6,5	10,4
Глубина, м	средняя	38,0	26,8	31,4
	максимальная	94,2	66,0	94,2
Длинна береговой линии		1260	1124	1384

Положив в основу принципы морфометрического районирования, предложенные Матарзиным В.П. (1970) (Пуляевский, 1975), выделены Ангарский и Илимский плесы, а также пятнадцать районов и участков. Илимский плес по основным морфометрическим показателям лишь ненамного уступает Ангарскому, в связи с чем обоснованно выделяется как самостоятельная часть. Естественный гидрохимический фон каждого плеса отличали свои характерные признаки, которые обусловили формирование качественно различных акваторий.

В тепловом режиме водоема выделяют четыре периода: весеннее и летнее потепление, летне-осеннее и зимнее похолодание. Продолжительность тепловых периодов в некоторых частях акватории изменяется, что обусловлено морфометрическими параметрами водоема и ходом метеорологических показателей.

Весеннее потепление начинается подо льдом в апреле и заканчивается в июне с установлением гомотермии. К концу третьей декады июня температура воды в поверхностном слое поднимается до $+15...+18$ °С, в закрытых бухтах и на мелководье может достигать $+28...+30$ °С. В августе начинается охлаждение неглубоких участков водоема, затем более глубоких слоев. Охлаждение продолжается до третьей декады октября и заканчивается, когда температура проходит через $0,2$ °С, когда появляются забереги (Биология..., 1987).

Ледяной покров на Усть-Илимском водохранилище в среднем начинает формироваться в третьей декаде ноября и длится до второй-третьей декады мая. Продолжительность устойчивого ледового покрова водохранилища в пределах сизовского расширения (северная часть акватории) составляет в среднем 183 дня (175-207 дней.) (Ефимов, Учуватов, 2008).

Ветроволновой режим водохранилища также связан с температурными инверсиями в теплый период года, который характеризуется неравномерным расширением и сужением акватории. Преобладающие ветры западные с низкой скоростью (5-8 м/с), штормовые (>8 м/с) и шквальные (>25 м/с) имеют низкую повторяемость. Северо-западные ветры со скоростью 25 м/с и более развивают волны высотой до 3,0-4,0 м в растяжках. В преобладающей части акватории высота волн колеблется в пределах 1,5-2,0 м.

На водохранилище наблюдается обычный для глубоководных водоемов умеренной зоны тепловой цикл. Период прогрева родниковой воды начинается в апреле за счет проникающей солнечной радиации и заканчивается установлением весенней гомотермии в июне. В Илимском филиале это происходит примерно на 10 дней раньше, чем в Ангарском филиале. Прямая термическая стратификация устанавливается в половине июня, при летнем потеплении температура в

поверхностных слоях может достигать 20-26 °С. Больше всего горизонт прогревается на 10-15 м в июле-августе. Ниже находится слой температурного скачка металимнион. Гиполимнион занимает слои воды с температурой около 4 °С. В акватории водоема температура воды зависит от ветровых волн, скорости течения, обгона и обгона, от солнечной радиации, поэтому она очень резко меняется во времени и пространстве. Степень этой изменчивости во многом определяется глубиной залегания водоема. Быстрое потепление происходит на мелководье, в заливах. Амплитуда суточных изменений температуры воды зависит от сочетания многих факторов и, в первую очередь, от солнечной радиации и ветра, после максимального прогрева происходит интенсивное осеннее похолодание, в октябре происходит гомотермия и в конце октября начале ноября водоем замерзает. Температура воды зимой достаточно равномерна, а распределение воды имеет обратную стратификацию.

Лед появляется раньше в заливах, его толщина составляет от 90 до 100 см. Вскрытие происходит в конце мая начале июня и идет от верхних участков ко дну. Позже заливы очищаются ото льда.

Ниже плотины Братской ГЭС зимой образуется незамерзающий участок реки, длина которого изменяется в зависимости от температуры поступающей воды и ряда других факторов. Снежный покров образуется одновременно со льдом, и он исчезает немного раньше. Высота снежного покрова может достигать 40-50 см и более.

Гидрогеохимические особенности подземных вод района Усть-Илимского водохранилища выражаются в их вертикальном и горизонтальном распределении (Усть-Илимское..., 1975). В вертикальной структуре выделяют три зоны минерализации вод (сверху вниз): 1) пресная вода (с минерализацией до 1 г/л) – ультрапресная, щелочноземельная бикарбонатная, сульфатно – бикарбонатно-щелочная, гидрокарбонатно-кальциево-натриевая и сульфатно – натриевая вода мощностью 20-300 м слоя; 2) солоноватая вода (1-10 г/л) – щелочноземельная сульфатная, натриево-сульфатная, натриево-хлоридная и натриево-хлоридная

вода мощностью 30-300 м слоя; 3) соленая вода (10-35 г/л) – натриево-хлоридная вода с емкостью слоя 3050 м.

2.2. Антропогенная составляющая

Природный ресурсный потенциал определяет специфику промышленности всей Восточной Сибири. Помимо крупных энергетических комплексов в бассейне р. Ангары и ее водохранилищ расположены предприятия различных отраслей промышленности, сгруппированные в крупные промышленные зоны. К одной из таких зон относится расположенная в бассейнах Братского и Усть-Илимского водохранилищ промышленная зона г. Братск, в состав которой входят, в основном, промышленные комплексы химической, металлургической и лесоперерабатывающей промышленности. К наиболее крупным из них относятся Братский лесопромышленный комплекс (БЛПК) (в настоящее время АО Группа «Илим»), Братский алюминиевый завод (БрАЗ), входящий в настоящее время в ПАО «РУСАЛ Братск», завод ферросплавов и ТЭЦ. Основное техногенное влияние на экосистему Усть-Илимского водохранилища связано с поступлением сточных вод, в первую очередь БЛПК, а также коммунально-бытовых стоков г. Братск и г. Вихоревка, в небольшой приток р. Ангары – р. Вихорева в 130 км выше ее устья.

БЛПК стал первым крупным производственным комплексом Братской промышленной зоны. Р. Вихорева была выбрана по решению правительства СССР в качестве водоприемника сточных вод еще в 1957 г. По данным Стрижевой Т.А. (1985) в 80-х годах XX века БЛПК перерабатывал около 6 млн. м³ древесины, количество которой позволяло получить 940 тыс. т. беленой сульфатной целлюлозы, 90 000 т кормовых белковых дрожжей и 16 тонн скипидара, таллового масла и др. побочных продуктов. Приведем краткие сведения о применяемом на производстве под давлением и при высокой температуре сульфатном способе разложения древесины. После проведения расщепления (гидролиза), субстрат нейтрализуют раствором Ca(OH)₂, очищая целлюлозу. Остатки и сгусты непрореагированных компонентов идут в стоки.

Очищенная целлюлоза идет на получение ее нитратов, при получении которых образуются вещества в коллоидной форме. При дальнейшей переработке образуются волокна, часто – окрученные. Все это и ряд других растворенных веществ (лигнин, метанол, смолы и др. загрязнители в стоке) представляет собой вязкую, тягучую смесь с неприятным запахом. Известно, что на получение 1 т сульфатной целлюлозы расходуется 5,5 м³ древесины и 770 м³ оборотной воды, при этом объем сточных вод составляет 290 м³ (Бояркин, 1995).

В 1966 г. в г. Братск введен в эксплуатацию БрАЗ, который в настоящее время является крупнейшим в РФ (30 % от производимого) заводом по производству алюминия. На предприятии за счет электролиза криолит-глиноземных расплавов производят первичный алюминий для получения из него электротехнической катанки, мелкой и Т-образной чушки и т.д. Объем производства алюминия на 2021 г. составил 1010 тыс. т/год. Согласно проведенным компанией ПАО «РУСАЛ Братск» экологическим реконструкциям по оценке воздействия на окружающую среду БрАЗ (Проектная документация ..., 2022), прямого воздействия на поверхностные водные объекты предприятие не оказывает. Однако, техногенное воздействие завода проявляется в «передаче хозяйственно-бытовых сточных вод в централизованную систему водоотведения с последующей их очисткой и сбросом в р. Вихорева; оседании атмосферных выбросов на водную поверхность и водосборную территорию; возможной фильтрации через дно и откосы шламонакопителей и пруда-аккумулятора».

Качественный состав и степень загрязненности сточных вод предприятий промышленной зоны г. Братск, поступающих в р. Вихореву за более чем 60-летний период, зависят от вида вырабатываемой продукции, мощности предприятий, вида и типа применяемого оборудования, а также выбранного метода очистки сточных вод. Производственные сточные воды отводятся на городские очистные сооружения, после которых сбрасываются в р. Вихореву по трем выпускам. С пуском производств БЛПК, БрАЗ и развитием г. Братск в р. Вихорева поступали сточные воды с суммарным расходом в период зимней межени в 3-4 раза превышающие естественный водный сток реки (Стрижева,

1985). Из всего объема сточных вод, прошедших через очистные сооружения и поступавших в р. Вихорева, до нормативных показателей очищалось только 1 %, а недостаточно очищенными сбрасывается 99 % (Магамедов, 2003). В связи с этим, участок р. Вихорева ниже точки сброса сточных вод нередко называли «сточной канавой» (Панасенкова, 2010).

Многолетнее поступление сточных вод Братской промышленной зоны определило, что формирование Усть-Илимского водохранилища уже происходило на фоне интенсивного загрязнения р. Ангары и р. Вихорева. В настоящее время, несмотря на усовершенствование и реконструкцию основных технологических объектов предприятий Братской промышленной зоны и сокращение количества загрязняющих веществ в сточных водах, в открытой печати нередко появляются сообщения о фактах катастрофического воздействия антропогенной деятельности на всю экосистему р. Вихорева. Так, например, «природоохранной прокуратурой установлено, что в р. Вихорева, в результате кислородного голодания погибло несколько сотен особей рыб различных пород» (Про ЧП..., 2022), «массовая гибель рыбы в р. Вихорева произошла в связи с превышением предельно допустимых концентраций диметилсульфида, хлороформа, нефтепродуктов, фенола и лигнина» (Рыба..., 2023) и т.д.

Помимо сточных вод, поступающих с водой р. Вихорева, антропогенная нагрузка на Усть-Илимское водохранилище связана с атмосферным переносом. В результате выбросов предприятий Братской промышленной зоны в атмосферу поступают огромные количества загрязняющих веществ. От стационарных источников промышленных выбросов и автотранспорта в атмосферу г. Братск поступает более 80 загрязняющих веществ (Игнатьева и др., 2005). К доминирующим компонентам пылегазовых выбросов относятся фтористый водород (HF), твердые фториды, сероводород (H_2S), сернистый газ, хлор (Cl), сульфат натрия (Na_2SO_4), метилмеркаптан, техногенная пыль, тяжелые металлы, смолистые вещества, кремний (Чжан, Пузанова, 2007). Основными загрязняющими веществами, поступающими в окружающую среду от завода ферросплавов, являются Si, Mn, Fe, Cu, Zn и Pb (Chuparina et al., 2023). В пределах

Братской промышленной зоны происходит перемешивание поступающих в атмосферный воздух пылегазовых выбросов от различных предприятий. В связи с этим, определить вклад каждого достаточно сложно. Вместе с этим результаты снего-геохимической съемки выявили влияние предприятий теплоэнергетики (ТЭЦ-6, ТЭЦ-7 и Галачинская котельная) на загрязнение атмосферных осадков ураном и гидрокарбонат-ионом, а влияние БрАЗа – на загрязнение фтором (Мясников и др., 2009). Результаты изучения химического состава почв в г. Братске показали их загрязнение, в первую очередь, фторидами и алюминием, а также цинком, медью, ванадием и свинцом (Рунова и др., 2008).

Еще одним источником элементов антропогенного происхождения для Усть-Илимского водохранилища является Усть-Илимская промышленная зона, в пределах которой расположены, в основном, предприятия теплоэнергетики и Усть-Илимский лесоперерабатывающий комплекс (УИ ЛПК). Также как для БЛПК, к основной продукции УИ ЛПК относится сульфатная беленая хвойная целлюлоза, а также небеленая листовая и прессованная целлюлоза и продукты лесохимической и биохимической переработки. Однако, сточные воды этого комплекса сбрасываются в р. Ангару в 12 км ниже плотины Усть-Илимской ГЭС. Основным источником загрязнения нижней части Усть-Илимского водохранилища являются ливневые стоки, которые собираются с территории г. Усть-Илимск и сбрасываются в ручей Симаха, впадающий в водохранилище в 200 м выше створа плотины (Фрог, 2011).

2.3. Материалы и методы

Характерной особенностью Усть-Илимского водохранилища является неоднородность гидрологического режима. Верхний участок Ангарской части имеет характеристики близкие к речным условиям, изменяющиеся далее на озерные по всей акватории водоема, включая Илимскую часть. Эти гидрологические особенности легли в основу разделения русловой части Усть-Илимского водохранилища на несколько участков: I участок – от плотины Братской ГЭС до пос. Дубынино (40 км), II участок – от пос. Дубынино до пос.

Седаново (60 км), III участок – от пос. Седаново до устья Илимской части (155 км), IV участок – от устья Илимской части до плотины Усть-Илимской ГЭС (35 км) и V участок – Илимская часть (рис. 2.2). Отдельно рассмотрен Усть-Вихоревский залив Усть-Илимского водохранилища (рис. 2.3), состоящий из двух частей (Вихоревской и Бурдойской). Для оценки техногенного вклада отобраны пробы р. Вихорева.

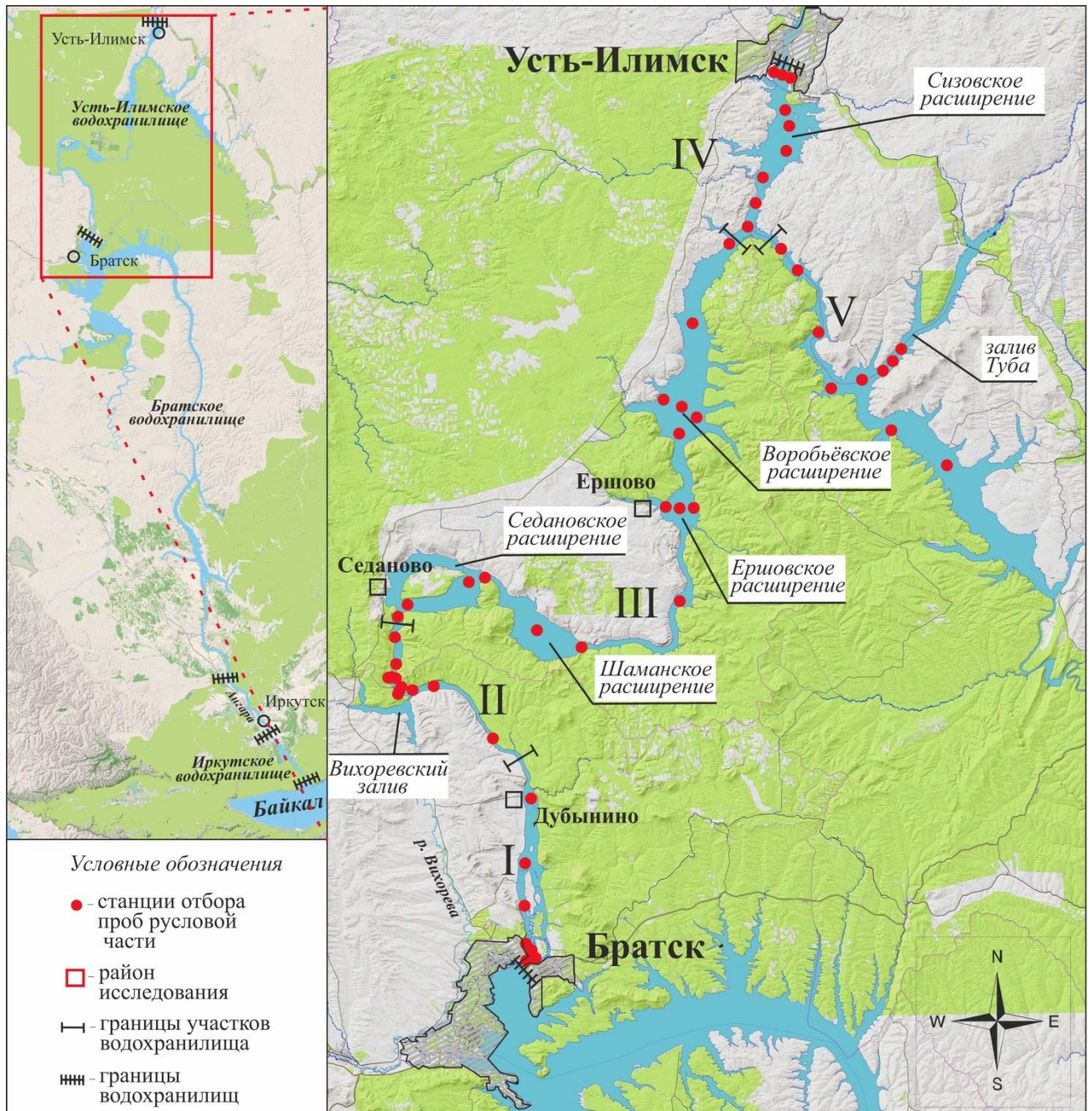


Рис. 2.2 Карта-схема отбора проб воды Усть-Илимского водохранилища (I-IV участки – Ангарская часть, V участок – Илимская часть).

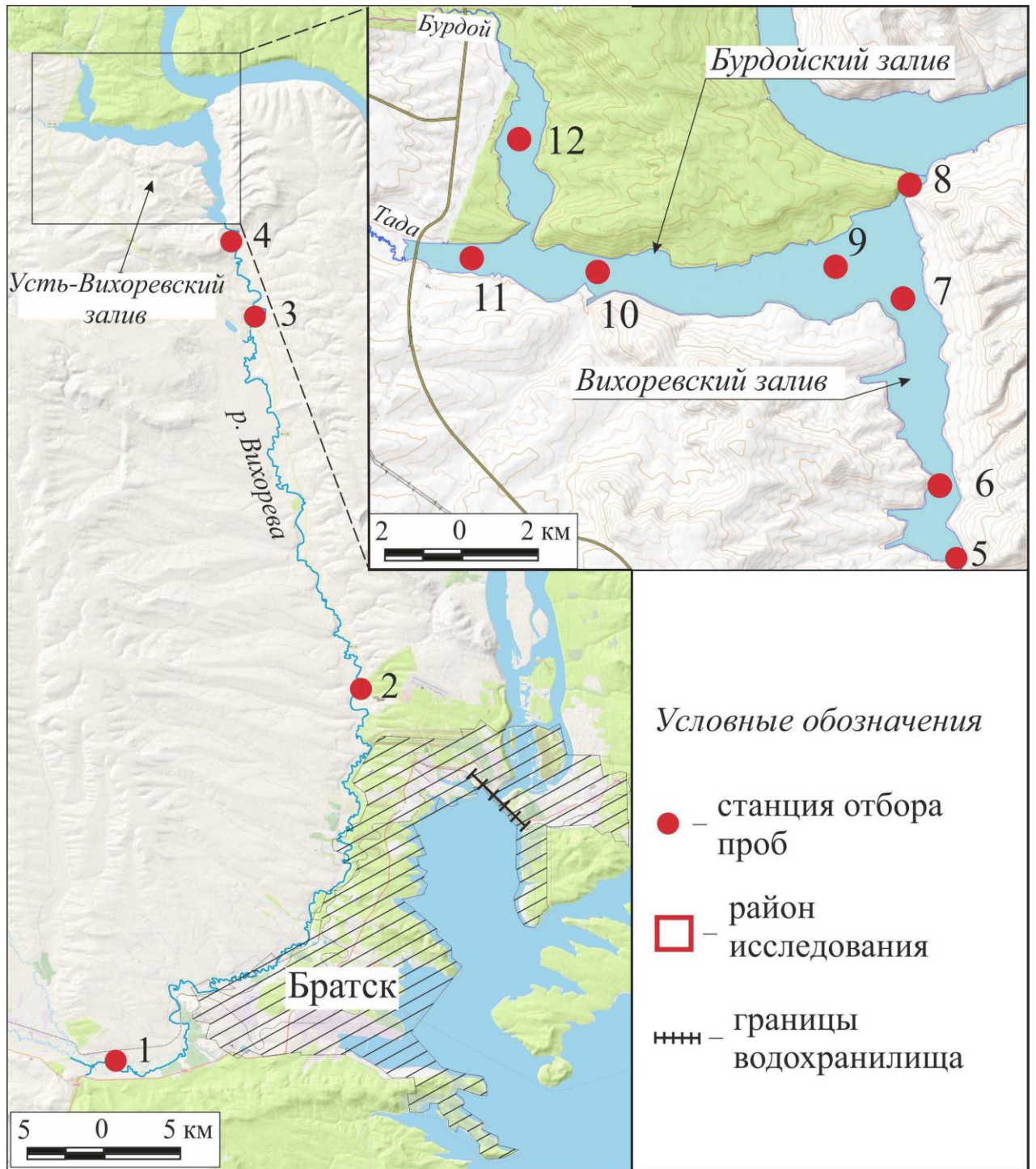


Рис. 2.3. Карта-схема станций отбора проб воды: р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива: 1 – 10 км ниже г. Вихоревка (выше г. Братск), 2 – 1 км ниже сточных вод промышленной зоны г. Братск, 3 – 14 км выше устья реки, 4 – 1 км выше устья; Вихоревский залив: 5 – впадение р. Вихорева в залив, 6 – 2 км ниже устья р. Вихорева, 7 – перед слиянием Вихоревского и Бурдойского заливов, 8 – устье Усть-Вихоревского залива; Бурдойский залив: 9 – перед слиянием Бурдойского и Вихоревского заливов; 10 – слияние заливов Тада и Бурдой, 11 – зал. Тада, 12 – зал. Бурдой.

Отбор проб воды Усть-Илимского водохранилища проводился в августе 2004, 2005, 2014 и 2017 гг. За весь период экспедиционных работ опробовано 62 станции, охватывающих акваторию водоема, и 4 станции по р. Вихорева. На техногенно-нагруженных участках, приуроченных к гг. Братск, Усть-Илимск и Усть-Вихоревскому заливу, а также Ершовское и Воробьевское расширения опробованы по створам: середина, правый и левый берег. Наиболее полная съемка выполнена в 2004 г. – 47 станций. В 2005 г. пробы воды отобраны на 33 станциях, в 2014 г. – на 16 станциях, в 2017 г. – на 29 станциях. Станции отбора проб воды показаны на рисунке 2.2 и 2.3. Описание точек отбора проб в русловой части Усть-Илимского водохранилища, Усть-Вихоревского залива (Вихоревский залив и Бурдойский залив) и р. Вихорева за все периоды исследований приведены в таблице 2.2.

Таблица 2.2. Характеристика станции отбора проб по акватории Усть-Илимского водохранилища

Место отбора	Км судового хода (с.х.)	Координаты	Год опробования			
			2004	2005	2014	2017
Ангарская часть						
нижний бьеф плотины Братской ГЭС	0,5	N 56° 17.37' E 101°47.29'	УИ-60	УИ-110	УИ-200	УИ-302
створ «Гидростроитель» (левый берег)	6	N 56° 19.50' E 101°49.09'	УИ-61	УИ-111	-	-
створ «Гидростроитель» (середина)	6	N 56° 20.22' E 101°50.12'	УИ-62	УИ-112	-	-
створ «Гидростроитель» (правый берег)	6	N 56° 20.30' E 101°52.21'	УИ-63	УИ-113	-	-
15 км ниже плотины Братской ГЭС	16	N 56° 26.48' E 101°50.40'	-	-	-	УИ-303
25 км с.х.	25	N 56° 29.03' E 101°48.01'	УИ-109	-	-	-
напротив пос. Дубынино	40	N 56° 36.57' E 101°49.04'	УИ-64	УИ-114	УИ-201	УИ-304
15 км ниже пос. Дубынино	55	N 56° 44.03' E 101°40.10'	УИ-108	УИ-115	-	УИ-305
5 км выше устья Вихоревского залива	74	N 56° 48.48' E 101°28.58'	УИ-65	УИ-116	УИ-202	УИ-306
напротив устья Вихоревского залива	79	N 56° 47.31' E 101°24.18'	УИ-67	-	-	-
0,5 км ниже устья	79,5	N 56° 47.58'	УИ-66	-	-	-

Место отбора	Км судового хода (с.х.)	Координаты	Год опробования			
			2004	2005	2014	2017
Вихоревского залива (левый берег)		Е 101°23.31'				
0,5 км ниже устья Вихоревского залива (середина)	79,5	N 56° 48.21' Е 101°23.39'	УИ-66	-	-	-
0,5 км ниже устья Вихоревского залива (правый берег)	79,5	N 56° 48.45' Е 101°23.52'	УИ-66	-	-	-
2,5 км ниже устья Вихоревского залива (левый берег)	82	N 56° 49.20' Е 101°20.40'	УИ-70	-	УИ-206	УИ-307
2,5 км ниже устья Вихоревского залива (середина)	82	N 56° 49.23' Е 101°21.11'	УИ-71	-	-	УИ-307а
2,5 км ниже устья Вихоревского залива (правый берег)	82	N 56° 49.26' Е 101°21.32'	УИ-72	-	-	УИ-307б
10 км ниже устья Вихоревского залива	89	N 56° 51.47' Е 101°21.55'	УИ-73	УИ-119	-	-
17 км ниже устья Вихоревского залива	92	N 56° 53.51' Е 101°21.55'	УИ-106	-	-	-
вход в Седановское расширение	97	N 56° 57.10' Е 101°22.23'	УИ-75	УИ-120	УИ-207	УИ-317
о. Подъеланский (южная оконечность)	107	N 56° 58.49' Е 101°32.03'	УИ-76	-	-	-
о. Подъеланский (восточная оконечность)	112	N 57° 00.05' Е 101°34.27'	-	УИ-121	-	-
вход в Шаманское расширение	124	N 56° 59.53' Е 101°43.17'	-	УИ-122	-	УИ-318
Шаманское расширение	138	N 56° 53.59' Е 101°53.32'	УИ-77	УИ-123	УИ-208	
выход из Шаманское расширения	145	N 56° 53.23' Е 101°59.50'	УИ-104	-	-	УИ-319
траверс руч. Ихтукан - руч. Мельничный	173	N 56° 58.45' Е 102°20.24'	УИ-78	УИ-124	-	-
Ершовское расширение (левый берег)	193	N 57° 08.49' Е 102°17.38'	УИ-105л			
Ершовское расширение (середина)	193	N 57° 08.46' Е 102°20.27'	УИ-103	УИ-125	УИ-209	-
Ершовское расширение (правый берег)	193	N 57° 08.54' Е 102°22.39'	УИ-105п	-	-	-
Воробьевское расширение, напротив зал. Мельничный	217	N 57° 20.27' Е 102°20.26'	УИ-81	УИ-126	-	УИ-320
Воробьевское расширение (левый берег)	218	N 57° 27.39' Е 102°21.17'	УИ-82л	-	-	-
Воробьевское расширение (середина)	218	N 57° 27.31' Е 102°23.44'	УИ-82	УИ-127	УИ-210	УИ-321
Воробьевское расширение (правый берег)	218	N 57° 27.26' Е 102°25.24'	УИ-82п	-	-	-
234 км с.х.	234	N 57° 31.05'	УИ-100	-	-	-

Место отбора	Км судового хода (с.х.)	Координаты	Год опробования			
			2004	2005	2014	2017
		Е 102°21.28'				
3 км выше устья Илима	251	N 57° 38.44' Е 102°30.33'	УИ-99	УИ-129	-	УИ-322
устье р. Илим	255	N 57° 39.47' Е 102°34.05'	УИ-83	УИ-130	УИ-211	УИ-323
5 км ниже устья Илима	261	N 57° 42.47' Е 102°35.21'	УИ-98	-	-	-
напротив зал. Бадарма	267	N 57° 45.19' Е 102°36.41'	УИ-91	УИ-139	-	-
напротив р. Ямная	279	N 57° 47.58' Е 102°38.25'	УИ-92	-	-	-
зал. Карапчанка	285	N 57° 53.22' Е 102°47.33'	-	УИ-140	-	-
напротив зал. Мирюнда	286	N 57° 55.23' Е 102°40.38'	-	УИ-141	-	-
верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС (левый берег)	290	N 57° 58.18' Е 102°40.05'	УИ-94	-	-	-
верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС (середина)	290	N 57° 57.23' Е 102°40.44'	УИ-93	УИ-142	УИ-212	УИ-325
верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС (правый берег)	290	N 57° 56.53' Е 102°42.20'	УИ-95	-	-	-
Илимская часть						
р. Илим. 3,5 км выше устья	4	N 57° 38.47' Е 102°37.49'	УИ-84	УИ-130	-	-
р. Илим, против зал. Зятейка	15	N 57°34.54' Е 102°45.39'	УИ-90	УИ-131	-	-
напротив р. Избушечная	30	N 57° 28.22' Е 102°47.52'	УИ-85	УИ-132	-	-
р-н пос. Кедровый, на входе в зал. Туба	51	N 57° 22.49' Е 102°55.14'	УИ-86	УИ-133	-	УИ-324
вход в зал. Туба	53	N 57° 23.58' Е 103°00.20'	УИ-88	-	-	-
5км ниже зал. Туба	58	N 57° 26.35' Е 103°05.21'	УИ-87	УИ-134	-	-
напротив зал. Черный	61	N 57° 17.15' Е 103°07.37'	-	УИ-135	-	-
пос. Брусничный	70	N 57° 13.50' Е 103°14.44'	-	УИ-136	-	-
устье зал. Тушама	77	N 57° 12.25' Е 103°20.17'	-	УИ-137	-	-
2 км ниже зал. Яра	89	N 57° 06.18' Е 103°24.19'	-	УИ-138	-	-
Вихоревский зал.						
устье Вихоревского залива	0,5	N 56° 47.31' Е 101°24.18'	УИ-67	УИ-117	УИ-205	УИ-315
Вихоревский зал., напротив Бурдойского зал.	2	N 56° 46.37' Е 101°23.44'	-	УИ-118	-	-

Место отбора	Км судового хода (с.х.)	Координаты	Год опробования			
			2004	2005	2014	2017
перед слиянием Вихоревского и Бурдойского зал.	6	N 56° 44.58' E 101°24.49'	УИ-68	-	УИ-203	УИ-314
2 км ниже устья р. Вихорева	8	N 56° 43.34' E 101°25.15'	-	-	-	УИ-313
устье р. Вихорева	10	N 56° 42.29' E 101°25.36'	-	-	-	УИ-312
Бурдойский залив						
перед слиянием Бурдойского и Вихоревского зал.	4	N 56° 46.18' E 101°22.03'	УИ-69	-	-	УИ-311
слияние зал. Тада и Бурдой	11	N 56° 46.31' E 101°15.08'	-	-	-	УИ-310
зал. Тада	13	N 56° 46.40' E 101°13.14'	-	-	УИ-204	УИ-308
зал. Бурдой	14	N 56° 48.06' E 101°14.49'	-	-	-	УИ-309
р. Вихорева						
устья р. Вихорева	-	N 56° 42.03' E 101°26.00'	-	-	В-4	ВР-5
14 км выше устья р. Вихорева	-	N 56° 37.47' E 101°27.40'	-	-	В-3	ВР-4
1 км ниже сточных вод промзоны г. Братск	-	N 56° 21.58' E 101°36.35'	-	-	В-2	ВР-3
10 км ниже г. Вихоревка	-	N 56° 05.29' E 101°21.06'	-	-	В-1	ВР-2

Отбор проб воды Усть-Илимского водохранилища проводился батометром OceanTest 110А. В русловой части водоема пробы воды отобраны с двух горизонтов: поверхностного – с глубины 0,6 м и придонного – в метровом слое от дна, в береговой части – с поверхностного горизонта. На каждой станции отобрано: проба для определения концентраций (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , PO_4^{3-} , NH_4^+) и ХПК, проба для определения концентраций NO_2^- , NO_3^- , проба для определения концентраций Hg, проба для определения концентраций Al, Cr, Fe, Mn, Co, Pb, Zn, Cd, As, Cu. Всего в 2004 г. отобрано 328 проб, в 2005 г. – 256 проб, в 2014 г. – 112 проб, в 2017 г. – 208 проб. В полевых условиях в поверхностных и придонных водах также производилось определение содержания растворенного кислорода.

На месте отбора в воде измерялся рН при помощи рН-метра «Эксперт-рН», прозрачность – диском Секки, температура – ртутным термометром. Пробы воды были отобраны в полиэтиленовые контейнеры: для определения концентраций основных ионов, PO_4^{3-} , NH_4^+ , ХПК – объемом 1,5 л, NO_2^- , NO_3^- – объемом 0,5 л, Hg – объемом 1 л, Al, Cr, Fe, Mn, Co, Pb, Zn, Cd, As, Cu – объемом 15 мл, предварительно промытые 3 %-ной азотной кислотой. Образцы воды для определения нитрат- и нитрит-ионов законсервированы хлороформом (1-2 мл). Образцы воды для определения микроэлементов были профильтрованы через одноразовые мембранные фильтры (0,45 мкм) и в контейнерах, дважды промытых отбираемой водой, немедленно подкислены сверхчистой азотной кислотой. Пробы воды на определение концентрации ртути консервировались 2 % KMnO_4 (0,5 мл) и 50 % H_2SO_4 (1 мл).

Отбор проб донных отложений на 10 станциях Усть-Илимского водохранилища осуществлен в 2014 г. (рис. 2.4). Отбор проб донных отложений производился с борта судна с помощью гравитационной трубки ГОИН-1 по всей акватории Усть-Илимского водохранилища, включая Усть-Вихоревский залив (рис. 2.4). Полученные керны разделялись на сегменты по 2 см и помещались в пластиковые емкости. Всего отобрано 158 проб донных отложений. В лабораторных условиях пробы донных отложений высушивались при комнатной температуре до постоянно-сухого веса, просеивались через сито 0,18 мм, квартовались, при необходимости, для определенных видов анализа (МС-ИСП, РФА) отквартованные пробы истирались в яшмовой ступке.

Аналитические работы выполнены с использованием научного оборудования ЦКП «Изотопно-геохимических исследований» ИГХ СО РАН (г. Иркутск). Определение в воде As, Cd, Cu, Zn, Fe, Co, Cr, Mn, Al, Pb выполнено методом МС-ИСП на масс-спектрометре ELEMENT-2 (Thermo Finnigan, Bremen, Германия). Калибровочные растворы приготовлены разбавлением многоэлементных стандартных растворов CLMS-1, -2, -3 («SPEX», США); флуктуации сигнала в течение процедуры съемки спектров контролировались с помощью внутреннего стандарта (Rh с конечной концентрацией в растворе 2

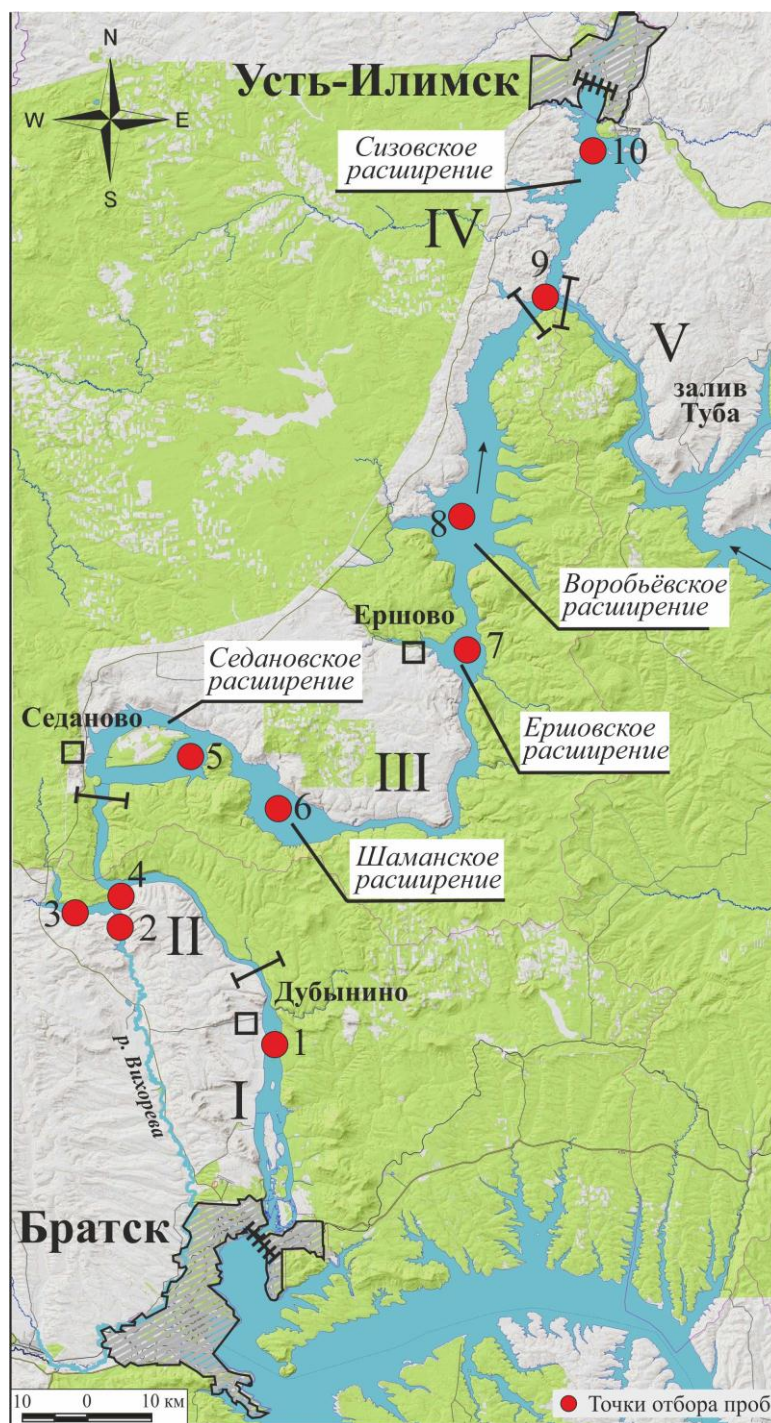


Рис. 2.4. Карта-схема отбора проб донных отложений Усть-Илимского водохранилища

мкг/дм³). Для приготовления всех растворов использовалась деионизированная вода, очищенная с помощью установки Simplicity-185 (18 Mom). Для определения пределов обнаружения были приготовлены холостые растворы по той же схеме, что и исследуемые образцы. Определение концентраций ртути в воде проводили на атомно-абсорбционном анализаторе РА-915⁺ с приставкой РП-91 методом

«холодного пара». Измерение концентраций HCO_3^- выполнено титриметрическим методом (ГОСТ 31957-2012 (А.2)), SO_4^{2-} – турбидиметрическим методом (ПНД Ф 14.1:2. 159-2000), Cl^- – меркуриметрическим методом (РД 52.24.402-2011), Ca^{2+} и Mg^{2+} – методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ПНД Ф 14.1.2:4.137-98), Na^+ и K^+ – методом эмиссионной спектроскопии (ПНД Ф 14.1:2:4.138-98), NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{3-} – фотометрическим методом (ГОСТ 33045-2014, ПНД Ф 14.1:2.1-95, ПНД Ф 14.1:2.106-97, растворенный кислород – йодометрическим методом. Определение химического потребления кислорода (ХПК) фотометрическим методом (ГОСТ 31859-2012) проведено для определения органического углерода (Сорг), рассчитанного по эквивалентному отношению углерода к кислороду. Номенклатуры методов, наименование методик, применяемое оборудование, контрольные образцы, диапазоны измерений и границы относительной погрешности методов приведены в Приложении 1.

Для определения содержания основных породообразующих элементов использована «Методика выполнения измерений массовой доли оксидов натрия, магния, алюминия, кремния, фосфора, калия, кальция, титана, марганца, железа и элементов серы, бария, стронция, и циркония в почвах, речных и донных осадках, илах и рыхлых отложениях рентгенофлуоресцентным методом» на сканирующем рентгенофлуоресцентном спектрометре S4 Pioneer (Bruker AXS) (ФР.1.34.2010.07097 (СТП ИГХ-003-097)). Диапазон измеряемых концентраций: SiO_2 (0,15-90,0%), TiO_2 (0,2-2,5%), Al_2O_3 (0,1-20,0%), Fe_2O_3 (0,1-20,0%), MnO (0,1-20,0%), MgO (0,1-20,0%), CaO (0,1-40,0%), K_2O (0,5-5,0%), Na_2O (0,5-5,0%), P_2O_5 (0,01-0,5%), S (0,02-0,5%). Определение концентраций Mn, Al, Pb, Fe, Cr, Zn, Cu, Cd, Co, Ni, As проведено методом атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрофотометре Perkin-Elmer (НСАМ №155-ХС, НСАМ №172-С, НСАМ №450-С), Hg – атомно-абсорбционным методом на анализаторе РА-915⁺ с приставкой РП-91 методом «холодного пара» (ПНД Ф 16.1:2.23-2000). Номенклатуры методов, наименование методик, применяемое оборудование, контрольные образцы, диапазоны измерений и границы относительной погрешности приведены в Приложении 1.

Для изучения форм нахождения элементов в донных осадках использовали метод (Кузнецов, Шимко, 1990), который является модификацией методики,

предложенной (Tessier et al., 1979). При экстракции различных форм Cd, Mn, Cu, Zn, Cr, Co, Ni, As, Pb, Fe, Al из донных осадков получены водорастворимая, легкообменная, карбонатная, органическая фракции, фракция аморфных гидроксидов металлов и адсорбированных на них элементов, нерастворимый остаток. Краткая схема экстрагирования форм элементов приведена в таблице 2.3. Химический анализ элементов в вытяжках осуществлен методом атомной абсорбции на спектрометре модели Perkin-Elmer-503 (США).

Таблица 2.3. Краткая методика постадийных вытяжек (Кузнецова, Шимко, 1990)

Фракции	Используемые реактивы
Водорастворимая	H ₂ O
Легкообменная	1н CH ₃ COONa, pH 7,0
Карбонатная	1н CH ₃ COONa+1н CH ₃ COOH pH 3,5
Органическая	30% H ₂ O ₂ , 1н CH ₃ COONa
Амфотерных гидроксидов	0,5М C ₅ H ₈ O ₅ COONa+1н NaHCO ₃
Легко разрушаемых силикатов	10 % HCl
Твёрдый остаток	HCl, катионированная вода

Формы нахождения Hg в донных осадках определены по методике (Bloom et al., 2003), согласно которой получены водо- и кислоторастворимая фракции, входящая в органические комплексы Hg, прочносвязанная в решетке минералов Hg и Hg в сульфидной форме. Краткая схема экстрагирования форм ртути приведена в таблице 2.4. Анализ Hg в вытяжках осуществляли методом атомной абсорбции на спектрометре «РА-915+».

Таблица 2.4. Краткая методика постадийных вытяжек (Bloom et al., 2003)

Фракции	Используемые реактивы
Водорастворимая	H ₂ O
Кислоторастворимая	0,1М CH ₃ COOH + 0,1М HCl
Органическая	1М NaOH (1М KOH)
Прочносвязанная в решётке минералов	12М HNO ₃
Твёрдый остаток	HCl, HNO ₃

Критерием изменений, происходящих с концентрациями поступающих с водами р. Вихорева элементов техногенного происхождения, выбран коэффициент кратности разбавления (1):

$$R = C/C_f,$$

где C – концентрация элемента в пробе,

C_f – фоновая концентрация элемента (концентрация элемента в воде точки наблюдений, расположенной в 17 км выше по течению от Вихоревского залива, где нет влияния р. Вихорева).

Для характеристики геохимических аномалий в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища использован коэффициент концентрации химического элемента – КК (Pekey et al., 2004; Пучков и др., 2008; Завальцева и др., 2016), который характеризует степень накопления элемента в донных отложениях относительно фонового содержания. КК рассчитывают по формуле:

$$КК = \frac{C_i}{C_f},$$

где C_i – концентрация i -го элемента, C_f – фоновая концентрация этого элемента в донных отложениях.

За фоновую концентрацию исследователи принимают концентрацию металлов в природных средах до техногенного воздействия, кларки соответствующих элементов, медиану или минимальное содержание элемента в донных отложениях (Pekey et al., 2004; Savvides et al., 1995). В настоящем исследовании в качестве условно фоновой концентрации использована медиана, определенных в донных отложениях всего Усть-Илимского водохранилища концентраций элементов. По рассчитанным значениям КК определяется степень загрязнения донных осадков: <1 – низкое загрязнение; $1-3$ – умеренное загрязнение; $3-6$ – значительное загрязнение; > 6 – очень высокое загрязнение.

Определение индекса геоаккумуляции (I_{geo}), предложенного (Müller, 1969), широко используется в геоэкологических исследованиях и является одним из подходов, который применяется для выделения антропогенной составляющей в донных отложениях (Wen, Xuelu, 2015; Xin et al., 2021). Расчет I_{geo} производится по формуле:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_i}{1,5C_f} \right),$$

где C_i – концентрация i -го элемента, C_f – фоновая концентрация этого элемента в донных отложениях; поправочный коэффициент 1,5 используется для учета возможных различия в значениях фона из-за литологической вариации.

Индекс геоаккумуляции определяет следующие классы качества донных отложений: $I_{geo} \leq 0$ (класс 0, практически незагрязненный); $0 < I_{geo} \leq 1$ (класс 1, незагрязненный для умеренно загрязненных); $1 < I_{geo} \leq 2$ (класс 2, умеренно загрязненный); $2 < I_{geo} \leq 3$ (класс 3, умеренно сильно загрязненный); $3 < I_{geo} \leq 4$ (класс 4, сильно загрязненный); $4 < I_{geo} \leq 5$ (класс 5, сильно к чрезвычайно загрязненным); $5 < I_{geo}$ (класс 6, чрезвычайно) (Müller, 1969).

Для выявления характерных закономерностей распределения химических элементов в воде и донных отложениях применялись статистические методы обработки данных. Описательная статистическая обработка данных (минимум, максимум, среднее, медиана, стандартное отклонение) проведена с использованием программного обеспечения MS Excel. Для выявления взаимосвязей между выборками показателей химического состава вод и донных отложений выполнен корреляционный анализ. Идентификация источников поступления элементов в водные объекты и факторов формирования химического состава проведена с использованием кластерного и факторного анализа. Использовано программное обеспечение StatSoft Statistica. В зависимости от решаемой задачи выборки данных сформированы с выделением временной или пространственной составляющих.

ГЛАВА 3. ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ УСТЬ-ИЛИМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Результаты этой главы основаны на опубликованных ранее работах автора (Долгих, Полетаева, 2018; Долгих, Полетаева, 2019; Долгих и др., 2022; Долгих и др. 2023; Долгих и др., 2024)

3.1. Река Вихорева, как основной источник поступления элементов антропогенного происхождения

Наиболее полное исследование, направленное на изучение влияния сточных вод на гидрохимический состав р. Вихорева, было проведено Стрижевой Т.А. (Стрижева, 1985) в 1974-1984 гг. Автором подробно изучена пространственно-временная динамика концентрации главных ионов и биогенных компонентов в воде р. Вихорева, р. Ангаре, образованного после зарегулирования реки Усть-Вихоревского залива и акватории Усть-Илимского водохранилища. В начале XXI века исследования акцентировались на определении концентраций специфических для деревоперерабатывающего производства загрязняющих веществ (NH_4^+ , сульфидов, нефтепродуктов, лигнина) в р. Вихорева и Вихоревском заливе (Варданян, Яблокова, 2014), а также концентраций главных ионов и биогенных компонентов в водной среде всего Усть-Илимского водохранилища (Полетаева и др., 2017; Долгих, Полетаева, 2018). Показано, что, несмотря на анонсированные природоохранные мероприятия, негативное воздействие сточных вод предприятий Братской промышленной зоны на р. Вихорева продолжается и, как и прежде, обусловлено значительным увеличением концентраций сульфидов, сероводорода, взвешенных и биогенных веществ, сульфат ионов, ионов хлора и натрия и др. загрязнителей в водах реки. Помимо специфических для каждого вида промышленности загрязняющих веществ, в окружающую среду потенциально может поступать большой спектр и других органических и неорганических соединений. Исследований, направленных на изучение концентраций микроэлементов в водной среде загрязненной р. Вихорева, не проводились.

Длительную временную динамику техногенного влияния стоков Братской промышленной зоны хорошо отражают органолептические характеристики вод р. Вихорева. В работе (Стрижева, 1985) показано, что до создания Усть-Илимского водохранилища коричневые воды высокозагрязненной реки при впадении резко контрастировали с голубовато-зелеными водами р. Ангары. Загрязненный поток характеризовался низкой прозрачностью (0,15-0,30 м), специфическим запахом, высокой цветностью и, самое показательное, устойчивой пеной и различными плавающими примесями (хлопья, слизь, радужные пятна и др.) на водной поверхности. В этот период зона влияния р. Вихорева распространялась по р. Ангаре на расстояние более 100 км. Создание водохранилища привело к улучшению качественных характеристик вод самой реки и зоны ее влияния, которая ограничивалась 10 км ниже по течению от устья реки (Стрижева, 1985). В период настоящих исследований специфический запах, высокая цветность и пена отмечалась на участках реки, приближенных к сбросам сточных вод. В районе слияния р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива характерные органолептические показатели загрязненных вод диагностируются менее четко, прозрачность воды 0,9 м.

3.1.1. Органическое вещество и кислородный режим

Одной из важнейших характеристик, определяющих эколого-геохимическую обстановку любого водного объекта, является концентрация растворенного кислорода в воде (Charpa et al., 2021). В соответствии с требованиями, предъявляемыми к составу поверхностных вод рыбохозяйственного назначения РФ, содержание кислорода в водах не должно быть ниже 6 мг O₂/л (Li et al., 2017). Считается, что гидробионты начинают испытывать стресс при концентрациях кислорода от 3 до 5 мг O₂/л (Контроль..., 1998), а при концентрации в воде 2 мг O₂/л и менее водоем не может поддерживать удовлетворительные для жизнедеятельности гидробионтов условия (Vaquer-Sunyer, Duarte, 2008). Вода т.н. 1 (рис. 2.3), расположенной выше стоков промышленной зоны г. Братск, и поэтому принятой для оценки техногенного воздействия на р. Вихорева в качестве условно фоновой станции, содержит

количество кислорода, достаточное для удовлетворительного существования гидробионтов и поддержания окислительной обстановки (рис. 3.1). После поступления сточных вод концентрация O_2 резко снижается, дефицит кислорода наблюдается на всем протяжении реки. Наиболее ярко это проявляется перед устьем реки (т.н. 4), где концентрация кислорода в воде падает до критических значений – $0,3 \text{ мг } O_2/\text{л}$. Несомненно, что такой кислородный режим реки определяет стрессовые условия для гидробионтов, которые сопровождаются тяжелыми последствиями для их жизнедеятельности, вплоть до гибели.

Специфичный для сульфатцеллюлозного и деревообрабатывающего производств состав сточных вод БЛПК включает в себя большие количества взвешенных и органических (лигнин, нефтепродукты, метанол, фенол и т.д.) веществ (Государственный..., 1999). Их присутствие в р. Вихорева после впадения сточных вод (т.н. 2) определяется значительным увеличением концентрации Сорг, по сравнению с условно фоновым содержанием. Ниже по течению, вплоть до самого устья реки, концентрация Сорг остается повышенной (рис. 3.1). В связи с этим, выделенное снижение концентраций кислорода в воде р. Вихорева свидетельствует об окислении большого количества органических веществ, поступающих со сточными водами.

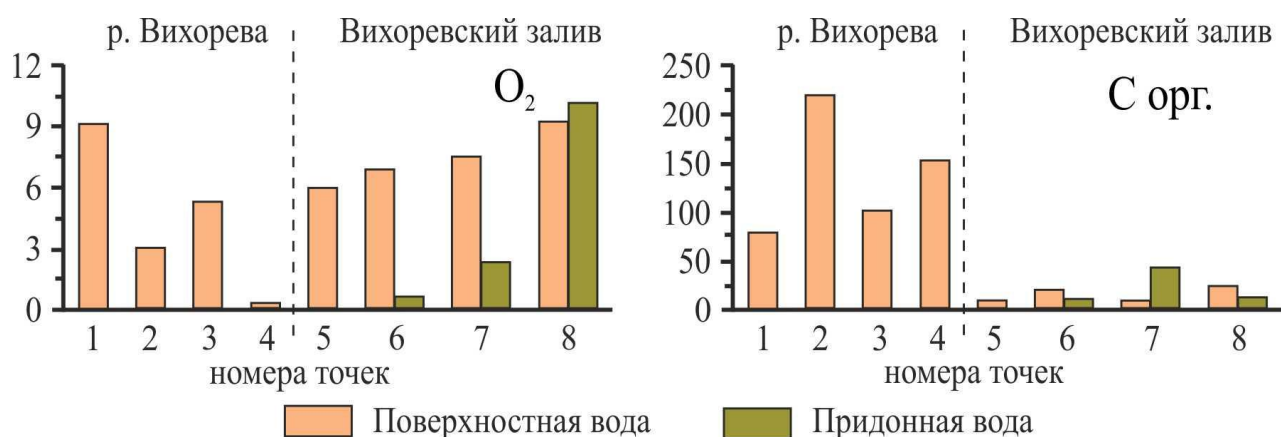


Рис. 3.1. Концентрация кислорода и органического углерода в воде р. Вихорева и Вихоревского залива (2017 г.). Номера точек соответствует точкам наблюдений, указанных на рис. 2.3

В воде Вихоревского залива концентрации O_2 подвержены значительным вариациям (рис. 3.1). Несмотря на увеличение его концентраций в поверхностных

слоях воды до нормативных для водоемов рыбохозяйственного назначения, в придонных слоях залива фиксируются очень низкие концентрации ($0,59 \text{ мг O}_2/\text{л}$). Только на выходе из Усть-Вихоревского залива концентрация кислорода по всей толще воды выше $9 \text{ мг O}_2/\text{л}$. Крайне низкие концентрации O_2 в придонной воде Усть-Вихоревского залива вероятно являются основным фактором, влияющим на резкое снижение биомассы и биоразнообразия зообентоса по сравнению с этими показателями на прилегающих к заливу участках русловой зоны водохранилища (Долгих, 2019). Концентрации Сорг в воде залива значительно снижаются, по сравнению с водой реки, составляя в среднем $12,1 \text{ мг/л}$. Воды Бурдойского залива содержат концентрации кислорода, достаточные для удовлетворительного обитания гидробионтов (табл. 3.1). Показатели органического вещества, составляющие в зал. Тада, зал. Бурдой и в районе их слияния $9,1\text{-}10,6 \text{ мг/л}$, увеличиваются в районе слияния Бурдойского и Вихоревского залива.

Таблица 3.1. Концентрации кислорода и органического вещества (мг/л) в воде Бурдойского залива (2017 г.)

№ т.н.*	Местоположение	O_2	С орг
т.н. 11	зал. Тада	6,69	9,1
т.н. 12	зал. Бурдой	8,92	9,4
т.н. 10	слияние заливов Тада и Бурдой	9,39	10,6
т.н. 9 (п)**	перед слиянием Бурдойского и Вихоревского заливов	9,31	19,7
т.н. 9 (д)		6,87	21,3

* – т.н. соответствует точкам наблюдений, указанных на рис. 2.3

** – п – поверхностная, д – придонная вода

3.1.2. Биогенные компоненты

Соединения азота и фосфора являются составной частью всех живых организмов, им принадлежит ведущая роль в развитии жизни в водоемах. Вместе с этим, они также считаются одним из показателей загрязнения вод. Основным природным источником биогенных элементов для водоемов является их поступление с речным притоком и атмосферными осадками, для водохранилищ – на первое место, особенно в период заполнения и стабилизации водоема,

выступают процессы взаимодействия водных масс с почвенным и растительным покровом поверхности водосбора. На концентрацию азотистых соединений в воде влияют различные биохимические процессы, такие как окисление NH_4^+ , NO_3^- и других промежуточных соединений, образующихся при бактериальной деструкции органических форм азота, ассимиляция минеральных форм азота автотрофными и гетеротрофными микроорганизмами, редукция NO_2^- и NO_3^- денитрифицирующими бактериями и т.д. (Степанова, Бикбулатова, 2015). В настоящее время большое влияние на концентрации в водной среде азота и фосфора оказывает антропогенная деятельность, к которой в первую очередь относится их поступление со сточными водами и сельскохозяйственными стоками (Mendiguchía et al., 2007; Fu et al., 2023).

Основной формой нахождения азота в р. Ангаре и ее притоках, а также Братском водохранилище является NO_3^- (Алиева, Загорулько, 2013; Полетаева и др., 2018). Результаты исследования форм минерального азота в воде р. Вихорева показали, что в т.н. 1-4 преобладающим является ион аммония, который является продуктом процесса превращения органических азотсодержащих веществ в неорганические и считается основным показателем хозяйственно-бытового загрязнения. Со сточными водами Братской промышленной зоны в реку сбрасывается колоссальное количество NH_4^+ . Объемы поступающего со сточными водами аммонийного азота в 2014 г. составили 132 т/год, в 2016 г. – 71 т/год (Государственный..., 2014; Государственный..., 2017). Наибольшая концентрация, составляющая 3 ПДК (ПДК = 1,5 мг/л), была зафиксирована в воде р. Вихорева в 1 км ниже сброса сточных вод (рис. 3.2). Ниже по течению концентрация аммонийного азота постепенно снижается за счет процессов окисления, происходящих по схеме: $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$. Минимальная концентрация NH_4^+ (0,36 мг/л) зафиксирована в воде устья реки.

Полученные данные по распределению NO_3^- в воде р. Вихорева не показывают увеличения его концентраций после поступления сточных вод (рис. 3.2). По длине реки распределение нитрат-иона, изменяющегося в пределах от 0,15 мг/л до 0,25 мг/л, достаточно равномерно. Все концентрации нитрит-ион в

воде реки ниже предела используемой для химического анализа методики ($< 0,003$ мг/л).

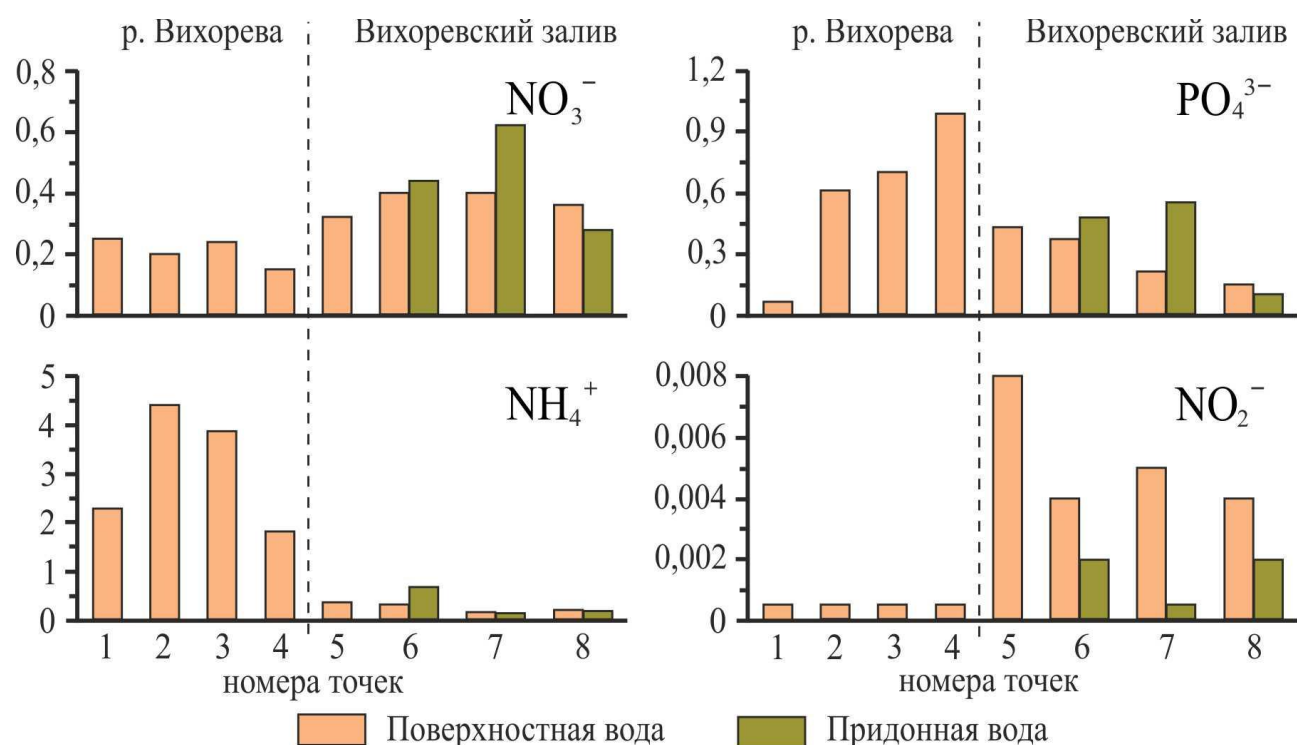


Рис. 3.2. Концентрация биогенных элементов (мг/л) в воде р. Вихорева и Вихоревского залива (2017 г.). Номера точек соответствует точкам наблюдений, указанных на рис. 2.3

Распределение PO_4^{3-} в воде р. Вихорева показывает, что для реки его основным источником являются производственные и бытовые сточные воды г. Братск (рис. 3.2). Причем, техногенное воздействие на его концентрацию проявляется более четко, по сравнению с ионом аммония, увеличение концентрации которого после поступления сточных вод составляет около 2 раз. Концентрации общего фосфора на фоновой точке наблюдений (т.н. 1) минимальны (0,06 мг/л), а в т.н. 2 возрастают в 10 раз. Средняя концентрация фосфора в воде р. Вихорева после стоков составляет 0,77 мг/л.

В воде Вихоревского и Бурдойского заливов, также как в других водоемах р. Ангары (Алиева, Загорулько, 2013; Полетаева и др., 2018), доминирующим становится нитрат-ион (рис. 3.2, табл. 3.2). Исключение составляют придонные

воды Вихоревского залива в 2 км ниже устья реки, где концентрации NO_3^- и NH_4^+ находятся в равных долях. Концентрации NO_3^- , NH_4^+ и PO_4^{3-} на участке впадения р. Вихорева в Вихоревский залив близки к их концентрациям в воде Усть-Вихоревского залива, концентрации NO_2^- – значительно выше (рис. 3.2).

Таблица 3.2. Концентрации биогенных компонентов (мг/л) в Бурдойском заливе (2017 г.)

№ т.н.*	Местоположение	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	PO_4^{3-}
т.н. 11	зал. Тада	0,28	0,074	0,005	0,19
т.н. 12	зал. Бурдой	0,26	0,070	<0,003	0,07
т.н. 10	слияние заливов Тада и Бурдой	0,26	0,108	<0,003	0,16
т.н. 9 (п)**	перед слиянием	0,28	0,084	0,004	0,17
т.н. 9 (д)	Бурдойского и Вихоревского заливов	0,35	0,065	<0,003	0,19

* – т.н. соответствует точкам наблюдений, указанных на рис. 2.3

** – п – поверхностная, д – придонная вода

В воде Вихоревского залива распределение изучаемых компонентов неоднородно. Уменьшение концентраций иона аммония от впадения реки к устью залива при одновременном увеличении концентраций нитрат-иона свидетельствует о преобразовании форм азота. Концентрации фосфора и минеральных форм азота в воде залива близки между собой, составляя в среднем 0,33 мг/л для PO_4^{3-} , 0,40 мг/л для NO_3^- и 0,15 мг/л для NH_4^+ . Концентрация NO_2^- в водах залива незначительна (в среднем 0,003 мг/л), т.к. эта форма азота является промежуточным, нестойким продуктом в процессе нитрификации. Характерной чертой распределения фосфора и минеральных форм азота в Вихоревском заливе является увеличение их концентраций в придонных слоях воды (рис. 3.2). В воде Бурдойского залива концентрации NO_3^- (среднее 0,29 мг/л), NH_4^+ (среднее 0,08 мг/л) и PO_4^{3-} (среднее 0,16 мг/л) несколько ниже, чем в Вихоревском. Увеличение концентраций нитрат-иона в воде залива наблюдается от участков впадения зал. Тада и зал. Бурдой к району слияния Вихоревского и Бурдойского заливов (т.н. 9).

При впадении Усть-Вихоревского залива в основное русло Усть-Илимского водохранилища концентрации биогенных компонентов уменьшаются, достигая их средних значений по русловой части (Долгих, Полетаева, 2018; Долгих, 2018). В устье Усть-Вихоревского залива концентрации фосфора и азота в поверхностной воде становятся выше, чем в придонной, что указывает на стабилизацию гидрохимического состава водоема после техногенного воздействия и преобладание природных процессов, связанных с жизнедеятельностью фито- и зоопланктона.

3.1.3. Основной ионный состав

Минерализация вод Вихоревского залива изменяется от 136,2 до 487,5 мг/л, Бурдойского залива – от 136,4 до 217,8 мг/л. Значение рН, составляющие от 7,25 до 8,20, определяют близкую к нейтральной или слабощелочную среду. Более высокая минерализация определена в водах р. Вихорева (от 326,8 до 982,4 мкг/л), величина рН – слабощелочная (до 8,20). Концентрации главных ионов в воде р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе показаны на рисунке 3.3 и таблице 3.3.

В воде условно фоновой станции р. Вихорева (т.н. 1), по сравнению с русловой частью Усть-Илимского водохранилища, определены более высокие концентрации HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ и близкие концентрации Cl^- и Na^+ (рис. 3.3). Такие гидрохимические показатели реки обуславливают природные факторы их формирования: фильтрация сульфатно-гидрокарбонатных подземных вод в днище долины реки (Шенькман, 1975) и выщелачивание гипсов, распространенных в ее бассейне (Стрижева, 1985). Вместе с этим, доминирующим анионом в воде реки, также как в Усть-Илимским водохранилище (Варданян, Яблокова, 2014), является HCO_3^- , катионом – Ca^{2+} . Концентрации $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$, $\text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$.

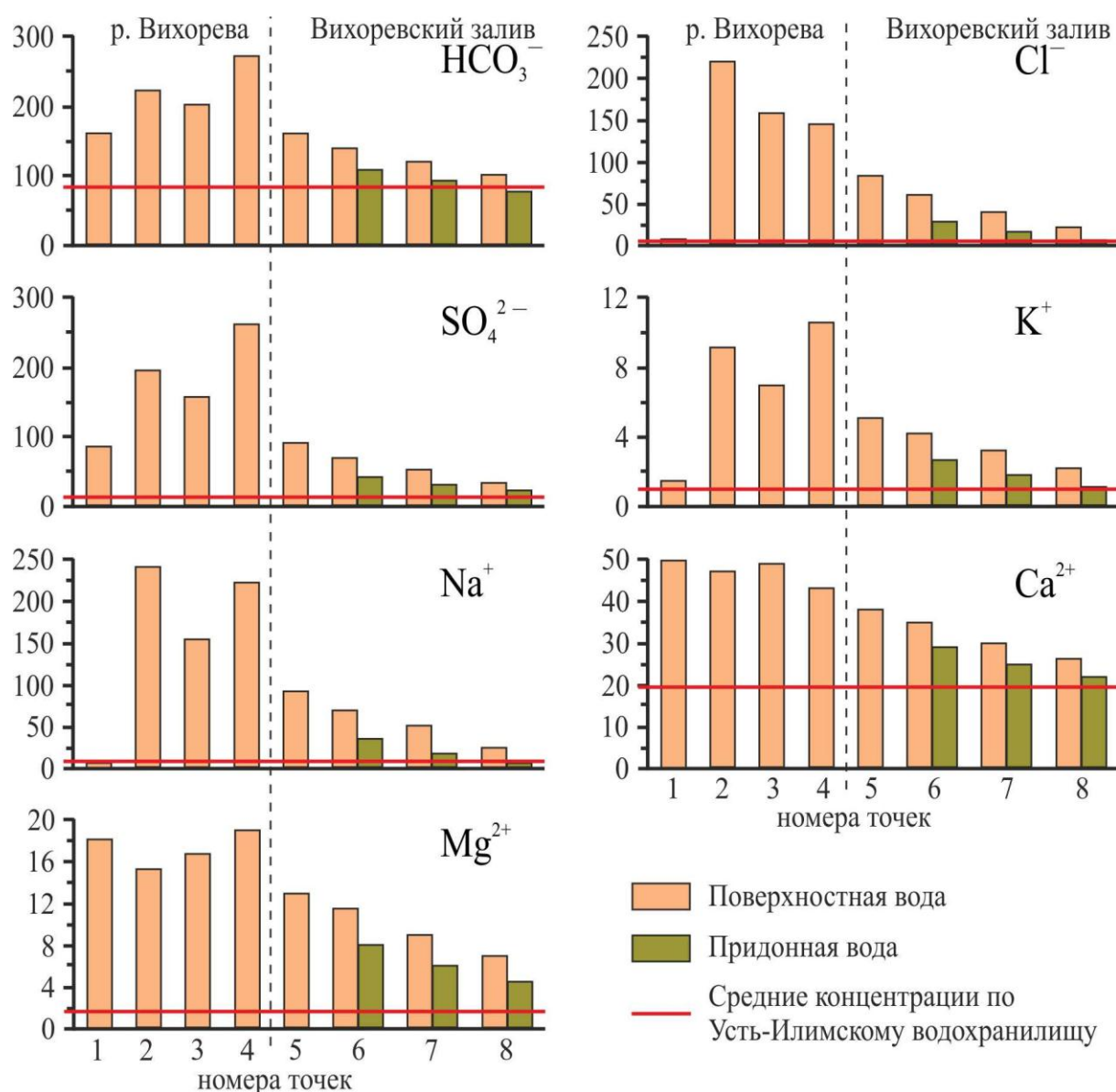


Рис. 3.3. Концентрации главных ионов (мг/л) в воде р. Вихорева и Вихоревском заливе в 2017 г. Средние концентрации в воде русловой части Усть-Илимского водохранилища приведены по (Полегаева и др., 2017). Нумерация точек соответствует рисунку 2.3

К компонентам основного ионного состава, концентрации которых в водной среде увеличиваются под воздействием антропогенных факторов, относятся, в основном, Cl⁻ и SO₄²⁻ (Chen et al., 2002; Li et al., 2017). Состав сточных вод Братской промышленной зоны также включает в себя большие количества хлорид- и сульфат-ионов. Так в 1997 г. в р. Вихорева за год сброшено 12860 т сульфат-иона, 30650 т хлорид-иона (Государственный...,1999). В 2016 г. приводятся еще большие значения, поступающих в реку загрязняющих веществ:

27800 т сульфат-иона, 49989 т хлорид-иона (Государственный...,2017). Несомненно, для небольшой реки такие значительные объемы загрязняющих веществ отражаются в резком увеличении концентраций Cl^- и SO_4^{2-} в воде (рис. 3.3). Данных по концентрациям Na^+ и K^+ в сточных водах в официальных источниках не приводится. Вместе с этим, на их антропогенное происхождение указывает значительное повышение (в 61 и 6 раз, соответственно) концентраций этих ионов в воде т.н. 2, по сравнению с т.н. 1. После поступления сточных вод в воде р. Вихорева концентрации $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$, концентрации $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$.

Таблица 3.3. Концентрации главных ионов, кислорода и органического вещества в Бурдойском заливе (2017 г.)

Т.н.*	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
т.н. 11	99,6	12,2	20,8	1,7	15,5	26,1	7,3
т.н. 12	120,0	11,4	22,0	1,8	14,6	29,0	10,0
т.н. 10	107,8	16,6	29,2	2,0	20,7	27,8	8,0
т.н. 9 (п)**	105,9	20,4	32,4	2,2	22,0	27,0	7,0
т.н. 9 (д)	82,5	5,0	12,4	1,2	7,7	22,0	4,9

* – т.н. соответствует точкам наблюдений, указанных на рис. 2.3

** – п – поверхностная, д – придонная вода

В водах т.н. 3 и 4 р. Вихорева и т.н. 5-8 Вихоревского залива доминирующим анионом остается HCO_3^- . Концентрации $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$, за исключением т.н. 3, в которой $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$. Соотношение катионов в воде реки и залива остается сходным с т.н. 2: $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$. Только в придонной воде т.н. 7, поверхностной и придонной воде т.н. 8 Вихоревского залива Ca^{2+} , также как в водах Усть-Илимского водохранилища, становится преобладающим. Далее следуют $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$.

Закономерное последовательное уменьшение компонентов техногенного происхождения в р. Вихорева и Вихоревском заливе по мере течения вод от источника загрязнения наблюдается только для ионов хлора (рис. 3.3). Во всех

точках наблюдения залива концентрации основных ионов в поверхностной воде выше, чем в русловой части Усть-Илимского водохранилища (рис. 3.3). Только в придонной воде устья Усть-Вихоревского залива (т.н. 8) концентрации главных ионов становятся близки к средним показателям по всему водохранилищу. Результаты исследования показали, что по всему Вихоревскому заливу концентрации главных ионов в поверхностном слое выше, по сравнению с придонным (рис. 3.3). Подобное явление, отмеченное и в предыдущих исследованиях (Стрижева, 1985), связано с растеканием более теплых, подогретых сточными водами вод р. Вихорева, по поверхности холодных вод р. Ангары.

Основной ионный состав Бурдойского залива формируется с участием поступающих в него рек Тада и Бурдой (Полетаева и др., 2017). Ближе к устьевым участкам рек (т.н. 11 и т.н. 12) концентрации SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ – основных компонентов, поступающих со сточными водами Братской промышленной зоны, ниже, чем в т.н. 10 Бурдойского залива (табл. 3.3). Также как в Вихоревском заливе в т.н. 9, концентрации катионов и анионов в поверхностной воде повышены по сравнению с придонной. Выделенные особенности пространственного распределения главных ионов показывают, что обмен вод между смежными частями Усть-Вихоревского залива, определяющийся гидродинамическими параметрами водоема, способствует распространению загрязненных вод р. Вихорева в Бурдойскую часть.

3.1.4. Микроэлементный состав

Концентрации микроэлементов в воде р. Вихорева, Вихоревском и Бурдойском заливах (табл. 3.4, рис. 3.4) характеризуются широким диапазоном значений: Al (5,3-761,1 мкг/л), Cr (0,19-3,29 мкг/л), Mn (16,2-511,5 мкг/л), Fe (27,0-1567,2 мкг/л), Co (0,03-0,80 мкг/л), Cu (0,53-8,18 мкг/л), Zn (1,8-43,3 мкг/л), As (0,38-3,74 мкг/л), Cd (0,014-0,209 мкг/л), Pb (0,05-0,77 мкг/л) и Hg (0,0005-0,0049 мкг/л). Сравнение концентраций потенциально опасных микроэлементов с нормативами качества водоемов показывает, что в воде р. Вихорева и

Вихоревском заливе зафиксированы концентрации Al, Mn, Fe, Cu и Zn, превышающие предельно-допустимые нормы для водоемов рыбохозяйственного назначения (ПДКрбх), Al, Mn и Fe – предельно-допустимые нормы для водоемов питьевого назначения (ПДКпв) (табл. 3.4). В воде Бурдойского залива концентрации Mn в придонной воде т.н. 9 выше ПДКпв, концентрации Mn во всех т.н. и Cu в т.н. 10 и 11 – выше ПДКрбх.

В воде условно фоновой для р. Вихорева станции (т.н. 1) концентрации Al (107,0 мкг/л), Fe (226,8 мкг/л), Cu (3,62 мкг/л) и Zn (20,7 мкг/л) уже значительно выше, чем в Усть-Илимском водохранилище. В материалах статистической отчетности по стокам, образованным в результате деятельности лесопромышленного и энергетического комплексов Братской промышленной зоны, а также хозяйственно-бытовых сточных вод г. Братск, приводятся данные только по количеству поступающего в воды р. Вихорева железа, фактический сброс которого в 1997 г. составил 161,5 т/год (Государственный..., 1999). Через 20 лет его концентрация в промышленных стоках снизилась, сброс сократился – до 24 т/год (Государственный..., 2017). В период исследований концентрации Fe в воде т.н. 2 после поступления сточных вод возрастают незначительно (с 226,8 мкг/л до 292,7 мкг/л) (рис. 3.4).

Таблица 3.4. Концентрации микроэлементов в Бурдойской части Усть-Вихоревского залива (2017 г.)

Т.н.*	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
т.н. 11	16,2	0,28	90,7	37,6	0,04	0,57	1,9	0,51	0,05	0,07	0,0010
т.н. 12	13,3	0,19	36,2	27,0	0,07	0,53	2,4	0,53	0,05	0,09	0,0005
т.н. 10	24,8	0,39	55,6	40,9	0,05	8,18	3,4	0,53	0,11	0,16	0,0022
т.н. 9 (п)**	23,5	0,49	16,2	38,5	0,04	1,03	1,9	0,59	0,04	0,08	0,0021
т.н. 9 (д)	5,3	0,19	139,6	23,9	0,03	2,04	3,3	0,49	0,04	0,06	0,0010

* – т.н. соответствует точкам наблюдений, указанных на рис. 2.3

** – п – поверхностная, д – придонная вода

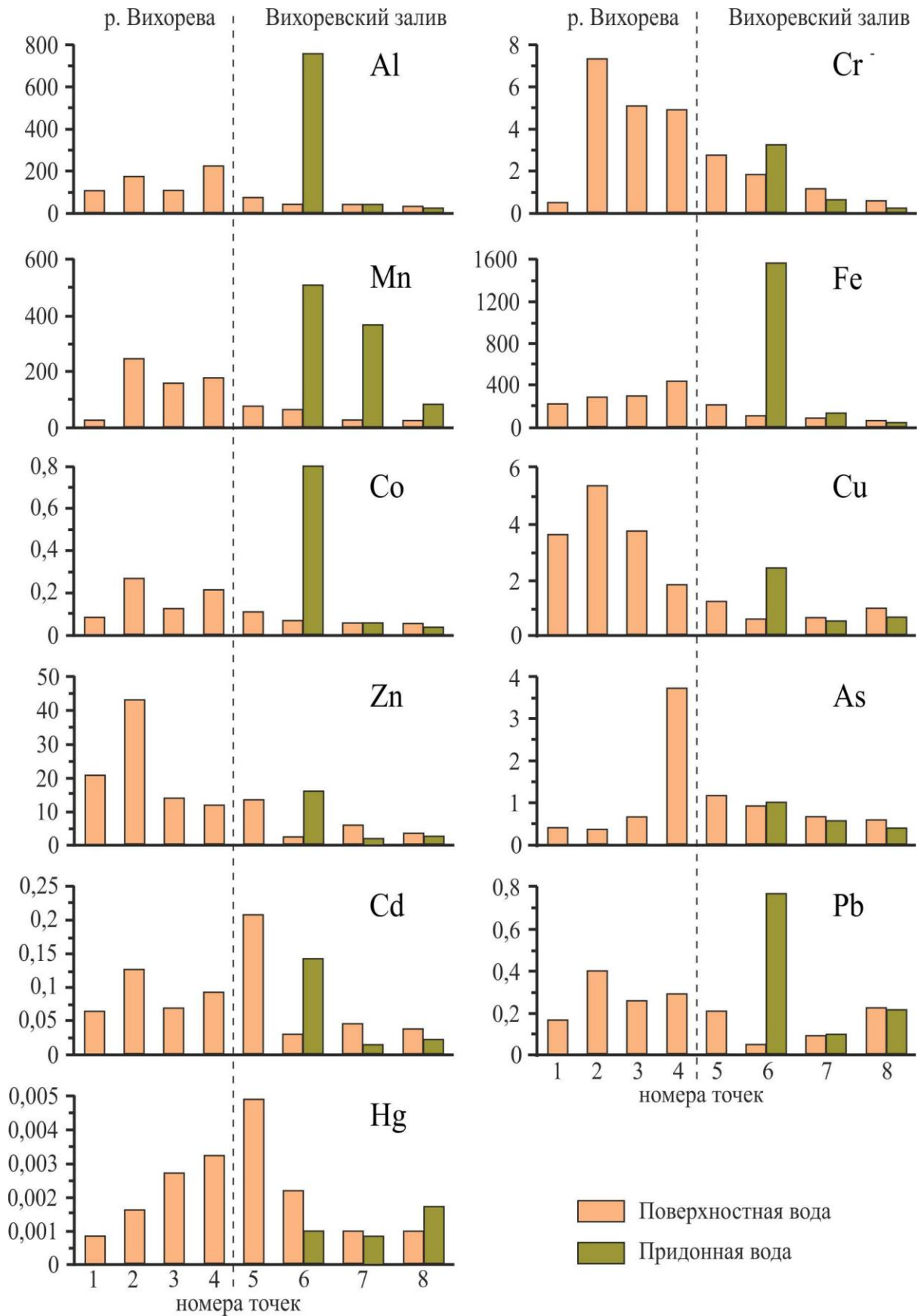


Рис. 3.4. Концентрации микроэлементов (мкг/л) в водах р. Вихоревка и Вихоревского залива в 2017 г. Нумерация точек соответствует рисунку 2.3

При отсутствии информации о количестве загрязняющих веществ, поступающих со сточными водами и диффузным стоком с промышленных зон, для оценки воздействия антропогенных источников используют сравнение концентраций загрязняющих веществ в воде незагрязненных (условно фоновых) и загрязненных участков водоема (Карнаухова, 2008). В большей степени, сброс сточных вод оказывает влияние на увеличение в воде р. Вихорева концентраций Mn (в 10 раз) и Cr (в 14 раз), в меньшей степени – Al, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg (до 3 раз). Концентрации As не изменяются. На техногенное происхождение некоторых выделенных микроэлементов указывают также исследования, проведенные при изучении влияния Братской промышленной зоны на химический состав почв и атмосферного воздуха на прилегающих к ней территориях. В этих исследованиях показано, что выбросы БрАЗ приводят к поступлению в окружающую среду около 1300 т алюминия (Рунова и др., 2008). Mn (195,7 г/т) и Pb (5,2 г/т) в значительных количествах находятся в золе ирша-бородинского угля, используемого на ТЭЦ-6 (Санина и др., 2007; Рунова и др., 2008). В почве вблизи промышленных предприятий г. Братск обнаружены повышенные концентрации Zn, Cu, Pb.

Результаты пространственного распределения микроэлементов по течению р. Вихорева показывают, что после поступления сточных вод последовательное снижение концентраций в водной среде по течению реки характерно только Cr, Zn, Cu. Концентрации Hg и As, напротив, увеличиваются. Распределение Al, Mn, Fe, Cd, Pb в воде реки неравномерно. Смешение вод р. Вихорева и Вихоревского залива (т.н. 5) приводит к уменьшению высоких концентраций Al, Cr, Mn, Fe, Cu, As, Pb в водной среде. Основным фактором самоочищения на этом участке является многократное разбавление загрязненных вод реки водами Вихоревского залива, формирующихся под влиянием вод русловой части Усть-Илимского водохранилища. В отличие от главных ионов, характерной особенностью для большинства изучаемых микроэлементов, является приуроченность их максимальных концентраций не к основному источнику техногенного загрязнения – стокам Братской промышленной зоны, а к акватории Вихоревского

залива (рис. 3.4). В водах загрязненной реки определены только максимальные концентрации Cu, As, Cr и Zn. Самые высокие концентрации Al, Mn, Fe, Pb и Co зафиксированы в т.н. 6, Cd и Hg – в т.н. 5 Вихоревского залива.

Сравнительный анализ концентраций микроэлементов по глубине Вихоревского залива не выявил полученную для главных ионов закономерность, которая показала превышение концентрации последних в поверхностных водах над придонными. Напротив, при более равномерных концентрациях большинства микроэлементов в поверхностных слоях воды залива, выделяются точки наблюдений, в которых определены их значительные концентрации в придонных слоях (рис. 3.4). Особенно в т.н.6 Вихоревского залива, расположенной в 2 км ниже устья р. Вихорева.

В Бурдойском заливе увеличение концентраций большинства микроэлементов происходит от устьевых участков зал. Тада и зал. Бурдой к участку слияния Бурдойского и Вихоревского заливов (табл. 3.4). Также как в Вихоревском, в придонных слоях воды Бурдойского залива концентрации Mn, Cu, Zn повышены, по сравнению с поверхностными.

Из рассматриваемых микроэлементов выделяется Mn, который в связи со значительным увеличением концентраций в р. Вихорева после поступления сточных вод, является одним из основных микроэлементов техногенного происхождения. Его концентрации в придонных слоях (81,4-511,5 мкг/л) воды Усть-Вихоревского залива во всех точках наблюдений значительно выше, чем в поверхностных (16,2-76,2 мкг/л). Известно, что Mn при высоких положительных значениях Eh водной среды легко окисляется, переходит в нерастворимую форму и переносится в составе взвеси (Pokrovsky et al., 2006). Миграция Mn может происходить с большим количеством взвешенных веществ, содержащихся в воде р. Вихорева. На участке смешения р. Вихорева и Вихоревского залива при уменьшении скорости течения, поступающая с водой реки взвесь, содержащая гидроксиды Mn, Fe, Al и др. микроэлементов, начинает оседать, приводя к увеличению их концентраций в придонных слоях воды.

В водоемах, подверженных антропогенным нагрузкам, за счет адсорбции, соосаждения и гидролиза только небольшая часть потенциально опасных микроэлементов растворятся в водной среде, их значительная часть – накапливается в донных отложениях (Wang et al., 2015; Xu et al., 2023). Формирование донных отложений Вихоревского залива происходило в экстремальных условиях непрерывного поступления огромных количеств загрязняющих веществ как органического, так и неорганического происхождения. Ранее результаты исследования химического состава донных отложений Усть-Илимского водохранилища (Poletaeva et al., 2019) выделили Вихоревский залив, как аномальную зону, в которой депонируются вещества техногенного происхождения, поступающие в р. Вихорева со сточными водами Братской промышленной зоны. Вместе с этим, в донных отложениях района т.н. 6 определены самые высокие для всего Усть-Илимского водохранилища концентрации Mn, Fe, Zn, Co, As, Pb, Cd, Hg и повышенные Al, Cr и Cu. Известно, что в ответ на изменения динамических гидрологических условий водохранилища, донные отложения являются мощным источником вторичного загрязнения не только водной среды, но и всей экосистемы водоема (Arnason, Fletcher, 2003; Han et al., 2019). В связи с этим, высокие концентрации Mn, а также Al, Fe, Zn, Cu, Cd и Pb в придонной воде Вихоревского и Бурдойского заливов указывают на их вторичное поступление из загрязненных донных отложений.

Корреляционный анализ

При выделении природных и антропогенных факторов формирования гидрохимического состава, идентификацию основных источников поступления элементов в водные объекты проводят с использованием статистических методов, в частности определение коэффициентов корреляции и применение факторного анализа (Deng et al., 2023). Результаты корреляционной матрицы, позволившей оценить взаимосвязь концентраций микроэлементов с главными ионами, растворенным кислородом и Сор_г в воде р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива суммированы в таблице 3.5.

Результаты корреляционного анализа между основными ионами показали, что для вод р. Вихорева достоверную положительную корреляцию, указывающую на наличие общего источника поступления, имеют SO_4^{2-} с HCO_3^- ($r = 0,91, p < 0,01$), Na^+ ($r = 0,89, p < 0,01$) и K^+ ($r = 0,96, p < 0,01$), Na^+ – с Cl^- ($r = 0,94, p < 0,01$). И если корреляционные связи сульфат-ионов, ионов хлора, натрия и калия логично объясняются поступлением этих компонентов со сточными водами Братской промышленной зоны, то взаимосвязь сульфат- и гидрокарбонат-ионов обусловлена природными факторами формирования гидрохимического состава, выделенными для вод р. Вихорева (подземные воды и состав пород бассейна реки).

Таблица 3.5. Значимые коэффициенты корреляции ($p < 0,01$) в воде р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе.

Элемент	Коэффициент корреляции	
	р. Вихорева (n = 8)	Усть-Вихоревский залив (n=12)
Al	(+)* SO_4^{2-} , Fe; (-) Ca, O ₂	(+) Cr, Mn, Fe, Co, Zn, Pb
Cr	(+) Cl^- , Na^+ , Mn, Pb	(+) SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Al, Fe, Co, Zn, As, Cd
Mn	(+) Cl^- , Na^+ , K^+ , Cr, Co, Pb, Сорг.	(+)Al, Fe,Co, Pb; (-):O ₂
Fe	(+) HCO_3^- , SO_4^{2-} , Al, As; (-) Ca, O ₂	(+) Al, Cr, Mn, Co, Zn, Pb; (-):O ₂
Co	(+) Na^+ , Mn, Cd, Pb, Сорг.	(+) Al, Cr, Mn, Fe, Zn, Pb; (-):O ₂
Cu	(-) Mg^{2+}	(-) Mg^{2+}
Zn	–	(+) Al, Cr, Fe, Co, As, Cd, Pb
As	(+) HCO_3^- , Fe; (-) Ca^{2+}	(+) HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cr, Zn, Cd
Cd	(+)Co, Pb, Сорг.	(+)Cr, Zn, As
Pb	(+) Cl^- , Na^+ , Cr, Mn, Co, Cd, Сорг.	(+) Al, Mn, Fe, Co, Zn
Hg	(+) HCO_3^-	(+) SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+

* – (+) – положительная корреляция, (-) отрицательная корреляция.

Техногенное происхождение микроэлементов в воде р. Вихорева достоверно показывают их коэффициенты корреляции с главными для

предприятий деревоперерабатывающей промышленности загрязнителями (табл. 3.5). В большей степени, это корреляционные зависимости между Cl^- , Na^+ и Mn ($r = 0,99$ и $r = 0,97$, $p < 0,01$), Cl^- , Na^+ и Cr ($r = 0,98$, $r = 0,94$, $p < 0,01$), Cl^- , Na^+ и Pb ($r = 0,93$ и $r = 0,90$, $p < 0,01$).

Выделение факторов, объединивших между собой параметры гидрохимического состава, проведено с помощью многомерного факторного анализа (рис. 3.5). Факторный анализ выделил большую группу компонентов и элементов (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Al, Cr, Mn, Fe, Co, Cd, Pb, Hg, Сорг), объединенную Фактором 1 (рис. 3.5А). Для р. Вихорева фактор 1 является наиболее значимым (доля общ. 64%) и отражает вклад техногенной составляющей в ее гидрохимический состав. Вместе с этим, в пределах Фактора 1 можно выделить две группы. В первую группу объединяются элементы, которые имеют, в большей степени, техногенное происхождение: Cl^- , Na^+ , K^+ , Cr, Mn, Co, Pb и Сорг. Во вторую – элементы как техногенного, так и природного происхождения: HCO_3^- , SO_4^{2-} , Al, Fe, Hg. Такое выделение групп соответствует результатам пространственного распределения основных ионов и микроэлементов, которое показало, что на концентрации HCO_3^- и SO_4^{2-} в воде реки, помимо стоков Братской промышленной зоны, оказывает влияние субаквальная разгрузка подземных вод. Микроэлементный состав подземных вод, разгружающихся в долину р. Вихорева не изучен. Поэтому коэффициенты корреляции микроэлементов с гидрокарбонат-ионом, который не относится к основным загрязняющим веществам Братской промышленной зоны, но является основным компонентом сульфатно-гидрокарбонатных подземных вод, определяют природные источники их поступления. Значимые положительные коэффициенты корреляции HCO_3^- определены с As ($r = 0,94$, $p < 0,01$), Hg ($r = 0,95$, $p < 0,01$), а также Fe ($r = 0,99$, $p < 0,01$), которое хоть и относится к специфичным загрязнителям Братской промышленной зоны, после поступления сточных вод значительно не изменяется в воде р. Вихорева и еще более повышается по течению.

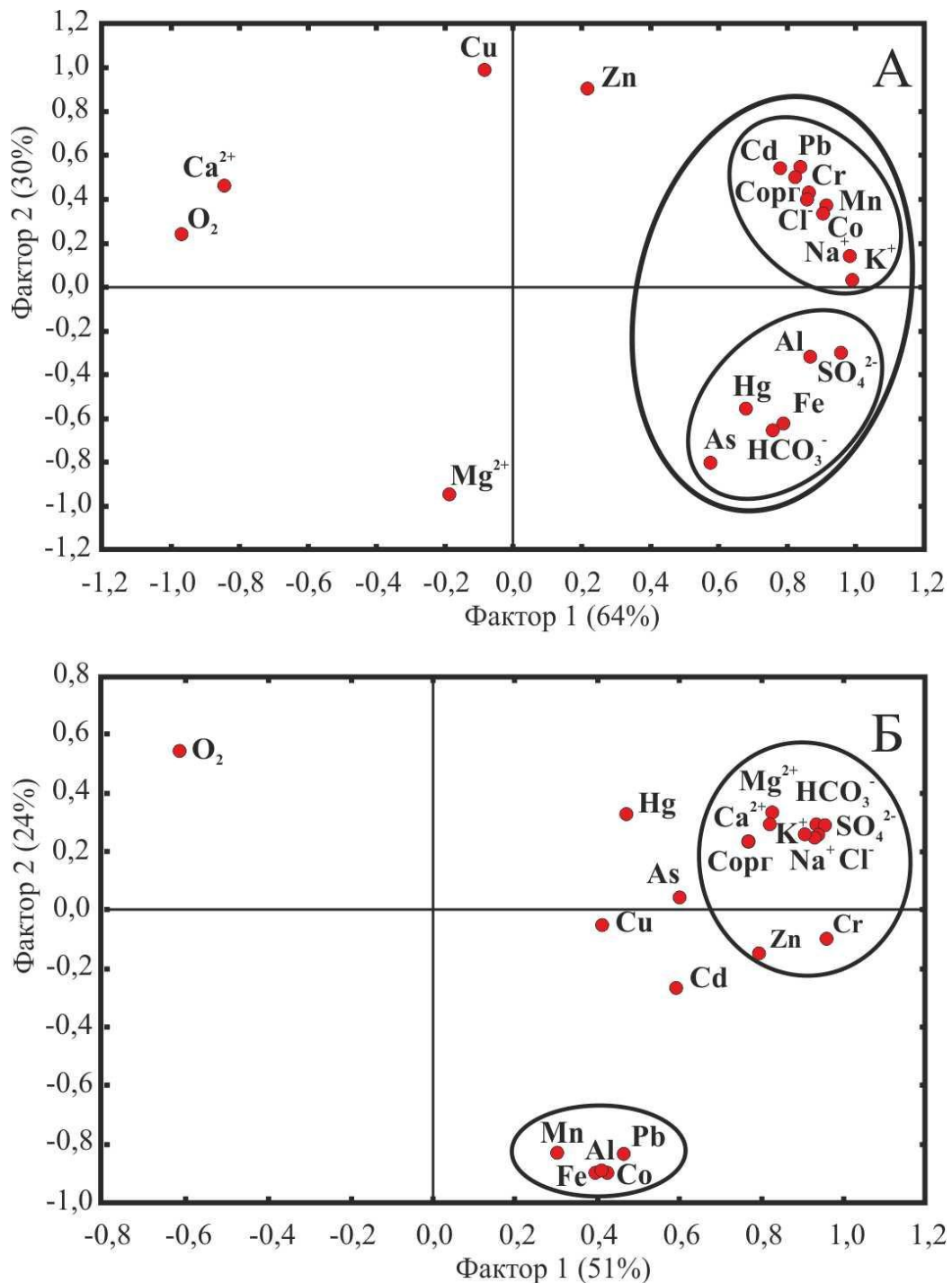


Рис. 3.5. Факторный анализ концентраций главных ионов, микроэлементов, растворенного кислорода и Сорг в водах р. Вихорева (А) и Усть-Вихоревского залива (Б).

В Усть-Вихоревском заливе взаимосвязь между главными ионами близка к функциональной ($r = 0,87-0,99$, $p < 0,01$). Корреляционные зависимости между микроэлементами и главными ионами значительно ослабевают (табл. 3.5). Из рассматриваемых микроэлементов только Cr и Hg достоверно взаимосвязаны с

SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , а также As, коррелирующий с компонентами основного ионного состава. В Усть-Вихоревском заливе взаимосвязи между изучаемыми компонентами определены 2 факторами (рис. 3.5Б). Фактор 1 (доля общ. 51%) объединяет между собой главные ионы, а также Cr, Zn и Сорг, Фактор 2 (доля общ. 24%) – Mn, Fe, Al, Pb, Co. Фактором 1 объединена ассоциация компонентов, распределение которых сходно при смешении вод загрязненной реки и формирующих Вихоревский и Бурдойский заливы вод русловой части Усть-Илимского водохранилища. Фактор 2 выделил элементы с переменной валентностью – Mn и Fe. Концентрация этих элементов в водной среде значительно зависит от смены окислительно-восстановительных условий, приуроченных к границе вода – донные отложения и определяющих процессы разложения органического вещества, накопленного в донных отложениях за длительный период техногенной эмиссии. Выделенные Фактором 2 в одну группу Mn, Fe, а также Al, Pb и Co, являются микроэлементами, поступающими из высокозагрязненных донных отложений в водную среду.

Таким образом, исследования, проведенные в р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе Усть-Илимского водохранилища, позволили выделить основные особенности гидрохимического режима водоемов в значительной степени подверженных антропогенной нагрузке. Помимо кислородного режима и режима главных ионов, впервые определен микроэлементный состав вод высокозагрязненной реки и залива, формирование которого происходило под высоким техногенным прессом. Результаты исследования показали, что, несмотря на снижение техногенной нагрузки, загрязнение, связанное с поступлением сточных вод Братской промышленной зоны в р. Вихорева, продолжается. После поступления сточных вод происходит обогащение вод реки, в большей степени, SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Cr, Mn, Co, Pb и Сорг. Чрезвычайно низкие концентрации O_2 , определенные в воде реки, создают неблагоприятные условия для местной флоры и фауны. Помимо антропогенного фактора, на формирование режима главных ионов и микроэлементов в воде р. Вихорева

большое влияние оказывает субаквальная разгрузка подземных вод, влияющая на концентрацию, в основном, HCO_3^- , SO_4^{2-} , Al, Fe и Hg.

Поступление загрязненных вод р. Вихорева оказывает воздействие на гидрохимический состав Усть-Вихоревского залива: весь Вихоревский залив и устьевая часть Бурдойского залива. В поверхностных водах заливов зафиксированы концентрации кислорода удовлетворительные для обитания гидробионтов, в придонных водах Вихоревского залива – концентрации кислорода значительно ниже установленных нормативов. Уменьшение концентраций главных ионов и микроэлементов, поступающих с р. Вихорева, в воде Усть-Вихоревского залива связано, в первую очередь, с разбавлением высокозагрязненных вод реки водами русловой части Усть-Илимского водохранилища. При этом, распределение главных ионов и микроэлементов в водной толще залива неоднородно. Концентрации главных ионов в поверхностных водах выше, чем в придонных. Увеличение концентраций микроэлементов, в основном Mn, Fe, Al, Pb и Co, в придонных водах, по сравнению с поверхностными, указывает на вторичное загрязнение экосистемы залива, связанное с долговременной аккумуляцией в донных отложениях веществ антропогенного происхождения.

3.2. Русловая часть Усть-Илимского водохранилища

3.2.1. Биогенные компоненты и кислородный режим

Зарегулирование реки вызывает изменения ее физического, химического и биологического режимов. К химическим преобразованиям относятся изменение уровня и динамики питательных веществ, кислородного режима как водной среды, так и донных отложений и т.д. (Devic', 2015). На первых этапах существования созданного водоема питательные вещества, к которым в основном относятся соединения азота и фосфора, вымываются из затопленной растительности и почвы. Далее на трансформацию режима биогенных элементов значительное влияние оказывает антропогенная деятельность, в первую очередь сточные воды, поступающие в водоем в больших количествах. К главным негативным преобразованиям гидрохимического состава, связанных с антропогенным поступлением в водную среду больших количеств азота и фосфора и, как следствие, нарушением их природных циклов, относят процессы эвтрофикации (Huang et al., 2012; Pernet-Coudrier et al., 2012). В связи с этим, концентрации биогенных компонентов, а также кислородный режим водоемов являются основными показателями лимитирования жизнедеятельности гидробионтов.

Результаты пространственно-временной динамики концентраций минеральных форм азота, фосфора, кремния и кислорода в воде I, II, III и IV русловых частей Усть-Илимского водохранилища представлены на рисунке 3.6 и в таблице 3.6. Отдельно выделен Вихоревский залив (без р. Вихорева), как наиболее техногенно-нагруженный участок водоема.

Кислород

В начальный период функционирования водохранилищ зачастую наблюдается уменьшение растворенного кислорода в воде за счет расходования его на окисление органических веществ из затопленных почв. Так произошло и при зарегулировании р. Ангары и р. Илим, кислородный режим которых в естественных условиях соответствовал благоприятному для гидробионтов уровню, составляя 7,94-11,35 мг/л и 9,47-12,15 мг/л, соответственно (Стрижева, 1975).

Таблица 3.6 Пространственно-временные характеристика концентраций биогенных компонентов и кислорода в воде Усть-Илимского водохранилища (мг/л)

Участок водохранилища	Год	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	O ₂
Участок I	2004	<u>0,11-0,16</u> 0,14	<u><0,003-0,039</u> 0,011	<u><0,05-0,051</u> 0,028	<u><0,04-0,033</u> 0,023	<u>10,7-11,3</u> 11,0
	2005	<u><0,1-0,28</u> 0,12	<u>0,013-0,125</u> 0,066	<u><0,05-0,053</u> 0,038	<0,04	<u>12,8-13,7*</u> 13,4
	2014	0,13-0,14	0,168	<0,05	<0,04	8,7-11,9
	2017	<u>0,20-0,35</u> 0,25	<u><0,003-0,015</u> 0,006	<u><0,05-0,05</u> 0,021	<u><0,04-0,110</u> 0,080	<u>10,1-11,4</u> 10,8
Участок II	2004	<u><0,1-0,32</u> 0,14	<u><0,003-0,005</u> 0,001	<u><0,05-0,05</u> 0,021	<u><0,04-0,036</u> 0,028	<u>10,1-11,9</u> 11,1
	2005	<u><0,1-0,04</u> 0,03	<u>0,012-0,147</u> 0,089	<u><0,05-0,228</u> 0,11	<u><0,04-0,044</u> 0,030	<u>12,2-13,8*</u> 13,1
	2014	<u>0,12-0,19</u> 0,16	<u>0,036-0,886</u> 0,324	<u><0,05-0,182</u> 0,053	<u><0,04-0,076</u> 0,035	<u>9,9-11,3</u> 10,6
	2017	<u>0,13-0,23</u> 0,18	<u><0,003-0,004</u> 0,001	<u><0,05-0,055</u> 0,034	<u>0,049-0,180</u> 0,093	<u>9,7-10,9</u> 10,5
Участок III	2004	<u><0,1-0,30</u> 0,10	<u><0,003-0,005</u> 0,004	<u><0,05-0,248</u> 0,016	<u><0,04-0,220</u> 0,038	<u>8,6-12,2</u> 10,7
	2005	<u><0,1-0,37</u> 0,03	<u><0,001-0,137</u> 0,026	<u><0,05-0,450</u> 0,100	<u><0,04-0,059</u> 0,029	<u>10,9-11,9*</u> 11,3
	2014	<u><0,1-0,16</u> 0,11	<u><0,003-0,474</u> 0,159	<u><0,05-0,224</u> 0,047	<u><0,04-0,043</u> 0,036	<u>8,5-10,4</u> 9,2
	2017	<u><0,1-0,20</u> 0,13	<u><0,003-0,004</u> 0,001	<u><0,05-0,219</u> 0,048	<u><0,04-0,890</u> 0,163	<u>0,9-10,8</u> 8,11

Участок водохранилища	Год	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	O ₂
Участок IV	2004	<u><0,1-0,16</u> 0,11	<u><0,003-0,004</u> 0,001	<u><0,05-0,013</u> 0,004	<u><0,04-0,120</u> 0,045	<u>5,8-10,4</u> 8,6
	2005	<u><0,1-0,05</u> 0,04	<u><0,003-0,039</u> 0,014	<u><0,05-0,108</u> 0,071	<u><0,04-0,021</u> 0,020	<u>11,7-11,7*</u> 11,2
	2014	<u><0,1-0,26</u> 0,14	<u>0,005-0,225</u> 0,066	<u><0,05-0,068</u> 0,014	<u><0,04-0,083</u> 0,039	<u>6,6-7,6</u> 7,1
	2017	<u><0,1-0,17</u> 0,12	<0,003	<u><0,05-0,516</u> 0,179	<u>0,061-0,540</u> 0,305	<u>1,8-9,2</u> 5,6
Участок V	2004	<u><0,1-0,22</u> 0,15	<0,003	<u><0,05-0,005</u> 0,002	<u><0,04-0,086</u> 0,043	<u>6,3-10,4</u> 9,0
	2005	<u><0,1-0,48</u> 0,16	<u><0,003-0,318</u> 0,064	<u>0,052-0,201</u> 0,097	<u><0,04-0,090</u> 0,034	11,57*
	2017	<u><0,1-0,11</u> 0,10	<0,003	<u><0,05-0,054</u> 0,034	<u>0,057-0,180</u> 0,119	<u>6,6-8,7</u> 7,7
Вихоревский залив	2004	<u>0,35-0,36</u> 0,35	<u><0,003-0,014</u> 0,005	<u><0,05-0,023</u> 0,018	<u>0,072-0,265</u> 0,149	<u>8,6-10,6</u> 9,6
	2005	<u>0,11-0,30</u> 0,24	<u><0,003-0,172</u> 0,085	<u>0,052-0,397</u> 0,208	<u><0,04-0,067</u> 0,058	–
	2014	<u>0,17-0,51</u> 0,29	<u>0,005-1,404</u> 0,304	<u><0,05-0,103</u> 0,041	<u><0,04-0,098</u> 0,049	–
	2017	<u>0,10-0,26</u> 0,37	<u><0,003-0,008</u> 0,004	<u><0,05-0,464</u> 0,12	<u>0,070-0,550</u> 0,256	<u>0,6-10,2</u> 7,0

*поверхностные воды

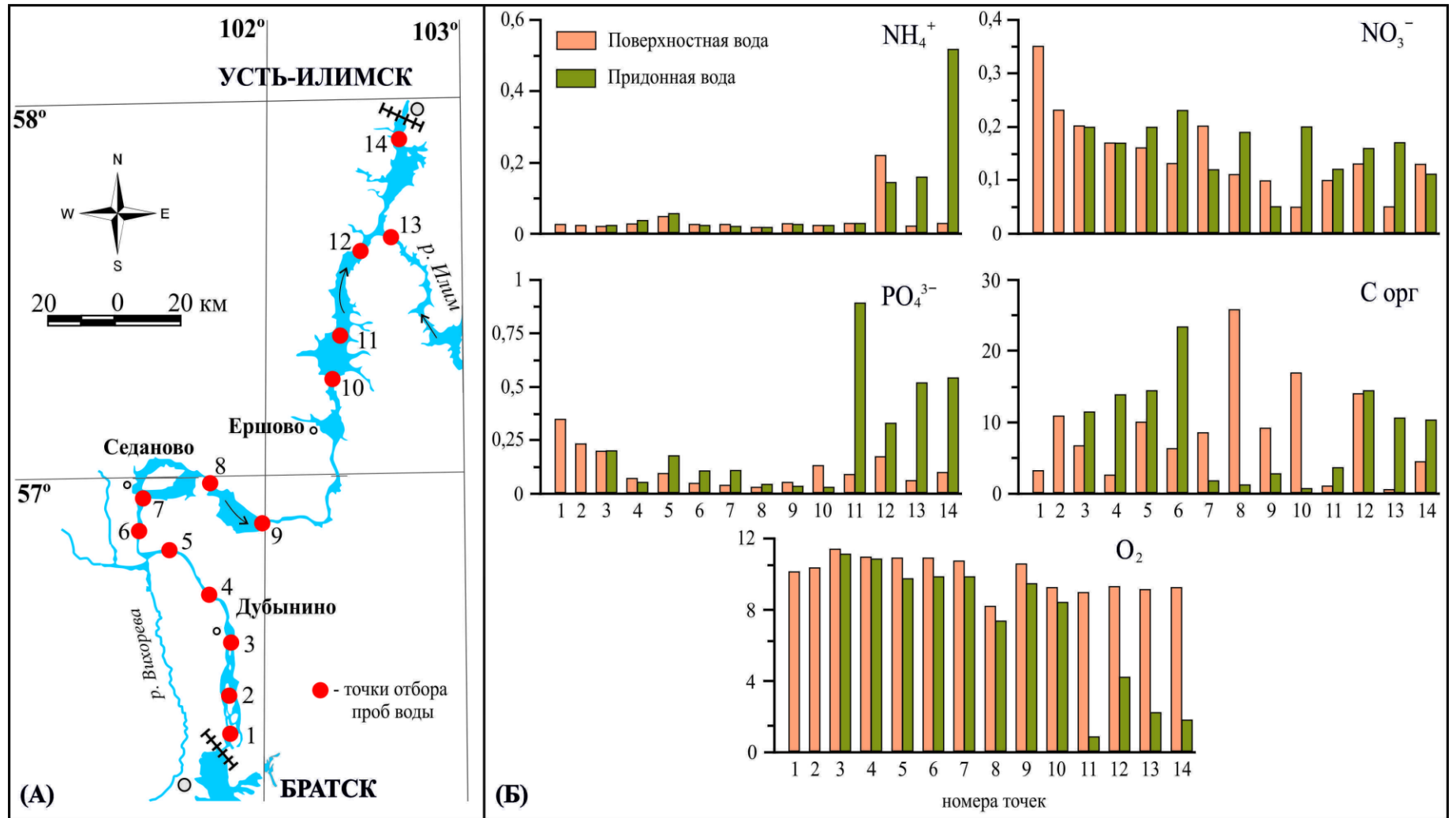


Рис. 3.6. (А) – карта-схема станций отбора проб воды Усть-Илимского водохранилища; (Б) – концентрации биогенных компонентов, кислорода и органического углерода (мг/л) в воде русловой части водохранилища в августе 2017 г. 1–7 – верхняя часть, 8–11 – средняя часть, 12–14 – нижняя часть водохранилища

В период заполнения Усть-Илимского водохранилища было зафиксировано резкое уменьшение концентраций O_2 в воде до 6,0 мг/л в эпилимнионе и до 0,1-1,2 мг/л в придонных слоях, и, напротив, увеличение концентраций CO_2 (Стрижева, 1975). По мере стабилизации водоема концентрации кислорода в воде увеличилась до уровня, соответствовавшего значениям незарегулированной реки. Вместе с этим, по акватории водохранилища выделялись участки, на которых его концентрации значительно понижены (Стрижева, 1985). Это II участок, испытывающий влияние Вихоревского залива, и Илимская часть, в которой были затоплены заболоченные почвы и торфяники, богатые органическим веществом, поглощающим кислород. Помимо этого, в период отмирания фитопланктона было определено резкое снижение концентраций O_2 в зонах деструкции полей «цветения» воды. К одной из таких зон отнесен участок между деревнями Ершово и Воробьево. Здесь концентрация растворенного кислорода достигала 2,0 мг/л при его концентрации на участках, свободных от разлагающихся скоплений водорослей, от 8,4 до 9,9 мг/л.

В период исследований на большинстве станций отбора проб Усть-Илимского водохранилища концентрации кислорода достаточные для удовлетворительной жизнедеятельности гидробионтов. Средние концентрации O_2 в воде I участка русловой части составляют 10,8-13,4 мг/л (табл. 3.6). В поверхностных водах Вихоревского залива концентрации O_2 также находятся в пределах установленных нормативов качества и, напротив, в придонных водах сложился неблагоприятный для гидробионтов кислородный режим. Как показали проведенные исследования, Вихоревский залив не оказывает значительного влияния на концентрацию кислорода в воде II части водохранилища, в которой его концентрации составляют от 9,7 мг/л до 13,8 мг/л. При высоких концентрациях O_2 в поверхностных водах III и IV частей Усть-Илимского водохранилища, в придонных водах некоторых станций наблюдений определено пониженное содержание O_2 (табл. 3.6, рис. 3.6). В верхнем бьефе Усть-Илимской ГЭС на больших глубинах (75-93 м) концентрации кислорода опускаются до 1,8 мг/л. При этом придонная вода имеет ярко выраженный запах сероводорода и

отмечаются близкие к восстановительным условия среды. Сравнение кислородного режима в смежных водохранилищах Ангарского каскада ГЭС (табл. 3.7) показывает, что дефицит кислорода, определенный в воде Усть-Илимского водохранилища, является его отличительной особенностью.

Таблица 3.7. Концентрации минеральных форм азота и кислородный режим в Братском, Усть-Илимском и Богучанском водохранилищах, мг/л

Водные объекты	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	O_2	Источник
Иркутское вдхр.	0,011	0,033	0,004	10,8-12,8*	(Гарасова и др., 2015)
Братское вдхр.	$\frac{<0,05-0,123}{0,018}$	$\frac{0,1-0,94}{0,27}$	$\frac{<0,003-0,250}{0,028}$	$\frac{7,0-10,2}{8,2}$	(Полетаева и др., 2015)
Усть-Илимское вдхр.	$\frac{<0,05-0,516}{0,05}$	$\frac{<0,1-0,48}{0,12}$	$\frac{<0,003-0,886}{0,062}$	$\frac{0,9-13,8}{10,1}$	Настоящее исследование
Богучанское вдхр.	$\frac{0,02-0,14}{0,08}$	$\frac{0,14-0,48}{0,3}$	$\frac{<0,003-0,005}{0,003}$	$\frac{10,4-11,6}{11}$	(Савичев, 2008)
	$\frac{0,04-0,07}{0,053}$	$\frac{0,11-0,29}{0,19}$	$\frac{0,004-0,008}{0,007}$	$\frac{10,1-11,8}{11,25}$	(Полетаева и др., 2016)

* Popovskaya et al., 2012

Формы азота

Во все периоды опробования в водах Ангарской и Илимской частей Усть-Илимского водохранилища на большинстве станций отбора проб, также как и в других водохранилищах Ангарского каскада ГЭС (табл. 3.6) доминирует нитратная форма азота. Вместе с этим выделены и исключения, которые из года в год не повторяются. Концентрации $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$ в 2005 г. в поверхностной воде Илимской части водохранилища (район пос. Брусничный); в 2014 г. в поверхностной воде в 2,5 км ниже устья Вихоревского залива и в районе о. Подъеланский; в 2017 г. в поверхностной воде Воробьевского расширения и придонной воде верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС. Концентрации $\text{NO}_2^- > \text{NO}_3^-$ в 2005 г. в поверхностной воде в 2,5 км выше устья Вихоревского залива и района пос. Брусничный Илимской части, в придонной воде входа в Седановское

расширение, района д. Ершово, Воробьевского расширения, устья Илимской части, Вихоревского залива; в 2014 г. в поверхностной и придонной воде района пос. Дубынино и в 5 км выше устья Вихоревского залива, в придонной воде напротив о. Подъеланский, Шаманского расширения, Ершовского расширения, Воробьевского расширения, 25 м слоя нижнего бьефа Усть-Илимской ГЭС и поверхностной воде Вихоревского залива.

Результаты аналитических работ показали (табл. 3.6), что в воде Усть-Илимского водохранилища за все периоды исследований концентрации NO_3^- изменялись от $< 0,1$ мг/л до 0,51 мг/л, NO_2^- – от $< 0,003$ мг/л до 1,404 мг/л, NH_4^+ – от $< 0,05$ мг/л до 0,516 мг/л. Повышенные концентрации биогенных элементов регистрируются не только в Вихоревском заливе, но и в русловой части водохранилища в разных горизонтах воды (рис. 3.6, табл. 3.6).

Из минеральных форм азота, только концентрации нитрат-иона в воде достаточно равномерно распределены по акватории водоема: к наиболее часто встречающимся относятся концентрации от 0,1 мг/л до 0,2 мг/л (рис. 3.6). В вертикальном распределении нитратов на большинстве станций отбора проб наблюдается увеличение их концентраций в придонном слое, по сравнению с поверхностным. Однако в 2017 г., возле верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС в зоне максимальных глубин, наблюдается повышение концентраций нитрат-иона в горизонте 50-75 м и последующее снижение его концентраций до значений поверхностного слоя в придонной воде (рис. 3.7). За весь период исследований (табл. 3.6) повышенные концентрации NO_3^- фиксируются, в большей степени, в Вихоревском заливе и Илимской части водохранилища. В 2017 г. (рис. 3.6) выделяется участок в нижнем бьефе Братской ГЭС, в воде которого концентрации нитрат-иона максимальны для этого периода исследований. В период заполнения и стабилизации Усть-Илимского водохранилища концентрации NO_3^- в разные гидрологические сезоны были более вариабельны: от 0 мг/л до 3,07 мг/л в Ангарской части и от 0 до 2,12 мг/л в Илимской части (Стрижева, 1985). При этом показано, что минимальные концентрации NO_3^- (вплоть до аналитического нуля) соответствуют периоду пробоотбора настоящего исследования (август) в связи с

повышенной биомассой развивающегося в это время фитопланктона. Так же, как в 2004, 2005, 2014 и 2017 гг., в 1975-1979 гг. участками с повышенными содержаниями нитратного азота в воде являлись нижний бьеф Братской ГЭС, Вихоревский залив и Илимская часть.

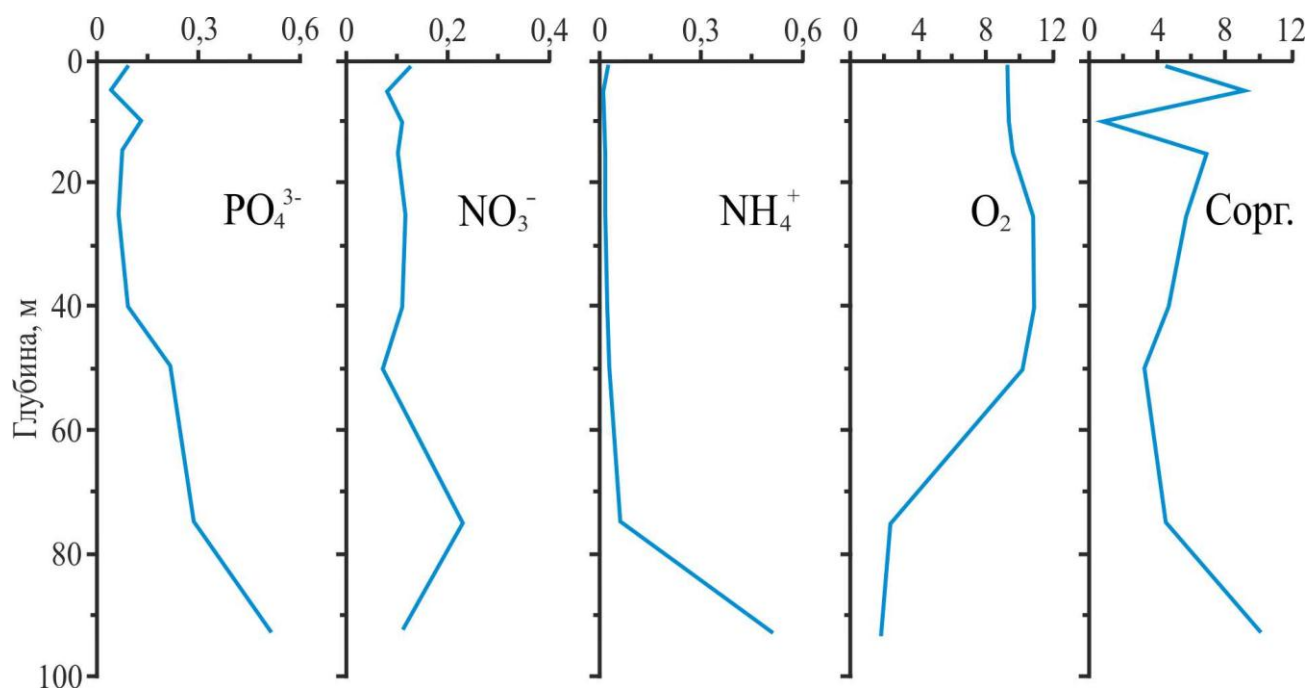


Рис. 3.7. Вертикальное распределение концентраций биогенных компонентов, растворенного кислорода и органического углерода (мг/л) в зоне верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС в августе 2017 г.

Концентрации нитрит-иона, который в естественных условиях речных вод из-за своей нестойкости либо отсутствует, либо присутствует в малых количествах (Шестеркин, Шестеркина, 2014), в воде Усть-Илимского водохранилища подвержены большим вариациям, чем нитрат-иона. Как и следовало ожидать, максимальные концентрации NO_2^- , считающиеся признаком «свежего» органического загрязнения водоема сточными водами, наблюдаются в воде Вихоревского залива (до 1,4 мг/л в 2014 г.). Вместе с этим, в водах русловой части водохранилища также зафиксированы высокие концентрации этого компонента. За весь период исследования в воде I участка водохранилища концентрации нитрит-иона изменяются от $< 0,003$ мг/л до 0,168 мг/л, II участка – от $< 0,003$ мг/л до 0,886 мг/л, III участка – от $< 0,003$ мг/л до 0,474 мг/л, IV участка

– от $< 0,003$ мг/л до $0,225$ мг/л, V участка – от $< 0,003$ мг/л до $0,318$ мг/л. В распределении NO_2^- четко выделяется временная составляющая, которая определяет 2004 и 2017 гг., как годы с более низкими концентрациями этого компонента, а 2005 и 2014 гг. – с более высокими (табл. 3.7). При этом концентрации NO_2^- в воде Усть-Илимского водохранилища в 2004 и 2017 гг. сопоставляются, а в 2005 и 2014 гг. значительно выше, чем в 1974-1983 гг. (от следовых количеств до $0,110$ мг/л) (Стрижева, 1985). В распределении нитрит-иона в 2005 и 2014 гг. по акватории водохранилища выделяются общие тенденции: его высокие концентрации, в основном, фиксируются в водах нижней части I участка и придонных слоях воды III участка (расширения водоема). Известно, что нитрит-ион может образовываться двумя путями: в результате восстановления NO_2^- денитрифицирующими бактериями и, напротив, при нитрификации аммиака. На данном этапе исследований можно предположить, что повышенные концентрации нитритов в придонных водах указывают на процессы разложения органических веществ, проходящие в условиях медленного окисления на границе вода – донные отложения. В аэробных условиях придонных вод нитрит-ион является переходной формой при окислении аммиачного азота до нитратов по схеме $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O}$.

Значительная пространственно-временная динамика определена и для концентраций аммонийного азота (табл. 3.7). Наименьшие концентрации NH_4^+ определены в воде I участка: от $< 0,05$ мг/л до $0,053$ мг/л. В наиболее техногенно-нагруженной зоне – Усть-Вихоревском заливе вариабельность иона аммония возрастает, составляя от $< 0,05$ мг/л до $0,397$ мг/л с более высокими, по сравнению с русловой частью водохранилища, средними концентрациями. В воде II участка концентрации иона аммония изменяются от $< 0,05$ мг/л до $0,228$ мг/л, III участка – от $< 0,05$ мг/л до $0,450$ мг/л, IV участка – от $< 0,05$ мг/л до $0,516$ мг/л, V участка – от $< 0,05$ мг/л до $0,201$ мг/л. В 2004 г. максимальные концентрации этого компонента зафиксированы в поверхностных водах Воробьевского расширения; в 2005 г. – в поверхностных водах в 2,5 и 10 км выше Усть-Вихоревского залива, района о. Подъеланский, напротив зал. Мирюнда и Илимской части, а также

поверхностных и придонных Воробьевского расширения; в 2014 г. – в поверхностных водах в 5 км ниже Вихоревского залива и района о. Подъеланский; в 2017 г. – в поверхностных и придонных водах Воробьевского расширения и придонных водах верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС. При достаточно близких концентрациях NH_4^+ , незначительно повышающихся только перед впадением Усть-Вихоревского залива, по акватории русловой части, выделяется IV участок водохранилища (рис. 3.6). Ниже устья р. Илим концентрации иона аммония значительно выше в придонных водах, по сравнению с поверхностными. Здесь в придонных слоях определены наименьшие концентрации кислорода, в условиях дефицита которого органическое вещество минерализуется не полностью и происходит накопление NH_4^+ (рис. 3.7). В 1975-1983 гг. в воде Усть-Илимского водохранилища концентраций этого компонента в летний период изменялись от 0 до 3,65 мг/л (Стрижева, 1985). Максимальные концентрации NH_4^+ были приурочены к периоду заполнения водоема и, как следствие, интенсивно протекающих процессов бактериального разложения затопленного органического субстрата, а также к зоне влияния вод загрязненной р. Вихорева.

Фосфор

Содержание фосфатов в воде I участка Усть-Илимского водохранилища колебалось в пределах $<0,04 - 0,110$ мг/л, с максимумом в поверхностной воде нижнего бьефа Братской ГЭС, куда поступают хозяйственно-бытовые стоки пос. Гидростроитель и пос. Энергетик. В воде Усть-Вихоревского залива концентрации PO_4^{3-} повышаются (до 0,55 мг/л в 2017 г.) в связи с поступающими в р. Вихореву сточными водами (рис. 3.2). В воде II участка водохранилища концентрации этого компонента составляют $<0,04 - 0,180$ мг/л, III участка – $<0,04 - 0,890$ мг/л, IV участка – $<0,04 - 0,540$ мг/л, V участка – $<0,04 - 0,520$ мг/л. По акватории водоема все повышенные, относительно среднего значения, концентрации PO_4^{3-} зафиксированы в придонных водах. Особенностью временной динамики распределения фосфатов является увеличение их концентраций в 2017 г., по сравнению с 2004, 2005, 2014 гг.

В вертикальном распределении PO_4^{3-} по акватории водоема является увеличение их концентраций на большинстве станций наблюдений в придонных слоях воды, особенно проявляющееся на нижнем участке водохранилища (рис. 3.6, рис. 3,7). Одной из причин повышенного содержания фосфатов в придонных водах может являться дефицит растворенного кислорода, наблюдаемого на этих станциях. Такие условия благоприятны для мобилизации фосфатов из донных отложений с последующим увеличением их концентраций в придонной воде.

Сорг

Результаты пространственного распределения Сорг (рис. 3.6) показывают его неравномерное распределение в толще воды по акватории Усть-Илимского водохранилища. На русловую часть Усть-Илимского водохранилища воды Вихоревского залива имеют локальное влияние – повышенные концентрации Сорг в воде сохраняются только на протяжении 10 км вниз по течению водохранилища. Следует отметить, что в средней части водохранилища наблюдаются повышенные концентрации Сорг в поверхностной воде, что, главным образом, связано с летним массовым развитием фитопланктона в трофическом слое (рис. 3.6).

Для определения качества вод в Усть-Илимском водохранилище и р. Вихорева использована экологическая классификация качества поверхностных вод суши (Жукинский и др., 1981). Для более детальной характеристики загрязнения водной среды биогенными элементами поверхностные и придонные горизонты вод рассматривались отдельно (рис. 3.8 и рис. 3.9). Анализ поверхностных вод показал, что р. Вихорева испытывает высокую степень загрязнения, связанную с поступлением производственных стоков г. Братск (рис. 3.8). Здесь качество вод по NH_4^+ на разных участках изменяется от «слабо загрязненных» до «грязных», по PO_4^{3-} и O_2 воды реки относятся к классу «загрязненных». Поверхностные воды Усть-Илимского водохранилища не загрязнены аммиачным азотом и нитратами – качество вод по этим показателям «очень чистые» – «чистые». По PO_4^{3-} и O_2 высоким загрязнением выделяется Вихоревский залив (рис. 3.8). Понижение качества вод по PO_4^{3-} («слабо

загрязненные» воды) наблюдается на нижнем бьефе Братской ГЭС, в районе устья Вихоревского, средней (Воробьевское расширение) и приплотинной (Сизовское расширение) частях водоема. «Слабо загрязненные» поверхностные воды по O_2 фиксируются в устье Вихоревского залив и Седановском расширении (средняя часть водохранилища) (рис. 3.8).

Таким образом, помимо высокозагрязненной р. Вихорева, по низкому качеству вод («загрязненные» и «грязные») выделяются две зоны Усть-Илимского водохранилища с неблагоприятными условиями для существования гидробионтов – придонные горизонты воды нижней части водохранилища и Вихоревского залива (рис. 3.8, рис. 3.9).

3.2.2. Основной ионный состав

Химический состав воды Усть-Илимского водохранилища в 2004, 2014 и 2017 гг. представлен в таблице 3.8. Результаты исследований показали временные и пространственные изменения концентраций главных ионов в воде водохранилища. Однако, преобладающим анионом в воде Ангарской части Усть-Илимского водохранилища является HCO_3^- , катионом – Ca^{2+} . рН вод в период отбора проб изменяется от 6,1 до 8,8.

Результаты исследования гидрохимического состава верхнего бьефа Братской ГЭС показали, что в Усть-Илимское водохранилище поступают воды, в которых средние концентрации HCO_3^- составляют 79,8 мг/л, SO_4^{2-} – 12,3 мг/л, Cl^- – 3,4 мг/л, Ca^{2+} – 20,3 мг/л, Mg^{2+} – 4,4 мг/л, Na^+ – 3,9 мг/л и K^+ – 1,18 мг/л (рис. 3.10). Величина минерализации по горизонтам изменяется от 123,6 мг/л до 129,7 мг/л.

На I участке Ангарской части Усть-Илимского водохранилища интервал колебаний концентраций главных ионов, также как в воде, поступающей через плотину Братской ГЭС, незначителен в течение каждого периода пробоотбора (табл. 3.8). Значения минерализации близки к средним показателям маломинерализованных вод (около 130 мг/л) приплотинной части Братского водохранилища. В 2004 г. величина минерализации несколько увеличивается, по сравнению с 2014 и 2017 гг. за счет увеличения концентраций HCO_3^- , Ca^{2+} , Cl^- и

Na^+ . Постоянство гидрохимического состава на этом участке водохранилища связано с хорошим перемешиванием вод при повышенных, по сравнению с нижерасположенными участками, скоростях течения и слабо выраженной боковой приточностью.

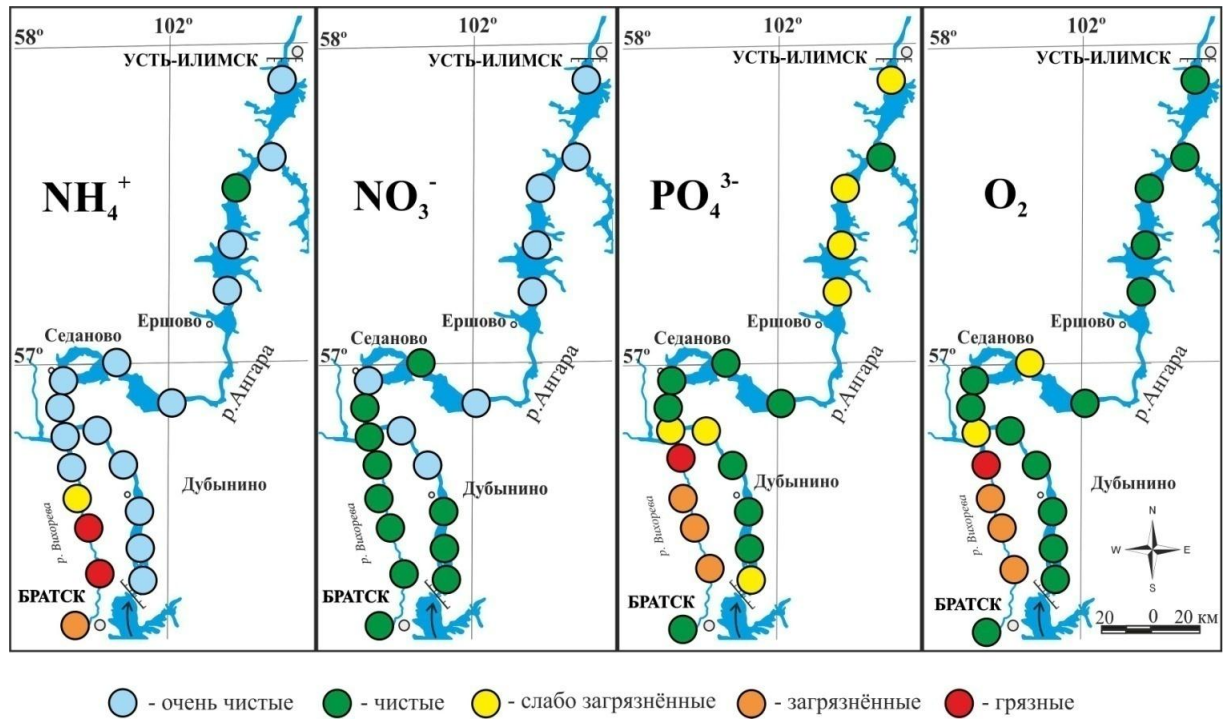


Рис. 3.8. Качество поверхностных вод Усть-Илимского водохранилища и р. Вихоревка

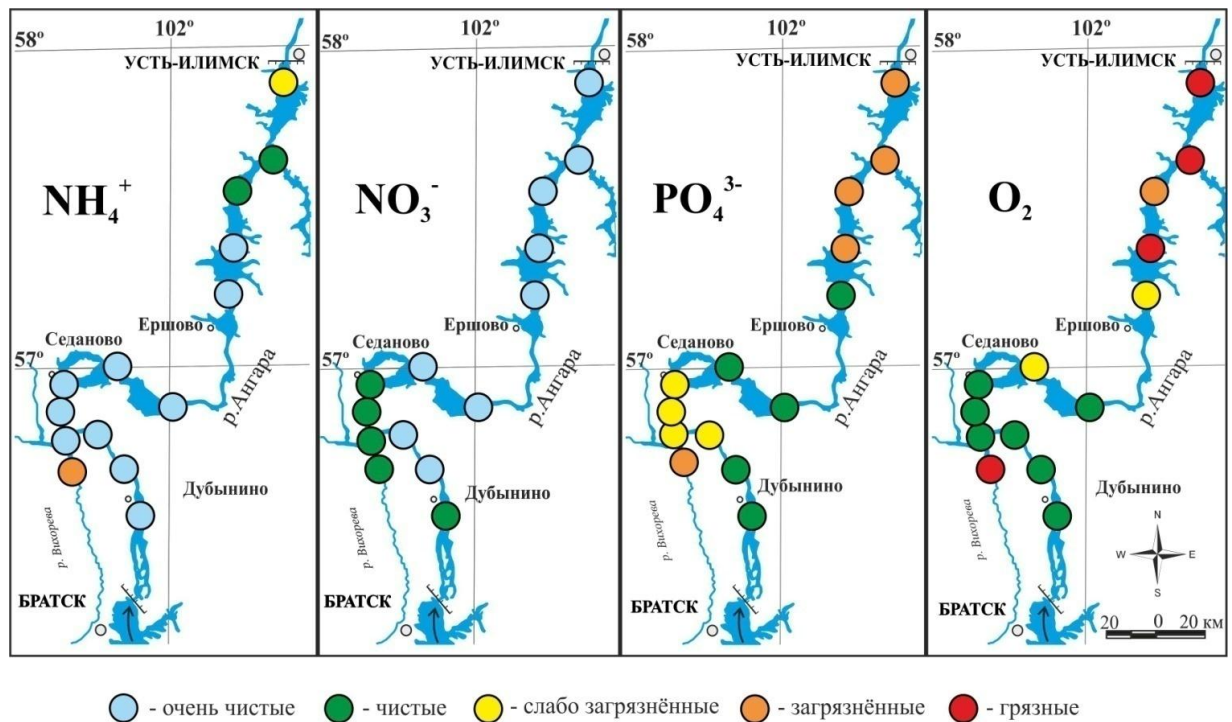


Рис. 3.9. Качество придонных вод Усть-Илимского водохранилища

Таблица 3.8. Пространственно-временные характеристика концентраций главных ионов в воде Усть-Илимского водохранилища (мг/л)

Участок водохранилища	Год	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	TDS
Участок I	2004	<u>84,9-93,2*</u> 87,8	<u>4,1-4,4</u> 4,3	<u>11,1-14,3</u> 12,7	<u>1,11-1,15</u> 1,13	<u>5,5-5,8</u> 5,7	<u>20,6-22,7</u> 21,3	<u>5,0-5,4</u> 5,1	<u>135,8-143,4</u> 138,5
	2014	<u>78,1-80,0</u>	<u>2,5-2,6</u>	<u>13,0-13,2</u>	<u>1,08-1,11</u>	<u>4,3-4,4</u>	<u>19,6-20,0</u>	<u>5,5-6,1</u>	<u>125,5-127,1</u>
	2017	<u>77,1-80,0</u> 78,8	<u>2,7-2,8</u> 2,75	<u>11,8-14,6</u> 12,7	<u>1,0-1,1</u> 1,05	<u>4,1-4,5</u> 4,3	<u>20,0-23,0</u> 22,0	<u>3,9-4,9</u> 4,35	<u>124,5-127,4</u> 126,5
Участок II	2004	<u>85,9-97,1</u> 90,3	<u>3,8-19,1</u> 7,8	<u>11,7-30,4</u> 17,1	<u>1,10-1,80</u> 1,29	<u>5,6-19,9</u> 9,2	<u>21,2-23,9</u> 22,8	<u>4,3-7,0</u> 5,6	<u>137,1-194,7</u> 156,4
	2014	<u>75,6-94,2</u> 83,5	<u>2,8-10,5</u> 6,0	<u>13,5-25,5</u> 19,1	<u>1,08-1,51</u> 1,28	<u>4,5-13,9</u> 8,5	<u>18,4-22,4</u> 19,5	<u>6,1-8,0</u> 7,1	<u>123,2-177,2</u> 145,6
	2017	<u>76,6-78,8</u> 77,8	<u>2,8-8,2</u> 4,5	<u>9,4-19,3</u> 13,3	<u>1-1,3</u> 1,13	<u>4,2-11,0</u> 6,3	<u>20,0-22,0</u> 21,0	<u>4,1-5,0</u> 4,7	<u>123,0-156,1</u> 132,9
Участок III	2004	<u>80,5-95,6</u> 87,5	<u>1,1-13,3</u> 5,2	<u>11,0-15,8</u> 12,9	<u>1,10-1,33</u> 1,18	<u>5,8-10,5</u> 6,6	<u>17,6-23,1</u> 21,2	<u>4,2-8,5</u> 5,2	<u>130,4-162,5</u> 141,7
	2014	<u>73,2-83,0</u> 78,0	<u>2,9-4,4</u> 3,3	<u>13,6-20,4</u> 15,8	<u>1,07-1,21</u> 1,14	<u>4,6-6,6</u> 5,2	<u>15,2-19,2</u> 18,0	<u>5,1-7,8</u> 6,5	<u>121,9-141,4</u> 128,5
	2017	<u>76,1-118,6</u> 87,4	<u>3,4-69,2</u> 13,2	<u>7,2-22,5</u> 14,5	<u>1,1-1,6</u> 1,2	<u>4,3-44</u> 10,7	<u>21,0-31,0</u> 22,9	<u>4,2-11,0</u> 5,6	<u>121,3-296,6</u> 152,6
Участок IV	2004	<u>83,0-144,4</u> 102,9	<u>4,7-41,3</u> 16,7	<u>11,6-25,9</u> 16,4	<u>1,12-1,55</u> 1,27	<u>6,0-26,3</u> 12,5	<u>20,2-32,8</u> 24,7	<u>4,8-13,9</u> 7,8	<u>138,3-284,6</u> 184,7
	2014	<u>75,2-87,8</u> 79,4	<u>3,1-35,2</u> 7,8	<u>13,7-19,0</u> 15,9	<u>1,08-1,40</u> 1,14	<u>4,8-15,0</u> 6,6	<u>17,6-24,0</u> 19,6	<u>4,6-11,2</u> 6,4	<u>124,2-194,2</u> 137,2
	2017	<u>74,7-139,1</u> 92,9	<u>3,7-87,5</u> 22,8	<u>11,6-24,1</u> 15,7	<u>1,0-1,5</u> 1,15	<u>4,7-59,0</u> 16,8	<u>21,0-34,0</u> 24,6	<u>4,5-12,3</u> 6,6	<u>123,9-359,3</u> 181,2
Участок V	2004	<u>78,1-146,9</u> 102,1	<u>4,4-42,1</u> 14,6	<u>12,3-26,9</u> 17,2	<u>1,16-1,50</u> 1,27	<u>6,1-25,3</u> 11,3	<u>20,5-36,3</u> 25,3	<u>5,1-13,8</u> 7,8	<u>132,1-293,3</u> 181,9
	2017	<u>82,0-92,7</u> 87,4	<u>6,3-17,1</u> 11,7	<u>14,8-17,6</u> 16,2	<u>1,0-1,2</u> 1,1	<u>6,9-14,0</u> 10,5	<u>23,0-25,0</u> 24,0	<u>5,7-8,0</u> 6,9	<u>140,0-176,1</u> 158,1

Участок водохранилища	Год	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	TDS
Вихоревский залив	2004	$\frac{87,4-163,0}{112,7}$	$\frac{12,7-65,6}{35,0}$	$\frac{21,8-73,2}{46,9}$	$\frac{1,60-3,72}{2,50}$	$\frac{13,3-64,0}{34,3}$	$\frac{22,9-41,6}{30,2}$	$\frac{6,1-14,3}{9,9}$	$\frac{168,2-432,6}{277,2}$
	2014	$\frac{78,1-141,5}{101,6}$	$\frac{6,2-39,9}{18,4}$	$\frac{21,6-53,8}{35,7}$	$\frac{1,28-3,09}{1,98}$	$\frac{8,6-48,1}{22,8}$	$\frac{16,0-28,8}{23,2}$	$\frac{7,1-12,4}{8,6}$	$\frac{139,9-327,5}{213,1}$
	2017	$\frac{76,6-160,1}{103,4}$	$\frac{3,89-103,0}{39,3}$	$\frac{22,0-93,0}{49,4}$	$\frac{1,1-5,1}{2,9}$	$\frac{5,5-93,0}{42,5}$	$\frac{22,0-38,0}{23,2}$	$\frac{4,5-13,0}{8,4}$	$\frac{136,2-487,5}{287,3}$

*в числителе пределы концентраций, в знаменателе среднее значение

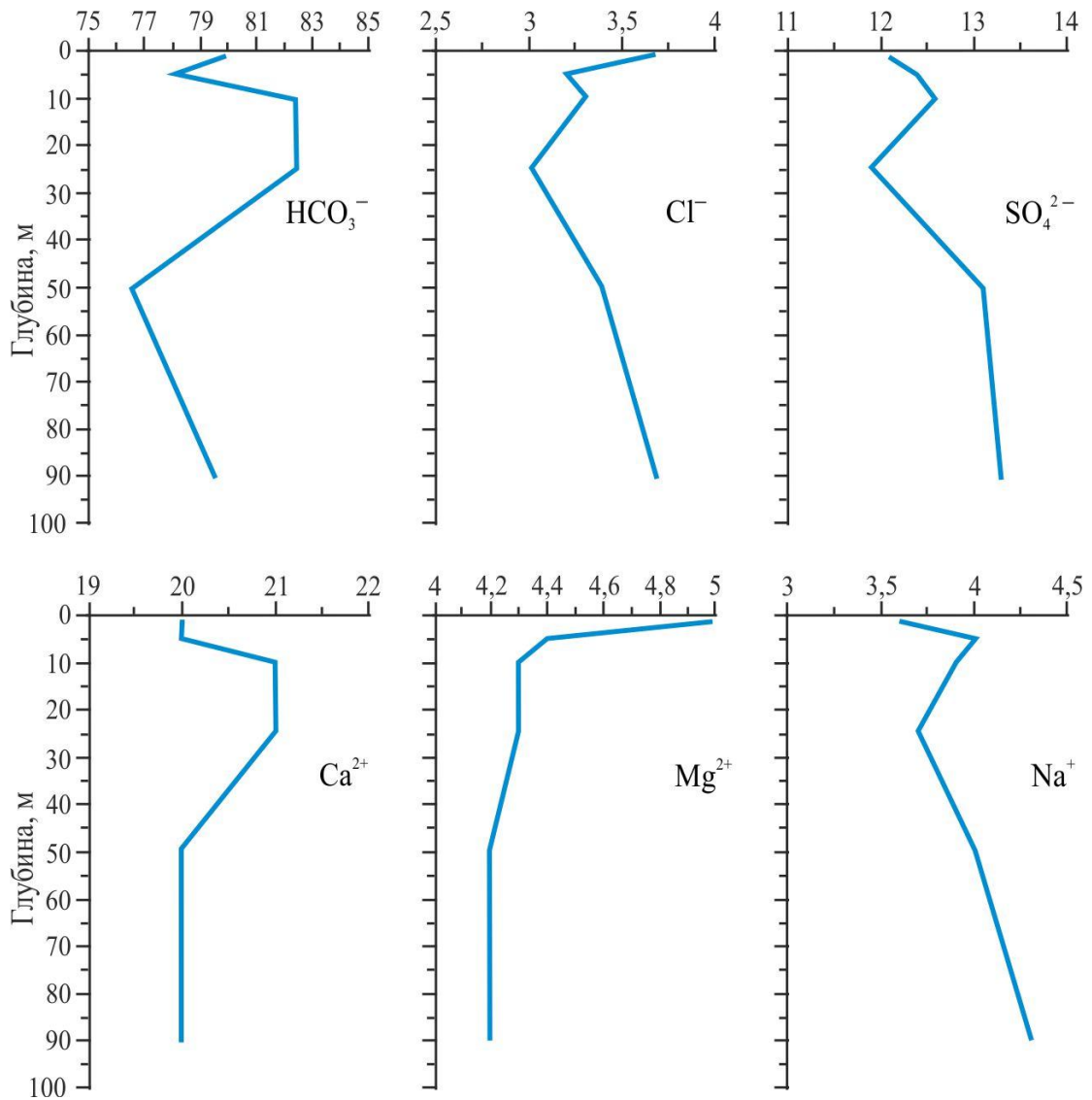


Рис. 3.10. Вертикальное распределение концентрации основных ионов (мг/л) в воде, поступающей в Усть-Илимское водохранилище через плотину Братской ГЭС (верхний бьеф Братской ГЭС, 2017 г.)

Как в период со значительной техногенной нагрузкой (2004 г.), так и в период ее снижения (2017 г.) на II участке водохранилище ниже впадения Усть-Вихоревского залива происходит увеличение концентраций большинства главных ионов (рис. 3.11). Как показано в главе 3.1.3, высокие концентрации компонентов основного ионного состава, главным образом сульфат-ионов, ионов хлора, натрия и калия, в Усть-Вихоревском заливе обуславливают сточные предприятий Братской промышленной зоны и хозяйственно-бытовые сточные воды г. Братск, поступающие в р. Вихорева.

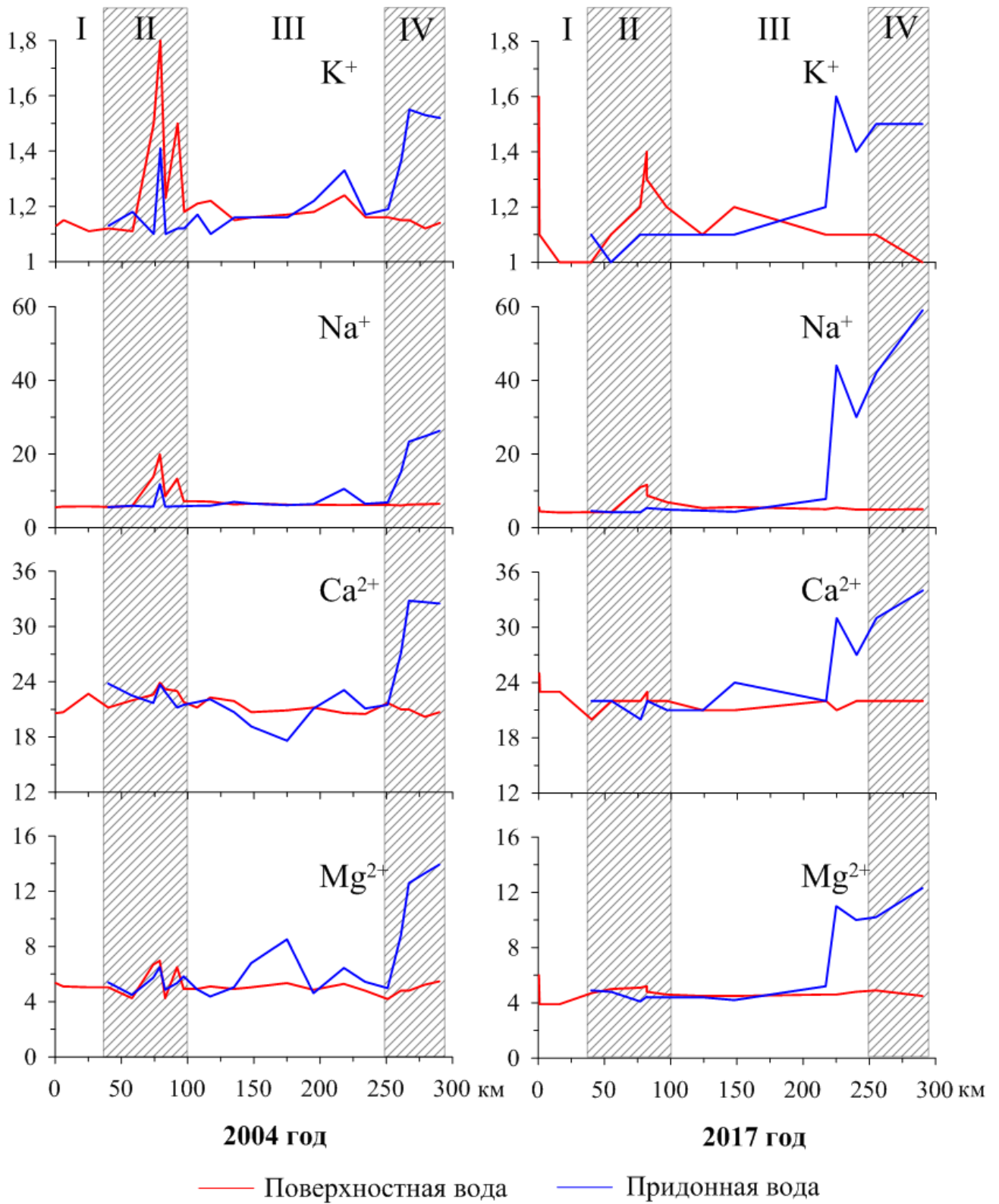


Рис. 3.11. Пространственно-временная динамика основных ионов (мг/л) в воде Ангарской части Усть-Илимского водохранилища.

0 км – нижний бьеф Братской ГЭС, 300 км – верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС

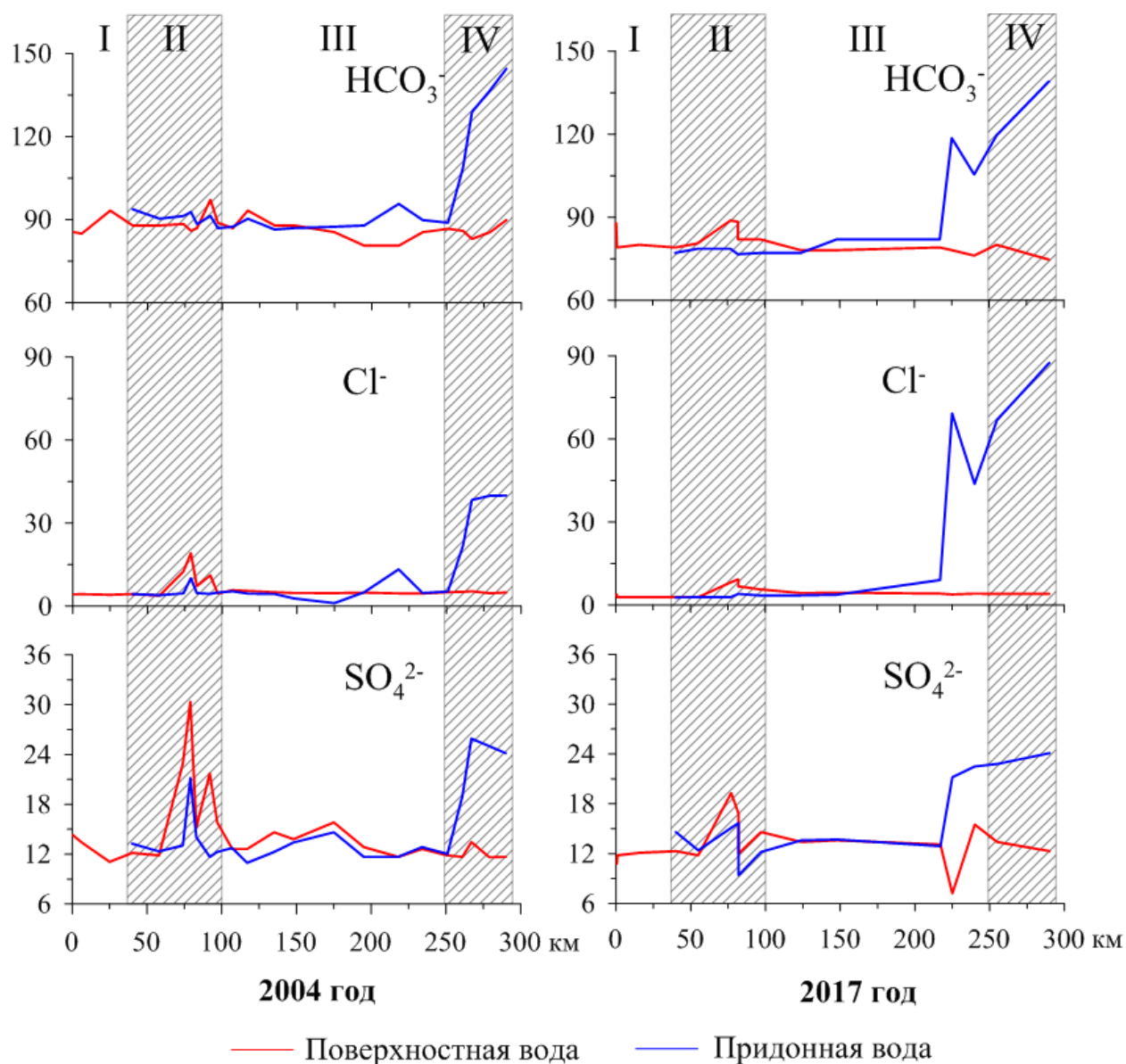


Рис. 3.11. (продолжение) Пространственно-временная динамика основных ионов (мг/л) в воде Ангарской части Усть-Илимского водохранилища.

0 км – нижний бьеф Братской ГЭС, 300 км – верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС

Концентрации HCO_3^- , Ca^{2+} и Mg^{2+} , оставаясь повышенными на выходе в русловую часть из Усть-Вихоревского залива, уже в 0,5 км ниже по течению от устья залива близки к таковым I участка Усть-Илимского водохранилища. Более значительное влияние на гидрохимический состав вод русловой части водохранилища оказывают концентрации Cl^- , SO_4^{2-} и Na^+ , которые в воде всего II участка выше, чем на I участке водоема. Стратификация температурного режима, обуславливающая вертикальное распределение загрязнителей в воде Усть-

Вихоревского залива, определяет повышенные, по сравнению с придонной водой, концентрации элементов антропогенного происхождения в поверхностной воде II участка водохранилища.

Поток загрязненных вод четко прослеживается вдоль левого берега Усть-Илимского водохранилища. Так, в 2017 г. в 2,5 км ниже впадения Усть-Вихоревского залива концентрация ионов хлора по левому берегу составляет 9,3 мг/л, в середине – 6,7 мг/л, по правому – 6,0 мг/л. Концентрация ионов натрия в воде левого берега – 11,6 мг/л, середины – 8,7 мг/л, правого берега – 7,7 мг/л. Концентрация сульфат-ионов в воде левого берега – 16,8 мг/л, середины – 12,9 мг/л, правого берега – 7,0 мг/л.

В воде II участка выше впадения Вихоревского залива в течение всех периодов опробования также наблюдаются повышенные, по сравнению с I участком водохранилища, концентрации ионов хлора, натрия и сульфат-ионов. Так, в 2014 г. концентрации Cl^- в поверхностной воде в 5 км выше Вихоревского залива, составляет 12,5 мг/л, Na^+ – 13,8 мг/л, SO_4^{2-} – 22,9 мг/л, что значительно выше их концентраций, полученных в этот же период опробования на I участке Усть-Илимского водохранилища. В работе (Арасланова, 2006), такая особенность в распределении этих компонентов объясняется влиянием загрязненных вод Усть-Вихоревского залива, которое распространяется не только вниз по течению. Как считает автор, распределение концентрации этих элементов выше Усть-Вихоревского залива тесно связано с течением водоема, при котором основная масса загрязненных вод перемещается вдоль левого берега вниз по течению, а меньшая часть в результате противотечения переносится вдоль левого берега в противоположную сторону на расстояние до 5 км.

Показателем, отражающим происходящие с поступающими с водами Усть-Вихоревского залива элементов техногенного происхождения, определяет коэффициент кратности разбавления. $R = 3-5$ для Cl^- и Na^+ , отражающий высокую степень загрязнения отмечается на расстоянии 20 км ниже Вихоревского залива, уменьшаясь далее в поверхностных водах III и IV участка до 1,1–1,5. Таким образом, происходит постепенное снижение концентраций ионов хлора и натрия,

которое, однако, не достигает их значений на I участке Усть-Илимского водохранилища. Интенсивность рассеяния этих элементов определяет коэффициент водной миграции, относящий Cl^- и Na^+ к очень подвижным и подвижным элементам, соответственно (Перельман, 1989).

III участок Усть-Илимского водохранилища представляет собой озеровидные расширения, связанные узкими проливами (рис. 2.2). На этом участке происходит стабилизация гидрохимического состава после значительной техногенной эмиссии, средние концентрации главных ионов (кроме Cl^- , SO_4^{2-} и Na^+) близки к таковым по I участку водохранилища. Отмечается ряд особенностей в пространственном распределении элементов в пределах участка. Так, между Шаманским и Ершовским расширениями в придонной воде уменьшается до минимальных по всему водохранилищу значений содержание Cl^- (1,1 мг/л) и возрастает содержание SO_4^{2-} и Mg^{2+} (рис. 3.11). В начале Воробьевского расширения в придонной воде возрастает содержание HCO_3^- , Cl^- , Na^+ и Ca^{2+} , содержание SO_4^{2-} , напротив, уменьшается. Сравнивая полученные результаты с материалами площадной гидрогеохимической съемки района Усть-Илимского водохранилища (Усть-Илимское водохранилище ..., 1975; Овчинников, 1999), можно отметить взаимосвязь между химическим составом подземных вод и увеличением концентраций некоторых основных ионов в придонной воде этих участков водоема. Так, в районе пролива между Шаманским и Ершовским расширениями первый от поверхности водоносный горизонт представлен сульфатными щелочноземельными водами, а в начале Воробьевского расширения – гидрокарбонатными щелочноземельными, в катионном составе которых преобладает натрий.

На гидрохимический состав IV участка Усть-Илимского водохранилища значительное влияние оказывают воды Илимской части (участок V). Особенностью формирования гидрохимического состава р. Илим является высокая доля подземного питания (около 40%) и разнообразный состав грунтовых вод в бассейне реки (Усть-Илимское водохранилище ..., 1975). В связи с этим, Илимская часть водохранилища отличается повышенным, по сравнению с

Ангарской частью, содержанием основных ионов. Причем наибольшие концентрации большинства компонентов ионного состава приурочены к придонному горизонту, что связано с поступлением гидрокарбонатных или сульфатно-гидрокарбонатных кальциево-магниевых подземных вод по зоне экзогенной трещиноватости, а также с сульфатными магниево-кальциевыми или кальциево-натриевыми водами в тектонически ослабленных зонах братской свиты. Особенно это выражено на устьевом участке зал. Туба, где до создания Усть-Илимского водохранилища были зафиксированы самоизливающие скважины дебитом до 6,3 л/с. Здесь в придонной воде концентрации Na^+ (25,3 мг/л), SO_4^{2-} (26,9 мг/л), HCO_3^- (146,9 мг/л) и Ca^{2+} (36,3 мг/л) достигают, а для Cl^- (42,1 мг/л) превышают, их средние концентрации в высокозагрязненном Вихоревском заливе. Дополнительным источником сульфат-иона является его поступление при растворении и выщелачивании загипсованных пород. Уменьшение концентраций макроэлементов в поверхностных водах при приближении к устью Илимской части указывает на непосредственное влияние вод Ангарской части водоема.

На IV участке водоема в поверхностных водах концентрации макроэлементов находятся на близком уровне с водой III участка. Высокие средние концентрации главных ионов в воде IV участка (табл. 3.8) связаны с резким увеличением их концентраций в придонных водах. В 11 км ниже впадения Илимской части в придонных водах концентрации HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} и Na^+ находятся на уровне таковых в районе зал. Туба. Ранее здесь, также как на побережье V участка, зафиксированы крупные родники с расходом до 80 л/с, по химическому составу они сульфатно-гидрокарбонатные с различным катионным составом (Усть-Илимское водохранилище ..., 1975).

Еще более высокие концентрации основных ионов в придонных водах отмечены в верхнем бьефе плотины Усть-Илимской ГЭС (рис. 3.12). Здесь в верхнем пятидесятиметровом слое воды колебания главных ионов незначительны: HCO_3^- – от 74,7 мг/л до 83,9 мг/л, SO_4^{2-} – от 11,6 мг/л до 14,3 мг/л, Cl^- – от 3,7 мг/л до 8,8 мг/л, Ca^{2+} – от 21 мг/л до 22 мг/л, и Mg^{2+} – от 4,5 мг/л до 5,6 мг/л, и Na^+ – от 4,7 мг/л до 9,0 мг/л, K^+ – от 1,0 мг/л до 1,1 мг/л. Минерализация (123,9-145,2 мг/л)

находится на уровне значений для вод I участка водохранилища. Значительное увеличение TDS (до 359,3 мг/л) отмечается в придонных горизонтах воды (рис. 3.10). В 75-метровом слое и ниже установлено значительное накопление Cl^- (до 87,5 мг/л) и Na^+ (до 59 мг/л) и несколько меньшее HCO_3^- (до 139,1 мг/л), SO_4^{2-} (до 24,1 мг/л), Ca^{2+} (34 мг/л), Mg^{2+} (12,3 мг/л) и K^+ (до 1,5 мг/л). Одной из вероятных причин такого распределения главных ионов, в особенности Cl^- и Na^+ , концентрации которых приближающиеся к таковым в Вихоревском заливе, может являться поступление минерализованных вод хлоридного состава контрастного гидрохимического купола, расположенного, по данным (Овчинников, 1999), на участке от залива Губа до плотины ГЭС.

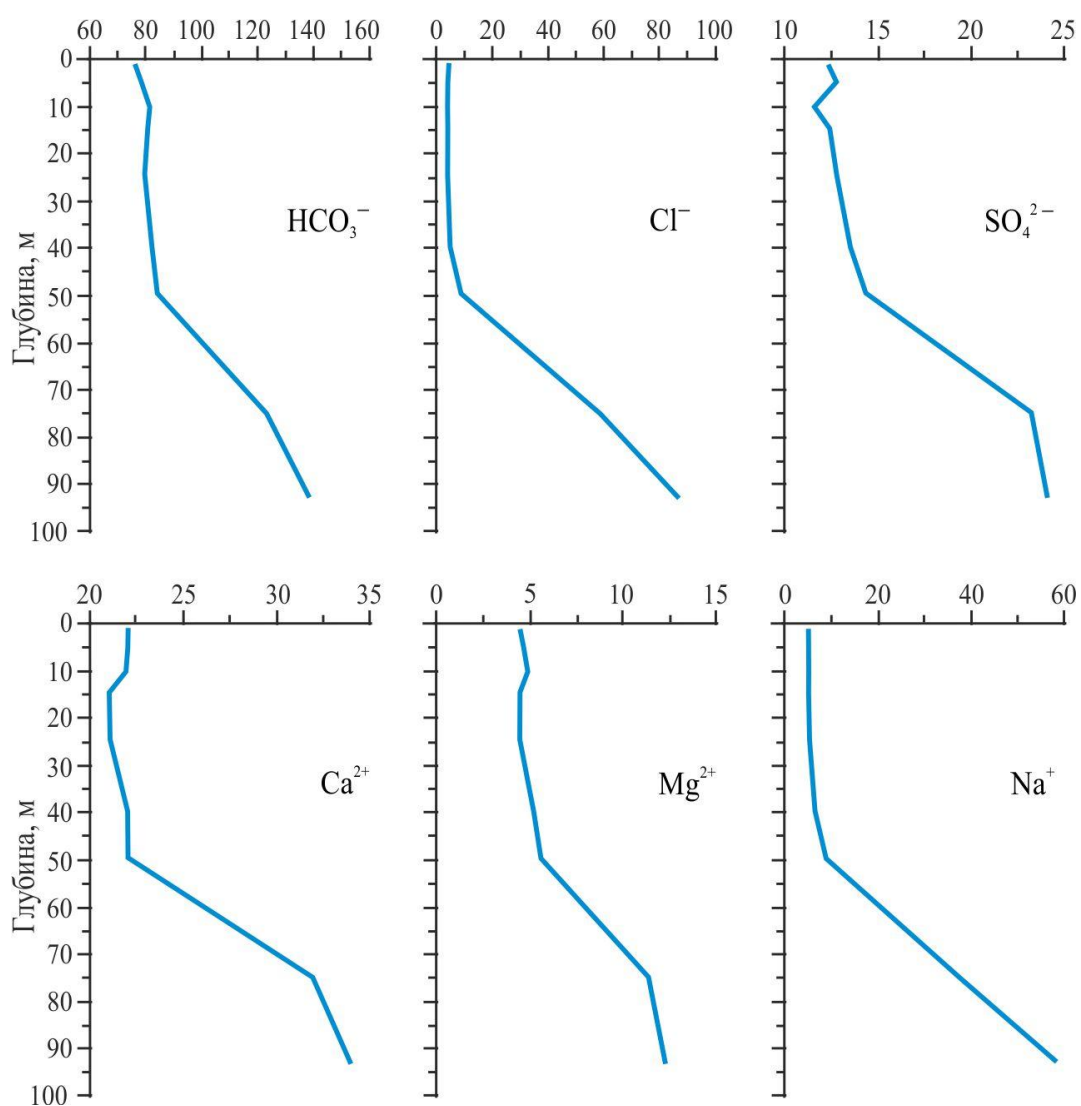


Рис. 3.12. Концентрации основных ионов (мг/л) в воде верхнего бьефа плотины Усть-Илимской ГЭС (2017 г.)

Сравнение концентраций основных ионов в воде Усть-Илимского водохранилища в 2004, 2014 и 2017 гг. (табл. 3.8) показало достоверность сделанных заключений об основных факторах, влияющих на формирование его гидрохимического состава. В 2017 г. на наиболее техногенно нагруженном II участке Усть-Илимского водохранилища наблюдается некоторое снижение концентраций большинства главных ионов по сравнению с результатами 2004 г. (рис. 3.11). По всей вероятности, это связано с понижением уровня техногенной нагрузки на Усть-Вихоревский залив. С другой стороны, отмечается повышение концентраций Cl^- и Na^+ в придонном слое воды IV участка Усть-Илимского водохранилища, что можно объяснить увеличенным дебитом вод хлоридного состава гидрохимического купола при повышении уровня воды и увеличении давления водных масс на ложе водоема.

3.2.3. Микроэлементный состав

Статистические характеристики распределения Al, Mn, Fe, Cu, As, Zn, Cd, Pb и Hg за период 2004-2017 гг. в водах Усть-Илимского водохранилища представлены в таблице 3.9. Концентрации микроэлементов в поверхностных и придонных водах I, II, III и IV участков водохранилища в наиболее техногенно-нагруженный период (2004 г.) и период спада техногенной нагрузки (2017 г.) показаны на рисунке 3.13.

В настоящее время вопросам поступления, распределения и миграции микроэлементов в водных экосистемах уделяется значительное внимание. Особую обеспокоенность вызывают тяжелые металлы, в связи с их токсичностью, стойкостью в окружающей среде и способностью накапливаться в живых организмах (Rejman et al., 2015; Griboffet al., 2020). Базовыми характеристиками, используемыми для определения качества вод и, как следствие, потенциального воздействия элементов антропогенного происхождения на живые организмы являются утвержденные нормы предельно-допустимых концентраций для водоемов рыбохозяйственного назначения (Приказ N 552 ..., 2016) и питьевого водоснабжения (СанПиН 2.1.3685-21). Сравнение концентраций потенциально

Таблица 3.9. Статистические характеристики концентраций микроэлементов (мкг/л) в водах Усть-Илимского водохранилища (2004-2017 гг.)

Параметры	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg
	мкг/л								
Участок I (15)*	<u>7,1±2,5**</u> 2,4-11,9	<u>13,1±9,3</u> 1,3-34,0	<u>7,4±3,9</u> 1,6-15,6	<u>0,86±0,20</u> 0,49-1,18	<u>2,33±1,86</u> 0,17-6,66	<u>0,47±0,09</u> 0,35-0,59	<u>0,197±0,294</u> 0,013-1,020	<u>0,542±0,772</u> 0,002-2,580	<u>0,0012±0,0009</u> <0,0005-0,0038
Участок II (20)	<u>7,9±4,3</u> 2,6-16,9	<u>49,2±163,9</u> 2,7-744,3	<u>12,2±9,0</u> 4,9-34,8	<u>0,79±0,35</u> 0,45-1,80	<u>6,41±17,50</u> 0,06-80,19	<u>0,45±0,15</u> 0,11-0,80	<u>0,227±0,340</u> 0,014-1,360	<u>0,270±0,284</u> 0,011-0,920	<u>0,0023±0,0016</u> <0,0005-0,0054
Участок III (50)	<u>6,0±3,7</u> 0,9-23,9	<u>39,8±141,4</u> 0,9-865,8	<u>7,5±4,6</u> 2,2-23,5	<u>0,70±0,35</u> 0,39-2,75	<u>1,93±1,89</u> 0,05-10,53	<u>0,43±0,14</u> 0,10-0,90	<u>0,222±0,474</u> 0,007-2,270	<u>0,123±0,127</u> 0,006-0,724	<u>0,0020±0,0016</u> 0,0007-0,0082
Участок IV (22)	<u>7,0±6,0</u> 1,8-30,8	<u>130,2±313,8</u> 0,8-1257,5	<u>15,6±22,0</u> 1,8-89,9	<u>0,55±0,36</u> 0,10-1,61	<u>3,35±7,18</u> 0,25-34,06	<u>0,51±0,21</u> 0,25-1,31	<u>0,094±0,129</u> 0,006-0,520	<u>0,136±0,201</u> 0,002-0,930	<u>0,0012±0,0004</u> <0,0005-0,0018
Участок V (22)	<u>7,6±5,1</u> 1,6-23,8	<u>16,2±34,9</u> 1,1-125,9	<u>10,8±4,7</u> 5,4-24,1	<u>0,76±0,16</u> 0,50-1,14	<u>1,37±1,96</u> 0,07-7,53	<u>0,57±0,24</u> 0,32-1,41	<u>0,079±0,116</u> 0,007-0,390	<u>0,038±0,025</u> 0,020-0,106	<u>0,0014±0,0007</u> 0,0007-0,0031
Вихоревский залив (22)	<u>59,2±157,8</u> 1,8-761,1	<u>70,8±125,6</u> 5,8-511,5	<u>141,5±348,5</u> 8,1-1567,2	<u>0,97±0,50</u> 0,54-2,41	<u>3,48±3,99</u> 0,28-15,92	<u>0,69±0,34</u> 0,35-1,62	<u>0,134±0,245</u> 0,009-0,990	<u>0,157±0,170</u> 0,034-0,768	<u>0,0017±0,0011</u> 0,0008-0,0049

Примечание: * – цифровое значение в скобках показывают количество проб

** – в числителе среднее значение ± SD (стандартное отклонение), в знаменателе – min – max

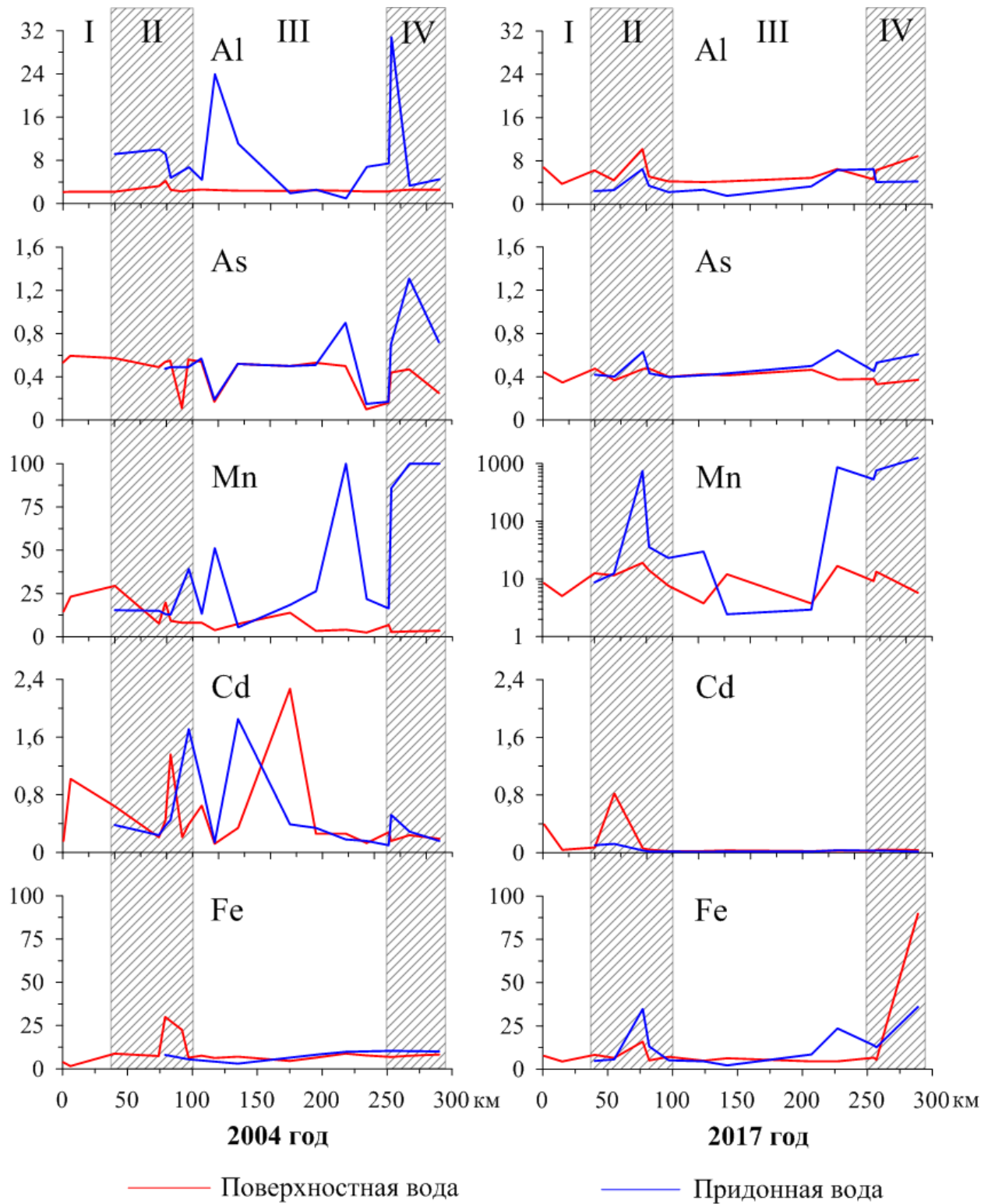


Рис. 3.13. Распределение микроэлементов (мкг/л) в поверхностной и придонной воде Ангарской части Усть-Илимского водохранилища

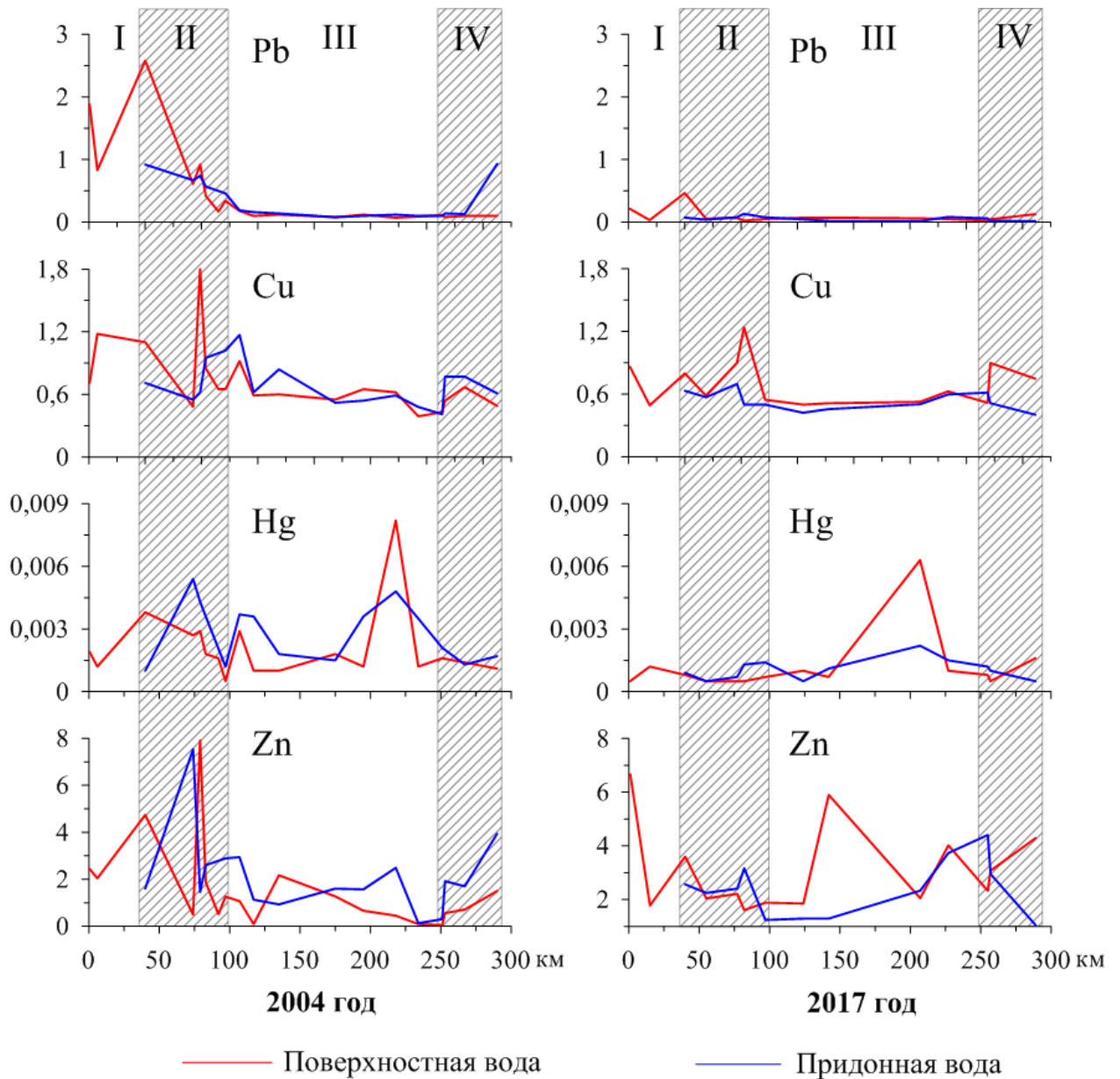


Рис. 3.13 (продолжение) Распределение микроэлементов (мкг/л) в поверхностной и придонной воде Ангарской части Усть-Илимского водохранилища

опасных микроэлементов с нормативами качества водоемов (табл. 3.10) показывает, что в воде русловой части Усть-Илимского водохранилища, также как в р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе, как в период с наибольшей антропогенной нагрузкой, так и в период ее снижения зафиксированы концентрации Mn, Cu и Zn, превышающие ПДКрбх или ПДКпв. В воде Илимской части наблюдаются концентрации Mn и Cu, превышающие ПДКрбх.

Таблица 3.10. Средние концентрации микроэлементов (мкг/л) в водах р. Вихорева, Вихоревского залива, водохранилищ р. Ангара

	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg	Источник
2004 г.										Настоящее исследование
Усть-Вихоревский залив	15,2	15,7	-	0,82	3,3	0,75	0,252	0,49	0,0031	
I участок	9,1	20,6	-	0,93	2,7	-	0,550	1,55	0,0035	
II участок	10,0	12,2	-	0,84	3,2	0,38	0,469	0,59	0,0032	
III участок	6,5	24,3	-	0,64	1,2	0,42	0,585	0,15	0,0026	
IV участок	9,6	109,4	-	0,64	1,7	0,65	0,260	0,25	0,0014	
V участок	8,4	52,2	-	0,82	0,9	0,63	0,830	0,46	0,0027	
2017 г.										
р. Вихорева	153,5	153,8	316,3	3,65	22,5	1,29	0,088	0,28	0,0021	
Усть-Вихоревский залив	143,3	164,3	314,7	1,03	6,5	0,76	0,072	0,23	0,0018	
I участок УИВ*	4,8	8,7	6,3	0,70	3,7	0,42	0,151	0,20	0,0008	
II участок УИВ	5,4	139,5	13,5	0,75	5,4	0,46	0,182	0,07	0,0005	
III участок УИВ	4,2	126,0	7,6	0,53	2,7	0,44	0,022	0,05	0,0015	
IV участок УИВ	5,8	509,2	36,0	0,64	1,5	0,46	0,031	0,05	0,0008	
V участок УИВ	4,7	2,0	6,8	0,59	1,9	0,33	0,020	0,04	0,0015	
Усть-Илимское водохранилище	10,2	9,0	-	1,55	9,2	-	-	1,2	-	(Карнаухова, 2008)
Братское водохранилище	12,9	22,9	22,4	0,84	3,8	0,37	0,023	0,11	0,0042	(Poletaeva et al., 2021)
Исток р. Ангара	1,86	2,72	2,96	0,56	3,0	0,40	0,022	0,08	0,0005**	(Poletaeva et al., 2022)
Условно фоновые	6,1	3,7	4,0	0,60	1,9	0,21	0,130	0,42	0,0012	Настоящее исследование
ПДК _{пв} /ПДК _{рбх}	200/40	100/10	300/100	1000/1	5000/10	10/50	1/5	10/6	0,5/0,01	(СанПиН 2.1.3685-21 /Приказ № 552, 2016)

*УИВ – Усть-Илимское водохранилище; ** – концентрация Hg по Grebenshchikova et al., 2021

Концентрации Al, As, Cd, Pb, Hg в воде русловой части Усть-Илимского водохранилища не превышают ПДКрбх и ПДКпв. Обращает на себя внимание факт, что в наиболее антропогенно-нагруженной части водоема концентрации большинства микроэлементов также не превышают установленных нормативов. Вместе с этим, исследования, проведенные в Усть-Вихоревском заливе (раздел главы 3.1), показали, что техногенная нагрузка на эту часть водоема довольно значительна. В настоящее время в большом количестве публикаций отмечается, что сравнение гидрохимических характеристик с официально утвержденными нормативами, не учитывающими природные условия формирования водоема, не дает адекватной оценки их качества (Моисеенко, 2017). Принятые для природных вод нормативы не могут быть едиными для различных типов экосистем и физико-географических условий и считаются малоприемлемыми для Байкальского региона (Алиева и др., 2011). Более объективно оценить антропогенное воздействие позволяют фоновые характеристики водных объектов, находящиеся с изучаемым водоемом в близких географических и климатических зонах. В общем случае, для водоемов бассейна р. Ангара и, в частности для Усть-Илимского водохранилища, к таким водным объектам относится исток самой реки. В связи с этим, были проведены мониторинговые работы, направленные на определение концентраций микроэлементов в истоке р. Ангары в разные гидрологические сезоны (Poletaeva et al., 2022). Статистический анализ полученных данных позволил выделить концентрации микроэлементов, которые можно принять для Усть-Илимского водохранилища за региональный геохимический фон

Несмотря на вышесказанное ранее определено, что преобразования гидрохимического состава истока р. Ангары наблюдаются уже в Иркутском и Братском водохранилищах, которые расположены выше по реке от Усть-Илимского водохранилища. Концентрации микроэлементов в их воде увеличиваются за счет комплекса природных и антропогенных факторов (Poletaeva et al., 2021, Pastukhov et al., 2023). В связи с тем, что питание Усть-Илимского водохранилища, главным образом, осуществляется за счет вод,

поступающих через Братскую ГЭС, за условно фоновую станцию можно принять станцию в ее верхнем бьефе. Однако, проведенные ранее работы выявили загрязнение вод в районе г. Братск (Poletaeva et al., 2021). При этом, при невысоких концентрациях микроэлементов в поверхностном слое воды верхнего бьефа Братской ГЭС, их накопление происходит в слоях 10-50 м, снижаясь далее в придонном слое. В связи с этим, в качестве условно фоновых концентраций для Усть-Илимского водохранилища принята медиана концентраций, определенных в поверхностной и придонной воде на нижнем участке Братского водохранилища (около 20 км) (табл. 3.10).

В таблице 3.10 приведено сравнение концентраций микроэлементов в водах р. Вихорева, Усть-Вихоревском заливе, Ангарской и Илимской частей Усть-Илимского водохранилища с истоком р. Ангары и Братским водохранилищем. Результаты показывают, что средние концентрации изучаемых микроэлементов в воде р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе во все периоды опробования выше, чем их концентрации в истоке р. Ангара и Братском водохранилище. Исключением является ртуть, концентрации которой в воде Братского водохранилища выше. Это связано с тем, что для этого водохранилища ртуть является приоритетным токсикантом, в больших количествах поступавшим в экосистему водоема от предприятия «Усольехимпром» на протяжении нескольких десятилетий. Ртутное загрязнение вод, донных отложений и гидробионтов экосистемы водоема приравнивают к экологической катастрофе (Коваль и др., 2008; Pastukhov et al., 2019).

В водах русловых частей Усть-Илимского водохранилища средние концентрации большинства микроэлементов выше, чем в истоке р. Ангары. Исключением является концентрации Zn в воде I участка в 2004 г., III, IV и V участков в 2004 и 2017 гг., Cu – в воде III участка в 2017 г., Cd – в воде V участка в 2017 г., Pb – в воде II, III, IV и V участков в 2017 г. Сравнение статистических показателей микроэлементов в водах русловых частей смежных водохранилищ р. Ангары показывает, что все средние концентрации Hg и Al, а также большинство

средних концентраций Cu, Fe и Zn выше в Братском водохранилище, Mn, As, Cd и Pb – в большинстве случаев, выше в Усть-Илимском водохранилище.

Еще одним показателем, который может быть использован для выделения степени антропогенной нагрузки на гидрохимический состав водоемов, является сравнение полученных концентраций элементов с их концентрациями, определенными в предыдущие исследования периоды. К сожалению, сравнение результатов микроэлементного состава вод Усть-Илимского водохранилища представленного исследования с полученными ранее (Карнаухова, 2008) не представляется возможным, в связи со значительной усредненностью последних и большой вариативностью полученных в настоящий период данных (табл. 3.10).

Как показывают результаты химического анализа распределение Al, Mn, Fe, Cu, As, Zn, Cd и Pb в воде Усть-Илимского водохранилища отличается неоднородностью, как во временном, так и пространственном аспекте (табл. 3.10, рис. 3.13). В русловой части выделяются локальные повышения микроэлементов, но какой-либо тенденции к переносу на дальние расстояния они не имеют. Для выявления факторов, влияющих на распределение микроэлементов в водной среде водохранилища, выбраны микро элементы, концентрация которых в 2 раза и более превышает условно фоновую концентрацию (табл. 3.11). Анализ полученных данных позволил выделить источники поступления микроэлементов в водную среду и проследить их миграцию по длине водоема.

Таблица 3.11. Динамика поступления микроэлементов в повышенных концентрациях в воды Усть-Илимского водохранилища

Станция наблюдений	*	2004	2005	2014	2017
0.4 км с.х.	1	Al, Mn, Pb	As	–	Mn, Zn, As, Cd
	2	–	–	–	–
Створ «Гидростроитель»	1	Mn, Cu, Cd, Pb	Mn, Fe, As	–	–
	2	–	–	–	–
д. Дубынино	1	Mn, Zn, Cd, Pb, Hg	Mn, Fe, As	Mn, Zn	Mn, Fe, As
	2	Mn, Cd, Pb		Mn, Fe, Zn, Pb	Mn, As
5 км выше Усть-Вихоревского зал.	1	Mn, Hg	Cu, As	Al, Mn, Fe	Mn, Fe, As,
	2	Mn, Zn, As, Hg		Fe, Zn	Mn, Fe, As

Станция наблюдений	*	2004	2005	2014	2017
Усть-Вихоревский залив	1	Al, As, Cd, Hg, Mn	Al, Fe, As	Al, Mn, Fe	Al, Mn, Fe, Zn, As
	2	Mn, As, Cd, Hg	Mn, Fe, As, Al	Al, Mn, Fe, Zn	Al, Mn, Fe, Cu, Zn, As
Устье зал. Вихоревский	1	Al, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg	Al, Fe, As, Cu	Al, Mn, Fe, As, Zn	Al, Mn, Fe, As
	2	Mn, Cd, Pb, Hg	Hg	Zn	Al, Mn, Fe
2,5 км ниже Усть-Вихоревского зал.	1	Mn, As, Cd,	–	–	Mn, Cu, As
	2	Mn, Cd, Hg	–	–	Mn, Fe, As
10 км ниже Усть-Вихоревского зал.	1		Al, Fe, As	–	–
	2			–	–
17 км ниже Усть-Вихоревского зал.	1	Mn		–	–
	2			–	–
д. Седаново	1	Mn, As, Cd	As	–	Mn, As
	2	Mn, Cd		–	Mn, As
Напротив острова Подъеланский	1	Mn, As, Cd, Hg	Al, Hg		–
	2	Mn, Cu, As, Cd, Hg		Zn	–
Шаманское расширение	1	Mn, Cd	As		Mn, Zn, As
	2	As, Cd	Mn	Fe, Cu, Zn	As
173 км с.х.	1	Mn, Cd	As	–	–
	2	Mn, Cd	–	–	–
Ершовское расширение	1	As, Cd		Zn,	–
	2	Mn, Cd, Hg	Fe	Fe, Zn	–
Воробьевское расширение	1	Cd, Hg			Mn
	2	Mn, As, Hg	Fe	Mn, Fe, Zn	Mn, Fe, Zn, As
234 км с.х.	1	–	–	–	–
	2	Mn, Hg	–	–	–
3 км выше Илимской части	1	Cd	Fe	–	Mn, Zn
	2	Mn, Hg	–	–	Mn
Илимская часть	1	Zn, As, Cd, Hg, Pb	Al, Fe, As,	–	Mn
	2	Zn, Mn, As, Al, Cd, Pb, Hg	Mn, Fe, As, Hg	–	Mn, Fe, As, Hg
255 км с.х.	1			Al, Zn	Mn
	2	Al, Mn, As, Cd	Fe		Mn, Fe, Zn, As
267 км с.х.	1	Cd	Mn, Fe	–	–
	2	Mn, As, Cd	Zn, Fe	–	–
Верхний бьеф плотины Братской ГЭС	1	As	Fe		Mn, Fe, Zn
	2	Mn, Zn, As, Pb	Fe	Fe, Zn	Mn, Fe, As

* 1 – поверхностная, 2 – придонная вода; обычный шрифт – элементы, концентрации которых превышают фоновую в 2-3 раза, жирным – в 4 раза и более

Антропогенные источники поступления микроэлементов

Как показано в главе 2.1.6, одним из основных источников поступления элементов антропогенного происхождения в водную среду Усть-Илимского водохранилища является промышленная зона г. Братск. Повышенные, по

сравнению с фоновыми, концентрации микроэлементов обнаружены в поверхностной воде нижнего бьефа Братской ГЭС, с большими их показателями у берегов: Al, Mn, Zn, Cd, Pb в воде правого берега и Mn – левого берега водоема. Ранее, в снеговой воде береговой зоны I участка Усть-Илимского водохранилища обнаружены значительные концентрации Al, Zn, Cd, Pb (Янченко и др., 2010), что является показателем поверхностного стока с антропогенно-нагруженной территории города. Наиболее значимым источником, с которым связано поступление Al и Pb в окружающую среду является Братский алюминиевый завод, через трубы (высотой менее 80 м) которого выбрасывается в атмосферу как твердые, так и газообразные вещества. Повышенные концентрации Mn могут быть обусловлены отходами ТЭЦ-6, зола которого содержит значительные количества Fe и Mn (Санина и др., 2002; Рунова и др., 2008). Таким образом, поступление элементов техногенного происхождения в водную среду I участка происходит, прежде всего, с газопылевыми выбросами, загрязненными атмосферными осадками и поверхностным стоком промышленной зоны г. Братск.

Второй, наиболее значимый источник загрязнения – р. Вихорева, рассмотренный в главе 3.1. Влияние загрязненных вод р. Вихорева распространяется и на микроэлементный состав воды русловой части Усть-Илимского водохранилища. Наибольшие превышения над условно фоновыми концентрациями для большинства элементов, а особенно Al, Mn, Fe и As, в воде I и II участков определены в месте впадения Усть-Вихоревского залива (79 км с.х.) (рис. 3.13). Через 3,5 км их концентрации снижаются, а в 5 км ниже по течению от залива наблюдается резкое падение концентраций Fe, Mn, Al, As, Cd, Cu, Pb до фоновых значений. На этом участке снижение концентраций элементов в водной среде связано, главным образом, с разбавлением загрязненных вод большим объемом русловых вод Ангарской части Усть-Илимского водохранилища. Одновременно продолжают протекать процессы сорбции элементов на взвешенных частицах и осаждения в донных отложениях, как это происходит в водных объектах, подверженных техногенному воздействию (Li et al. 2008; Varol,

Şen, 2012). Невысокие концентрации большинства микроэлементов сохраняются на протяжении около 15 км до д. Седаново, в районе которой наблюдается их увеличение в придонной воде.

Необходимо отметить, что также как для основных ионов, увеличение концентраций микроэлементов определены в воде водохранилища до впадения в него Усть-Вихоревского залива. В точке наблюдения, расположенной в 5 км выше устья залива, в поверхностных водах отмечаются повышенные концентрации Cl^- (8,2 мг/л), Na^+ (11,0 мг/л), SO_4^{2-} (19,3 мг/л), а также микроэлементов, характерных для загрязненного Вихоревского залива – Al, Mn, Fe и As (табл. 3.11).

Природные источники поступления микроэлементов

Результаты изучения динамики микроэлементного состава вод Усть-Илимского водохранилища после воздействия техногенных источников позволяют выделить довольно значимую особенность водоема, при которой качество воды, благодаря естественным процессам самоочищения, остается в пределах установленных норм. Воды III и IV участков водохранилища характеризуется средними концентрациями большинства рассматриваемых микроэлементов близкими к фоновым значениям (табл. 3.10). Однако, в пределах этих участков выделяются точки наблюдений, на которых микроэлементный состав вод отличается значительными вариациями, по сравнению с фоновыми (табл. 3.11). В водах Шаманского, Ершовского, Воробьевского расширений, Илимской части водохранилища и верхнего бьефа плотины Усть-Илимской ГЭС фиксируются концентрации микроэлементов, эпизодически составляющие значения выше, чем в более техногенно-нагруженной зоне – Усть-Вихоревском заливе (рис. 3.13).

При различном спектре элементов, повышающихся на отдельных точках наблюдения, наиболее часто встречаемыми являются Mn, Al и Fe (табл. 3.11). Подвижность этих элементов в околонеutralной, окислительной среде Усть-Илимского водохранилища очень низкая (Plant, Raiswell, 1983). В связи с этим, их происхождение в водной среде III, IV и V участков водохранилища нельзя

объяснить только антропогенными источниками, расположенными в пределах I и II участков. Эти микроэлементы относятся к основным породообразующим элементам, поэтому устойчивое в межгодовом аспекте накопление концентраций Mn, Fe и, частично Al, в придонном слое воды нижних участков водохранилища и (рис. 3.13), может свидетельствовать об обогащенности этими элементами водовмещающих пород.

Из потенциально токсичных элементов, концентрации которых в придонных водах в большинстве случаев преобладают над поверхностными, наибольшей степенью встречаемости в воде Усть-Илимского водохранилища выделяется As (табл. 3.11). Выявленных превышений концентраций Zn, Cd, Hg и Pb над фоновыми значениями меньше (табл. 3.11), однако, их вариабельность в пределах одного года на III и IV участках водохранилища значительна (рис. 3.13). В большинстве случаев высокие концентрации микроэлементов фиксируются локально и не дают протяженных водных ореолов рассеяния (рис. 3.13). Выделяются и исключения, так концентрации As в 2004 г., Cd, Zn в 2005 г., As, Cd, Pb, Cu, Zn в 2014 г., As в 2017 г. в придонных водах в большинстве случаев преобладают над поверхностными. Большинство ионов металлов (Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Hg^{2+} и др.) при $\text{pH} > 6$ осаждаются в виде плохо растворимых гидроксидов, карбонатов, сульфидов и концентрируются в донных отложениях. В связи с этим, их повышенные концентрации в придонных водах могут нести информацию о длительно протекающих процессах, которые показывают процессы, связанные с накоплением в донных отложениях и вторичным поступлением этих элементов в водную среду Усть-Илимского водохранилища.

Распределение основных ионов в воде Усть-Илимского водохранилища показывает, что на их концентрацию в придонной воде оказывают влияние грунтовые воды, минерализация и ионный состав которых в бассейне водоема связан, в основном, с вещественным составом водовмещающих пород. Гидрогеохимические исследования (Усть-Илимское..., 1975), проведенные до заполнения водохранилища в основном с поисковой целью, рассматривали и

металлоносность подземных вод. Определение в воде микроэлементов производилось методами ВИТРа и ТПИ, основанными на концентрировании микроэлементов с коллекторами осадителями $\text{Al}(\text{OH})_3$ и CdS с последующим их определением эмиссионным спектральным анализом. Было определено, что каждая стратиграфическая толща характеризуется своеобразным содержанием, как основных ионов, так и микроэлементов. Из рассматриваемых микроэлементов, для всех участков Усть-Илимского водохранилища к наиболее часто встречаемым (% встречаемости больше 50) относятся Zn, Cu, Mn и Fe, в Илимской части к этим элементам добавляется Pb, частота встречаемости которого несколько меньше. В долине р. Ангары между деревнями Седаново и Воробьево, в подземных водах, дренирующих осадочные образования силура и ордовика у контакта с траппами, установлено аномальное содержание Cu, Pb и Zn. Повышенное содержание Zn и Cd отмечено в подземных водах отложений нижнего и среднего ордовика, Cd – среднего и верхнего ордовика. Данных по наличию в подземных водах As и Hg не приведено, однако, подчеркивается, что общегеологические закономерности рассматриваемой территории благоприятны для рудопроявлений ртути.

Приведенные выше общие сведения о микроэлементном составе подземных вод, не позволяют с большой степенью уверенности проводить корреляционную взаимосвязь между грунтовыми водами и водами Усть-Илимского водохранилища. Однако, можно отметить, что выделенные участки с превышениями концентраций микроэлементов в придонной воде водохранилища совпадают с участками, в которых на распределение главных ионов влияет субаквальная разгрузка подземных вод. Так, в придонной воде Воробьевского расширения, в районе которого первый от поверхности водоносный горизонт представлен гидрокарбонатными щелочноземельными водами (Усть-Илимское..., 1975), при увеличении концентраций HCO_3^- , Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} до максимальных по III участку, зафиксированы высокие концентрации Mn, Cd, As, Hg в 2004 г., Fe – в 2005 г., Mn, Fe, Zn, As – в 2014 г., Mn, Fe, Zn, Hg – в 2017 г. (табл. 3.11).

Изучение корреляционных зависимостей для гидрохимического состава Усть-Илимского водохранилища выделило значимые корреляционные связи элементов основного ионного состава с Mn и Fe, а также Fe с Zn, Pb и Cu в воде III участка (табл. 3.12). Большинство этих элементов входит в перечень наиболее встречаемых в подземных водах (Усть-Илимское..., 1975). Как было определено (Пиннекер, 1977) разгрузку подземных вод из глубоких горизонтов стимулируют разломы глубокого заложения и тектонически ослабленные зоны в ядрах антиклиналей и под долиной р. Ангары. Зачастую вдоль таких протяженных разломов и участков тектонической раздробленности отчетливо прослеживаются области разгрузки подземных вод.

Таблица 3.12. Значимые коэффициенты корреляции ($p < 0,01$) между компонентами основного ионного состава и микроэлементами в воде Усть-Илимского водохранилища(2004-2017 гг.)

Элемент	1 участок (n=15)	2 участок (n=20)	3 участок (n=51)	5 участок (n=22)	4 участок (n=20)
Mn	Pb	Fe	HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , K ⁺ ,Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Zn, As, Cd, Hg HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , K ⁺ ,Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , K ⁺ ,Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺
Fe	–	Mn	Cu, Zn, Pb HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , K ⁺ ,Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	–	–
Al	HCO ₃ ⁻ , Ca ²⁺ , Na ⁺	Cu HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , K ⁺ ,Na ⁺ , Ca ²⁺	As(-)	–	–
Cu	As Cl ⁻	Al	Fe, Zn, Pb	–	–
Zn	Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	–	Fe, Cu, Pb Mg ²⁺	Mn, Cd, Pb	–
Pb	Mn, Hg	Hg	Fe, Cu, Zn	Zn	–
Cd	–	–	–	Mn, Zn, Hg Cl ⁻	–
As	Cu HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , Na ⁺	–	–	Mn HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , K ⁺ ,Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , K ⁺ ,Ca ²⁺ , Mg ²⁺
Hg	Pb	Pb	–	Mn, Cd Cl ⁻ , K ⁺ ,Na ⁺	–

С точки зрения природного поступления микроэлементов можно объяснить увеличение концентраций Zn, Pb и Hg в 2004 г. в воде I участка около д. Дубынино (40 км ниже плотины Братской ГЭС). Выявленное поступление элементов с поверхностным стоком и атмосферным переносом с г. Братск не дает столь значительных содержаний этих элементов в водной среде Усть-Илимского водохранилища в районе самого города (рис. 3.13). Это позволяет предположить, что увеличение концентраций выделенных элементов не отражает техногенную составляющую. Гидрогеохимические исследования, проведенные на этом участке до создания водохранилища (Усть-Илимское..., 1975), показали значительную обогащенность подземных вод выделенными элементами на месте внедрения траппов в отложения нижней подсвиты мамырской свиты, что, в свою очередь, вызвало в зонах контактов метаморфизацию, трещиноватость и повышенную водообильность пород. До заполнения водохранилища в долине р. Ангары у д. Дубынино удельный дебит скважин достигал 2-3 л/с.

Влияние подземных вод на гидрохимический состав Усть-Илимского водохранилища можно проследить и в Илимской части, где присутствует очаговый вид разгрузки подземных вод (Кусковский и др., 2000). Как было определено для компонентов основного ионного состава в воде р. Илим до зарегулирования р. Ангары и Илимской части в период настоящих исследований влияние на концентрацию HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ и Ca^{2+} в придонных водах оказывают грунтовые воды. Здесь же определены высокие концентрации микроэлементов, причем как локальные (Mn, Hg, Pb, As – 2004 г., Al, Zn, Pb, As – 2005 г.), так и повышенные во временном и пространственном аспекте (Cd, Fe – 2004 г., Mn – 2005 г.). Наибольшая вариативность в распределении микроэлементов фиксируется на устьевом участке зал. Туба. Тесная корреляция между Mn, As, Cd, Hg и основными ионами по всей водной толще (табл. 3.12) указывает на их поступление из одного источника. Коэффициенты корреляции, рассчитанные для придонного слоя воды, выделили взаимосвязь между Mn, Cd, Hg, Cl^- и Na^+ .

В пределах IV участка Усть-Илимского водохранилища также имеются свои особенности в формировании микроэлементного состава вод. Повышенные концентрации микроэлементов в придонной воде зоны смешения Ангарской и Илимской частей (табл. 3.11) могут свидетельствовать о их поступлении с Илимской части. Вместе с тем отмечается повышение, с максимумом в 2017 г., концентраций ряда микроэлементов в придонных водах всей IV части (табл. 3.11). Положительная корреляционная связь с элементами основного состава больше всего прослеживается для Mn и As (табл. 3.12). Корреляционный анализ макро- и микроэлементов, проведенный для придонных вод IV участка выделил ассоциацию $Mn-Cl^{-}-Na^{+}$, коэффициент корреляции между которыми составляет 0,95. Совместное увеличение концентраций этих элементов отражают поступление минерализованных вод хлоридного состава контрастного гидрохимического купола, расположенного на участке от залива Туба до плотины Усть-Илимской ГЭС (Овчинников и др., 1999). Считается, что подземные воды $HCO_3^{-}-Na$ и $HCO_3^{-}-Cl-Na$ состава зачастую имеют повышенные концентрации As (Крайнов и др., 2004).

Спектр микроэлементов, поступающих в водную среду Усть-Илимского водохранилища в разные периоды пробоотбора (табл. 3.11), не постоянен. Исследования (Кусковский и др., 2000) показали, что в период эксплуатации водохранилищ в результате годовых и многолетних колебаний на площади проявления гидрогеохимического купола (IV и V участки водохранилища) гидрогеохимические границы отличаются очень высокой динамичностью. Было выявлено, что в период подъема уровня граница раздела пресных и солоноватых вод опускается ниже ложа водоема. При сработке водохранилища гидрогеохимическая граница поднимается к поверхности тем интенсивнее, чем ниже опускается его уровень и происходит разрушение зоны пресных вод. Переформирование режима уровней водохранилища приводит к увеличению воздействия подземных вод на гидрохимический облик Усть-Илимского водохранилища. Одним из показателей этого является увеличение концентраций,

как основных ионов, так и микроэлементов в придонных водах Воробьевского расширения и IV части Усть-Илимского водохранилища до максимальных концентраций в 2017 г., уровень воды в котором был чрезвычайно низким.

Таким образом, результаты изучения распределения и накопления биогенных компонентов, основных ионов и микроэлементов в русловой части Усть-Илимского водохранилища позволили выявить основные факторы, обуславливающие особенности формирования его гидрохимического состава. Выявлено, что стабильность основного ионного состава водохранилища зависит от вод, поступающих на входной створ и определяющих его гидрокарбонатный кальциевый состав. Вместе с этим, в русловой части водохранилища выделяются участки с повышенными концентрациями основных ионов. Распределение биогенных компонентов и микроэлементов в воде Усть-Илимского водохранилища отличается неоднородностью, как во временном, так и пространственном аспекте. Определено, что на концентрацию всех исследуемых компонентов в водной среде оказывают влияние природные и антропогенные источники.

Загрязняющие вещества, переносимые р. Вихорева в Усть-Вихоревский залив, оказывают воздействие на гидрохимический состав русловой части Усть-Илимского водохранилища. В большей степени, поток загрязненных вод прослеживается вдоль левого берега водоема. Помимо р. Вихорева, влияние на гидрохимический состав оказывает диффузное поступление загрязняющих веществ от Братской промышленной зоны. Не менее значимым фактором, определяющим гидрохимический облик придонных горизонтов водоема, являются подземные воды. В большей степени, это отмечено в Илимской части водохранилища и верхнем бьефе Усть-Илимской ГЭС, в придонных водах которых концентрации главных ионов и микроэлементов зачастую превосходят таковые в техногенных источниках. Накопление концентраций Mn, Al, Fe в

придонном слое воды русловой части свидетельствует об обогащенности этими элементами водовмещающих пород.

По концентрациям биогенных компонентов и кислорода установлено, что качество вод в р. Вихорева, Усть-Вихоревском заливе и придонных горизонтах воды нижней части Усть-Илимского водохранилища качество вод является неудовлетворительным для существования гидробионтов.

Сравнение концентраций потенциально опасных микроэлементов с нормативами качества показало, что в воде русловой части Усть-Илимского водохранилища, также как в р. Вихорева и Усть-Вихоревском заливе, зафиксированы концентрации Mn, Cu и Zn, превышающие ПДК. Концентраций Al, As, Cd, Pb, Hg выше ПДК не установлено. По сравнению с условно фоновыми значениями, концентрации большинства микроэлементов в воде всех частей Усть-Илимского водохранилища также повышены.

ГЛАВА 4. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ, КАК ПОКАЗАТЕЛЬ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА УСТЬ-ИЛИМСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Станции отбора проб донных отложений Усть-Илимского водохранилища показаны в таблице 2.1 и рисунке 2.4. Зоной с наибольшей скоростью осадконакопления Усть-Илимского водохранилища является Усть-Вихоревский залив. Детальный анализ распределения донных отложений в Усть-Вихоревском заливе показал, что активное накопление осадочного материала (больше 100 см) происходит в районе впадения реки Вихорева. Уже в полевых условиях отмечено накопление продуктов техногенеза, поступающих с водой р. Вихорева в Усть-Вихоревский залив, что отражается на органолептических свойствах донного осадка, имеющего характерный запах органических веществ. На русловых участках Усть-Илимского водохранилища мощность донных осадков значительно меньше (2-5 см), с максимальным накоплением (15 см) ниже впадения Илимской части. По акватории водоема отмечаются участки дна с нулевой седиментацией. Отобранные для химического анализа донные отложения характерны для Усть-Илимского водохранилища, т.к. по данным (Карнаухова, 2009) средняя скорость осадконакопления в глубоководной части водохранилища составляет 1,2 мм/год.

По цвету, донные осадки Усть-Илимского водохранилища дифференцируются на горизонты. Как правило, верхний двухсантиметровый слой представлен коричневым или рыжим илом. Под коричневым поверхностным слоем залегают серые или темно-серые осадки, цвет которых указывает на восстановительные условия среды. Субстратом для нижнего слоя донных отложений обычно выступают гумусовый горизонт затопленной почвы, супесь и песок.

4.1 Химический состав донных осадков

В основном составе донных отложений Усть-Илимского водохранилища доминирует терригенный материал представленный преимущественно алюмосиликатами (таблица 4.1).

Таблица 4.1. Содержание основных породообразующих элементов (%) в донных отложениях Ангарской части Усть-Илимского водохранилища в 2014 г. (n=14)

Элемент	min	max	среднее
Na ₂ O	0,38	2,20	0,83
MgO	1,95	3,80	2,84
Al ₂ O ₃	10,00	13,08	11,79
SiO ₂	41,90	65,29	54,34
P ₂ O ₅	0,27	1,74	0,66
S	0,09	1,06	0,30
K ₂ O	1,85	3,06	2,38
CaO	1,16	3,12	1,78
TiO ₂	0,62	0,93	0,74
MnO	0,16	0,98	0,53
Fe ₂ O ₃	5,85	13,53	8,15
ППП	5,12	22,86	15,46

Выделяются участки с повышенными ассоциациями основных породообразующих элементов: д. Дубынино (Na₂O, SiO₂, CaO, TiO₂), вход в зал. Вихоревский (MgO, Al₂O₃, K₂O), Ершовское расширение (P₂O₅, MnO, Fe₂O₃). До максимальных концентраций возрастает S в 5 км ниже впадения Илимской части, донные отложения которой, по сравнению с Ангарской частью, отличается повышенными концентрациями S и MgO. Содержание органического вещества, показателем которого считаются потери при прокаливании образца при температуре 950 °С, увеличивается по мере увеличения глубин и находится в

обратной зависимости от концентраций SiO_2 ($r = -0,90$). В такой же зависимости с SiO_2 находится Fe_2O_3 ($r = -0,82$) и несколько меньше P_2O_5 ($r = -0,70$). Карнаухова Г.А. (2009) объясняет взаимосвязь кремния и железа содержанием пелитовых частиц в донных осадках и рельефом водоема. Прямая зависимость наблюдается у Na_2O с CaO и TiO_2 ($r = 0,81$), P_2O_5 с Fe_2O_3 ($r = 0,90$).

Пространственное распределение валовых концентраций Mn, Fe, Al, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, As, Pb, Cd и Hg в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища показано на рисунке 4.1.

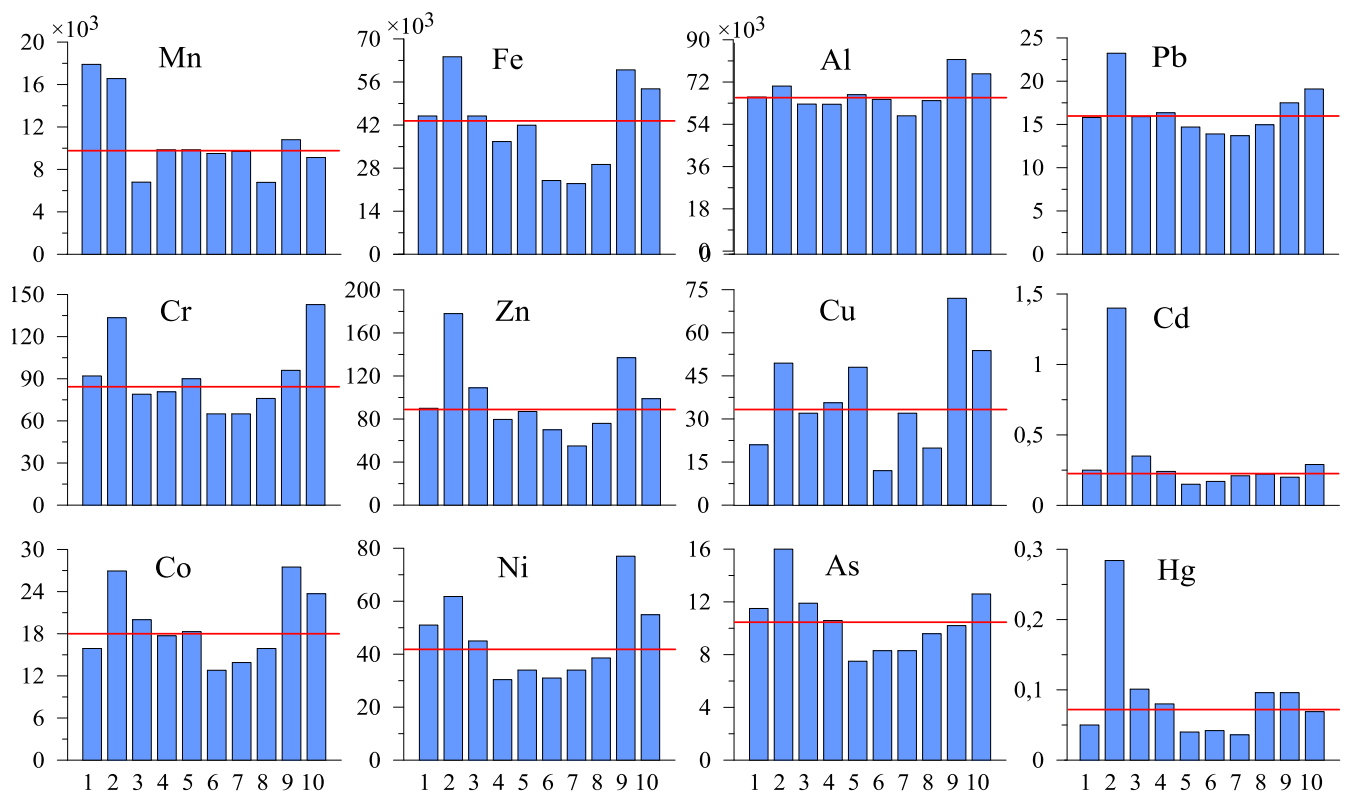


Рис. 4.1. Концентрация микроэлементов (мг/кг) в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища

Географическая привязка точек отбора проб показана рис. 2.4. 1 – Верхняя часть Усть-Илимского водохранилища; 2 – Вихоревский залив; 3 – Бурдойский залив; 4 – устье Усть-Вихоревского залива; 5 – Седановское расширение; 6 – Шаманское расширение; 7 – Ершовское расширение; 8 – Воробьевское расширение; 9 – Устье Илимской части; 10 – Сизовское расширение.

По накоплению микроэлементов в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища выделяется две зоны, в которых концентрации микроэлементов повышены. В геохимическую ассоциацию включены элементы с коэффициентами концентрации элементов (КК) $\geq 1,5$ (Янин, 2002). Наиболее контрастная зона, на которой в разной степени повышаются концентрации всех рассматриваемых элементов, приурочена к Усть-Вихоревскому заливу. По КК в заливе определяется следующая ассоциация элементов: $Cd_{6,1}-Hg_{4,1}-Zn_{2,0}-Mn_{1,7}-Cr_{1,6}-Pb$, Fe, Cu, Co, $As_{1,5}$. Высокие концентрации микроэлементов, особенно Cd, Hg, Al, Mn и Fe привносятся с водой р. Вихорева в Усть-Вихоревский залив Усть-Илимского водохранилища. В месте впадения р. Вихорева в Усть-Вихоревский залив гидродинамические параметры способствуют осаждению взвешенного материала, а, следовательно, выведению из водной среды и накоплению элементов в донных отложениях. Вместе с этим, определено, что концентрации элементов в воде и донных отложениях устья Усть-Вихоревского залива уже приближены к среднему значению по всему водохранилищу. Согласно (Perel'man, 1986), участок «с уменьшением интенсивности миграции химических элементов и, как следствием, их концентрации является геохимическим барьером». Можно утверждать, что в условиях перехода река-залив создается геохимический барьер, который является комплексным физико-химическим механическим барьером, принимающим на себя основную техногенную нагрузку, связанную с поступлением больших количеств загрязняющих веществ в р. Вихорева и Усть-Вихоревский залив Усть-Илимского водохранилища. Сходно, функции геохимического барьера выполняют дельты рек. Так, например, дельта р. Селенга, которая защищает оз. Байкал от загрязнений, доставляемых из водосбора реки Селенга (Chalov et al., 2017).

В устье Усть-Вихоревского залива концентрации элементов в донных отложениях находится на уровне фоновых для Усть-Илимского водохранилища значений. Остаточное превышение отмечено для Cd, Hg, Mn, Cu и Pb (рис.4.1). Уменьшение концентраций микроэлементов в донных отложениях связано не

только с тем, что подавляющая часть загрязненной взвеси не достигает русловой части водохранилища в результате интегрального воздействия различных физических, химических, биогеохимических и других процессов, протекающих в барьерной зоне залива, но и с поступлением в эту зону менее загрязненного терригенного материала русловой части.

Вторая менее контрастная зона представляет собой достаточно обширный приплотинный участок Усть-Илимского водохранилища (от впадения Илимской части до плотины Усть-Илимской ГЭС). По КК в районе впадения Илимской части определяются элементы с повышенными концентрациями: $\text{Cu}_{2,1}\text{-Ni}_{1,8}\text{-Zn,Co}_{1,5}$. В районе плотины Усть-Илимской ГЭС остается повышенной концентрация Cu (КК=1,6) и увеличивается концентрация Cr (КК=1,7). Несмотря на то, что КК остальных элементов на выделенном участке не превышают 1,5, их концентрации выше фонового значения (рис. 4.1). Увеличение концентраций в донных отложениях вблизи плотины Усть-Илимской ГЭС может быть объяснено несколькими факторами. Первый – поступление взвешенных веществ с водами Илимской части. Необходимо отметить, что Илимская часть водохранилища подвержена минимальной техногенной нагрузке. Поэтому, на этом участке значительную роль в формировании глинистой составляющей осадков играет местный материал, слагающий породы в Илимской части водоема. Формирование донных отложений происходит при участии пород ордовика и карбона, которые, по данным Карнауховой Г.А. (2009), являются наиболее размываемыми породами Усть-Илимского водохранилища и дающими более половины от суммарного поступления абразионного материала. Это отражает площадное распространение транспортируемых в составе глинистого материала и генетически связанных с продуктами выветривания горных пород Ni , Zn , Cu , Co . Вместе с этим, определено, что формирование гидрохимического состава Илимской части, неразрывно связано с влиянием подземных вод разнообразного состава, имеющих широкое распространение и выходы на поверхность в нижней части Илимской ветви (Полетаева и др., 2019). Вторым фактором, влияющим на накопление

элементов в приплотинной части, может являться аккумуляция взвешенного вещества, которой способствует само сооружение плотины Усть-Илимской ГЭС. По данным (Алексеев, Алексеев, 2003) само сооружение плотины является механическим барьером, на котором происходит интенсивное отложение глинистых коллоидных частиц. Геохимические особенности такого барьера связаны с активным накоплением микроэлементов в глинистых частицах. Еще одним фактором, обуславливающим увеличение концентраций в районе плотины Усть-Илимской ГЭС, может быть техногенное поступление элементов с промышленной зоны г. Усть-Илимск, объединяющей 10 крупных предприятий с общим выбросом загрязняющих веществ от стационарных источников свыше 26000 т/год. Самые значимыми из них: Усть-Илимский лесопромышленный комплекс, Усть-Илимская ГЭС, Усть-Илимская ТЭЦ. В то же время, гидрохимические исследования, проведенные в 2004-2017 гг. не выявили значительного увеличения концентраций микроэлементов в поверхностной воде водохранилища.

Для оценки возможных совместных источников поступления и миграционных особенностей поведения элементов проведен корреляционный анализ данных о концентрации металлов в донных отложениях (рис. 4.2), который четко выделил две группы элементов. К первой группе относятся наиболее токсичные тяжелые металлы (Cd, Pb, Hg) и As, накопление которых, в большей степени, отражает деятельность человека. Ко второй – элементы группы железа (Fe, Co, Ni) и Zn. При общей положительной взаимосвязи элементов, только Mn ни с одним из исследуемых элементов не имеет значимых корреляций. Корреляционная матрица показывает, что повышение и уменьшение микроэлементов в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища на разных участках водохранилища происходит взаимосвязано. Высокие коэффициенты корреляции указывают, что поступление этих групп элементов может происходить из одних и тех же источников, и они демонстрируют аналогичное поведение при транспортировке в водоеме.

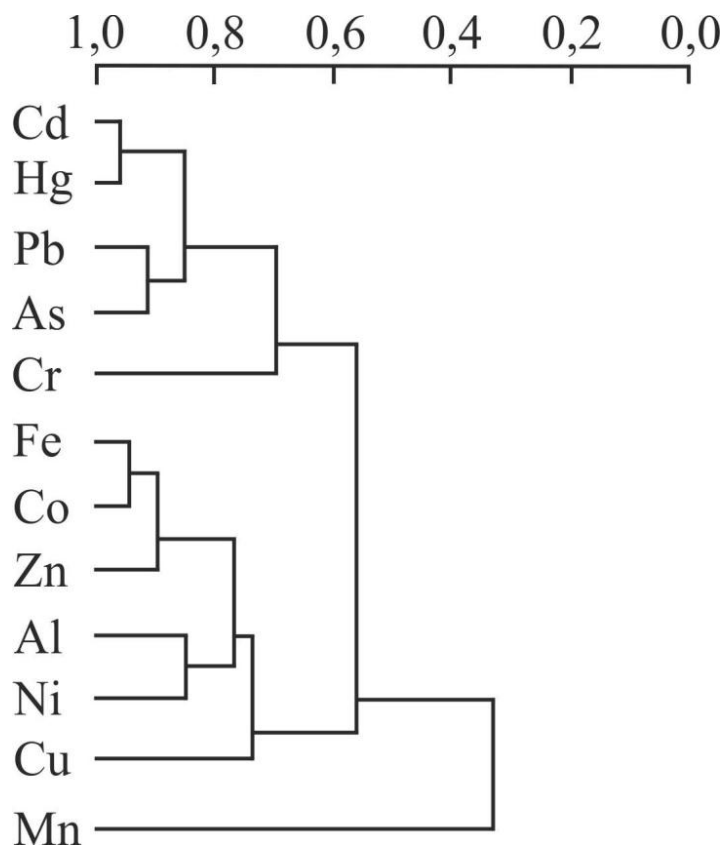


Рис. 4.2. Дендрограмма корреляционного анализа микроэлементного состава донных отложений Усть-Илимского водохранилища

Рассчитанный индекс геоаккумуляции (I_{geo}) показывает, что донные отложения Усть-Илимского водохранилища по микроэлементному составу относятся в основном к 0 классу (практически незагрязненные). В категорию «умеренно загрязненные» (3 класс) попали донные отложения Усть-Вихоревского залива по накоплению в них Hg, в «чрезвычайно загрязненные» (6 класс) – по накоплению Cd.

4.2 Формы нахождения микроэлементов в донных отложениях

Результаты химического фракционирования элементов в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища показаны на рис. 4.3. С экологических позиций, самой опасной является водорастворимая форма, которая

представляет собой находящиеся в поровой воде свободные ионы (Кузнецов, Шимко, 1990). В донных отложениях Усть-Илимского водохранилища с этой фракцией связано от 9,7 до 0,0 % (здесь и далее приводятся данные в % от суммы фракций), при концентрациях Mn>Cd>Co>Zn>Cu>Ni>As>Cr>Pb, Fe, Al.

Мобильными, токсичными и биодоступными считаются также элементы, находящиеся в донных отложениях в легкообменной, карбонатной, органической и амфотерной фракциях. Элементы, находящиеся в этих фракциях, могут быть мобилизованы из осадков при изменении геохимических условий (Wang et al., 2010). Распределение элементов в легкообменной и карбонатной фракциях сходно с их распределением в водорастворимой фракции. По убывающей позиции в легкообменной находятся адсорбированные ионы Mn>Cd>Co>Zn>Cr>Cu>As>Ni>Fe>Pb>Al (от 31,8 до 0,3 %), в карбонатной фракции – соосажденные с CaCO₃ и адсорбированные на поверхности глинистых частиц Mn>Cd>Co>Cr>Zn>Cu>Fe>As>Ni>Pb>Al. Доля карбонатной фракции невысокая – от 8,9 до 0,2 %, в связи с тем, что в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища определяющим являются частицы алюмосиликатного состава.

Полученные результаты показывают, что в геохимических условиях Усть-Илимского водохранилища наибольшими миграционными характеристиками обладает Mn, который, как показывают исследования (Мартынова, 2011), являясь очень подвижным элементом, может легко диффундировать из осадка в воду при ветровом перемешивании, смене уровня водоема и т.д.

Из элементов высокого класса опасности, наиболее подвижным является Cd, миграционные характеристики которого в экосистеме Усть-Илимского водохранилища сходны с таковыми на других водоемах (Bird et al., 2003; Jiang et al., 2014). Опасность вызывает присутствие этого токсиканта в карбонатной форме (достигает 11,4 %), т.к. предполагается (Jain et al., 2014), что в этой форме его значительная доля может переходить в раствор после незначительного снижения pH.

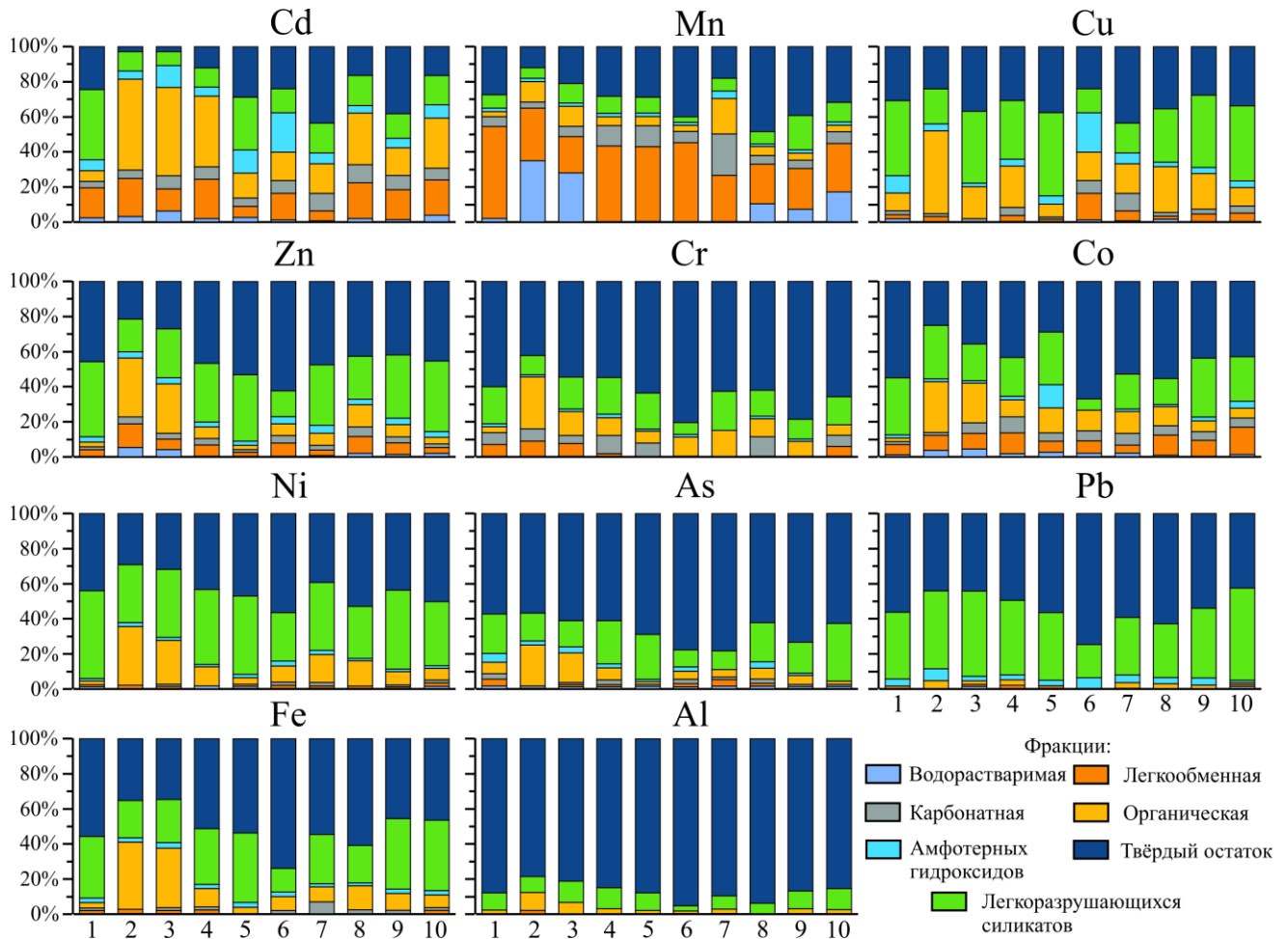


Рис. 4.3. Распределение концентраций элементов по фракциям (процент от суммы фракций) в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища

1 – Верхняя часть Усть-Илимского водохранилища; 2 – Вихоревский залив; 3 – Бурдойский залив; 4 – устье Усть-Вихоревского залива; 5 – Седановское расширение; 6 – Шаманское расширение; 7 – Ершовское расширение; 8 – Воробьёвское расширение; 9 – Устье Илимской части; 10 – Сизовское расширение. Нумерация точек отбора проб соответствует 2.4.

Органическая фракция донных отложений, в состав которой входят органико-минеральные соединения, вносит значительный вклад для фиксации элементов техногенного происхождения (Jain et al., 2014). В ее состав входят так называемые «легковосстанавливаемая» и «легкоокисляемая» формы элементов. С одной стороны, присутствие элементов в органической фракции, оценивают, как один из факторов самоочищения экосистемы, т.к. комплексообразование с природными органическими лигандами гумусовой природы существенно снижает токсичность элементов в поверхностных водах, обуславливая буферную емкость водных

экосистем по отношению к загрязняющим веществам (Линник, Щербань, 1999; Buchwalter et al., 1996). С другой стороны, на локальных участках, где в восстановительной среде донных отложений происходит «захоронение» органического вещества, при смене режима уровня вод будет наблюдаться его разрушение и, следовательно, распад органических комплексов металлов и появление новых подвижных высокотоксичных соединений. Таким образом, присутствие элементов в органической фракции можно отнести в разряд «потенциально подвижных». По сравнению с рассмотренными выше фракциями, в органической фракции соотношение между элементами в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища меняется $Cd > Cu > Ni > Fe > Co > Cr > Zn > As > Mn > Al > Pb$ (от 8,9 до 0,2 %).

При больших концентрациях Mn в первых трех фракциях, доля его в органической фракции уменьшается (среднее 6,9 %), что связано с образованием Mn^{2+} комплексных соединений преимущественно с HCO_3^- , SO_4^{2-} и фосфатами (Мартынова, 2012; Deutsch et al., 1997). Доля Cd (среднее 28,9 %), также как Cu (среднее 20,3 %), в органической фракции донных отложений Усть-Илимского водохранилища возрастает до максимальных значений. В других водоемах также обнаружено превалирование органической формы нахождения кадмия в отложениях (Янин, 2011). Значительная суммарная доля подвижных и потенциально подвижных форм определяется также для Zn (23,5 %) и Cu (24,9 %) большие концентрации которых обнаруживаются в органической и легкообменной фракции.

Экстракты аморфных гидроксидов и легкоразрушаемых силикатов фиксируют химические элементы, находящиеся в минеральных включениях в составе аморфных оксидов и отдельных кристаллических минералов (Xuelu Gao et al., 2016). В донных отложениях Усть-Илимского водохранилища по концентрации элементов во фракции аморфных гидроксидов выстраивается следующий ряд: $Cd > Cu > Pb > Zn > Co > Fe > As > Ni > Mn > Cr > Al$ (от 10,3 % до 0,3 %). Используемая методика предполагает, что в этой фракции находятся элементы,

адсорбированные и соосажденные при коагуляции коллоидных частиц $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Ga}(\text{OH})_3$, $\text{Mn}(\text{OH})_4$ (Xuelu Gao et al., 2016). Фракция Fe-Mn оксидов в донных отложениях определяется как накопитель, обеспечивающий закрепление тяжелых металлов (Jain et al., 2004).

Элементы, находящиеся в следующих фракциях, относятся к наиболее закрепленным. Элементы, связанные с фракцией легкоразрушаемых силикатов, могут переходить в раствор только при $\text{pH} = 1-3$, что маловероятно для околонеutralной и/или слабощелочной водной среды Усть-Илимского водохранилища. В порядке уменьшения прочности связи элементы в этой фракции образуют ряд: $\text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Co} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Al} > \text{Mn}$ (от 46,0 до 9,2 %). Элементы в остаточной фракции связаны в кристаллической структуре минералов и, следовательно, вряд ли будут высвобождаться в водную фазу (Carral et al., 1995). В донных отложениях Усть-Илимского водохранилища в твердом остатке находятся $\text{Al} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{As} > \text{Co} > \text{Fe} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Cd}$ (от 96,2 до 24,5 %). Сумма этих трех фракций больше 90 % в донных отложениях показывает достаточно прочное закрепление Pb, Al, Ni и Cr. Ранее отмечено, что в закрепленных фракциях Pb накапливается в донных осадках и в других водоемах (Hiller et al., 2010; Safak Aydin et al., 2012).

Отдельно следует остановиться на динамике распределения в экстрактах Hg, т.к. проблема ртутного загрязнения экосистем р. Ангары и Братского водохранилища остро стоит на протяжении нескольких десятков лет (Koval et al., 1999; Алиева, Пастухов, 2012). Известно, что этот чрезвычайно опасный токсикант переносится на большие расстояния (Jewett et al., 2003), а расположение Усть-Илимского водохранилища в каскаде Ангарских ГЭС определяет транзитные функции водоема. Согласно методике (Bloom et al., 2003), в водорастворимой фракции Hg считается наиболее подвижной, в кислоторастворимой фракции и входящей в органические комплексы – потенциально подвижной, прочносвязанная в решетке минералов и в сульфидной форме – закрепленной. В донных отложениях Усть-Илимского водохранилища

доля Hg в водорастворимой и кислоторастворимой фракциях невелика – от 0,1 до 1,4 %. Также как Cd, но в еще больших количествах (от 10,5 до 80,6 %, (рис. 4.4), Hg связана с органической фракцией, что определяется способностью Hg легко образовывать комплексы с органическим веществом из-за высокой стабильности константы ее органических соединений (Hiller et al., 2010). Это подтверждается и сильной корреляционной связью накопления Сорг и Hg в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища. Особенно ярко такая связь выражена в барьерной зоне Вихоревского залива ($r = 0,81$, $p < 0,001$), в высокой степени подверженной техногенной нагрузке (рис. 4.5).

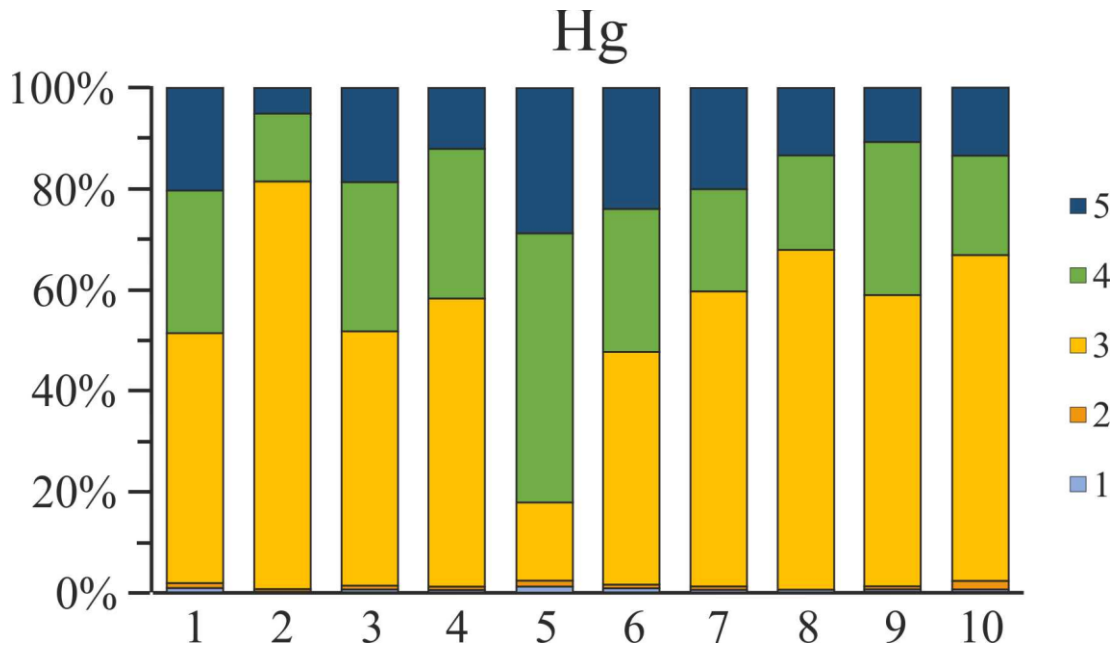


Рис. 4.4. Распределение различных фракций Hg (процент от суммы фракций) в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища

Фракции: 1 – водорастворимая; 2 – кислоторастворимая; 3 – органическая; 4 – прочносвязанная в решетке минералов; 5 – твердый нерастворимый остаток (сульфидная). Нумерация точек та же, что на рисунках 2,4 и 4,3.

Результаты экспериментальных работ (Варшал и др., 1999) показывают, что поведение Hg в воде и донных осадках в значительной степени определяется взаимодействием ее неорганических форм с фульво-гуминовыми кислотами. Обобщение данных по валовым концентрация Hg и формам нахождения ее в

донных отложениях Усть-Илимского водохранилища показывает, что значимого переноса токсиканта с Братского водохранилища не происходит. Источником техногенного поступления ртути в экосистему водохранилища является р. Вихорева.

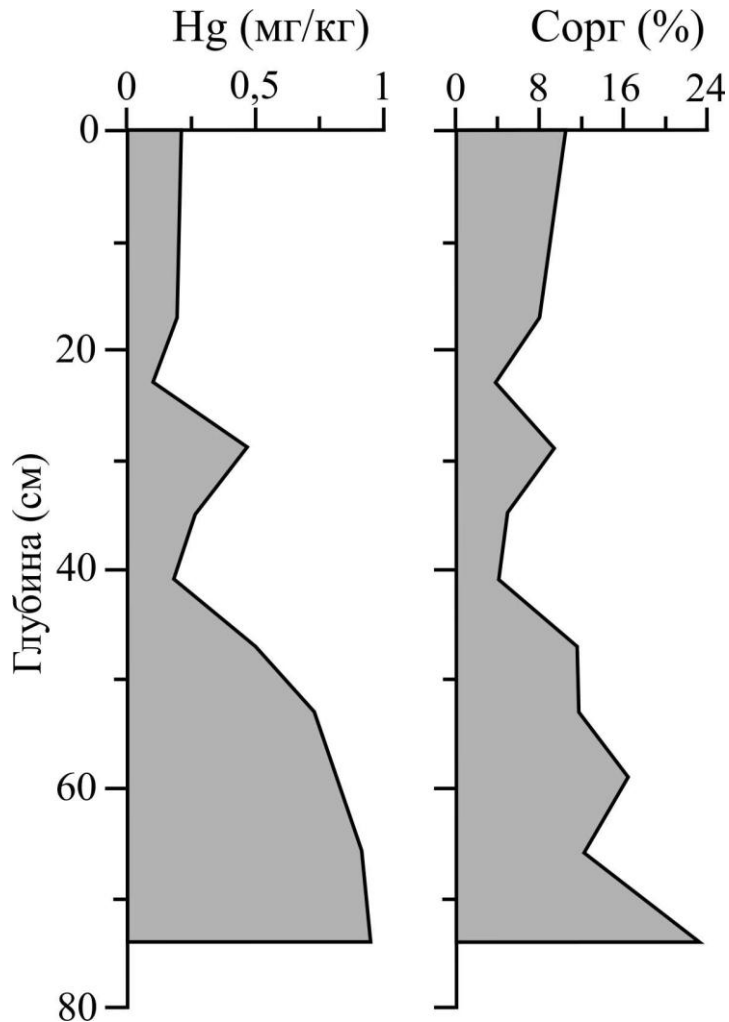


Рис. 4.5. Распределение концентраций ртути и органического углерода по глубине донных осадков в Усть-Вихоревском заливе

Особенности распределения микроэлементов в спектре постадийных вытяжек донных отложений из различных по техногенной нагрузке районов Усть-Илимского водохранилища наглядно показывают техногенную геохимическую аномалию, приуроченную к Усть-Вихоревскому заливу. Взвешенный материал, осаждающийся в области геохимического барьера, приводит не только к

накоплению химических элементов в донных отложениях, но и к изменению их форм и миграционных характеристик. В Вихоревском заливе при больших валовых концентрациях значительно увеличиваются доли подвижных и потенциальных подвижных форм всех изучаемых элементов, а закрепленных форм становится меньше (рисунок 4.4, 4.5). Так, суммарная доля устойчивых (кристаллических и силикатных) форм Cd в аллювии Вихоревского залива составляет всего 12,7 %, на подвижные и потенциально подвижные фракции приходится больше 75 %. Mn в водорастворимой и легкоподвижной занимает 59,2 %, Zn – 21,7 %, Cr – 11,7 %.

Помимо Cd и Hg, в органической фракции донных отложений Вихоревского залива отмечается увеличение концентраций всех исследуемых элементов. На этом участке органическое вещество связано с затопленными при создании водохранилища территориями, а также с большим количеством органики техногенного происхождения. По данным (Госдоклад ..., 2015) только за один год в р. Вихорева поступило 779 т взвешенных веществ, 7109,7 т лигнина, 31 т нефтепродуктов и т.д. По данным Лисицина А.П. (1994) в барьерных зонах, после гравитационного осаждения песчано-алевритового материала и коагуляции глинистого вещества, из растворов возникают флоккулы новых мощных сорбентов – органического вещества и оксигидратов железа, происходят процессы сорбции и десорбции.

В донных отложениях Усть-Илимского водохранилища до впадения Вихоревского залива более высокая концентрация элементов (кроме Mn и As) в закрепленных формах, чем в подвижных, указывает на их связь с терригенной составляющей осадков. По мере удаления от источника загрязнения соотношение основных форм нахождения в донных отложениях меняется, в частности, резко уменьшаются концентрации элементов в органической форме (рисунок 4.3). Вместе с этим, на выходе из Усть-Вихоревского залива концентрации Mn, Cd, Co в легкообменной фракции донных отложений еще более повышаются, что указывает на продолжающееся перераспределение этих элементов между водной

средой и твердой фазой по потоку рассеяния. Mn, поступление которого связано не только с р. Вихоревкой, но и с промышленной зоной г. Братск по основному руслу водоема, в легкообменной форме остается повышенным на протяжении более 150 км до Шаманского расширения. На этом участке, с наименьшей техногенной нагрузкой, особенностью этого элемента является его перераспределение между водорастворимой и легкообменной фракциями, при близких значениях в остальных фракциях.

В русловой части Усть-Илимского водохранилища, где влияние Вихоревской зоны уменьшается, распределение большинства элементов в спектре постадийных вытяжек достаточно равномерно. Выделяются и исключения. Так, например, значимое увеличение Mn в потенциально подвижных фракциях, Ni в органической фракции, As в легкообменной фракции донных отложений Ершовского расширения, а также Cd, As и Cu в органической фракции, Cr и As в карбонатной фракции донных отложениях Воробьевского расширения. В большей степени различия в формах по русловой части приурочены к участку – от впадения Илимской части Усть-Илимского водохранилища до плотины Усть-Илимской ГЭС.

Использование геохимического подхода позволило оценить современное состояние химического состава донных отложений Усть-Илимского водохранилища и выделить наиболее характерные участки водоема, отличающиеся по степени техногенной нагрузки. Четко выделяется техногенная зона Вихоревского залива, влияние которой распространяется и на русловую часть водоема. Эта зона определяется как седиментационный геохимический барьер, на котором элементы техногенного происхождения выводятся из водной среды и накапливаются в донных отложениях. Вторым таким барьером является плотина Усть-Илимской ГЭС, которая в транзитном Усть-Илимском водохранилище является механическим барьером на пути переотлагающихся взвешенных веществ. Взаимосвязь микроэлементов в донных отложениях определяет их естественное и техногенное поступление в экосистему водоема. Уровни загрязнения донных отложений Усть-Илимского водохранилища варьируются от незагрязненных до чрезвычайно загрязненных. Индексы,

используемые для расчета качества донных отложений, показывают, что наиболее опасными элементами техногенного происхождения для Усть-Илимского водохранилища являются Cd и Hg, поступающие вместе с высокозагрязненной водой р. Вихорева.

Анализ форм нахождения элементов показывает, что обменный комплекс и органическое вещество являются главными формами, определяющими повышенную подвижность элементов при аллювиальном седиментагенезе и гипергенных преобразованиях отложений Усть-Илимского водохранилища. В геохимических условиях среды Усть-Илимского водохранилища наиболее подвижными элементами являются Cd и Mn, потенциально подвижными – Hg, Zn и Si, закрепленными – Pb, Ni, Al, Cr, As, Co и Fe. Однако, следует отметить, что в донных отложениях зоны наибольшего техногенного воздействия – Вихоревском заливе, наблюдается значительное повышение доли потенциально подвижных фракций элементов из группы «закрепленных». Особенностью миграции Cd и Mn является приуроченность ко всему спектру экстракционных форм, отражающих их перемещения в составе терригенной и аутигенной составляющих. Особую токсикологическую озабоченность вызывает Cd, обладающий высокой степенью биоаккумуляции и свойствами, препятствующими биоразложению даже при очень низкой концентрации. Высокая миграционная способность выделенных подвижных и потенциально подвижных элементов определяет роль донных отложений Усть-Илимского водохранилища, как вторичного источника загрязнения водной среды. В тоже время, большое количество элементов в закрепленных формах указывает на высокую самоочищающую способность экосистемы Усть-Илимского водохранилища.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование позволило выявить основные факторы, обуславливающие особенности химического состава вод и донных отложений Усть-Илимского водохранилища:

1. Несмотря на снижение долговременной техногенной нагрузки, основным антропогенным источником загрязняющих веществ для Усть-Илимского водохранилища, являются сточные воды промышленной зоны г. Братск, поступающие в р. Вихорева и оказывающие влияние на концентрацию в воде реки, в основном, SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , O_2 , Cr, Mn, Co, Pb и Сорг. Поступление загрязненных вод реки определяет техногенное воздействие на гидрохимический состав Усть-Вихоревского залива. Уменьшение концентраций главных ионов и микроэлементов в воде залива связано, в первую очередь, с процессами разбавления. Вместе с этим, повышенные, по сравнению с поверхностными, концентрации микроэлементов, в основном Mn, Fe, Al, Pb и Co, в придонных водах указывают на вторичное загрязнение, связанное с долговременной аккумуляцией в донных отложениях веществ антропогенного происхождения. Антропогенное влияние на русловую часть прослеживается на II участке Усть-Илимского водохранилища. Вторым по значимости источником загрязнения Усть-Илимского водохранилища являются диффузное поступление загрязняющих веществ со всей территории г. Братск, влияние которых определено в воде прибрежных территорий верхней части I участка водохранилища.

3. Совместное повышение концентраций главных ионов и микроэлементов в воде III, IV и V участков водохранилища может свидетельствовать об их поступлении с подземными водами. Однако, влияние этих природных источников локально и, вследствие нивелирования большими объемами вод Усть-Илимского водохранилища, отражается только на химическом составе придонных горизонтов.

4. Изучение химического состава донных осадков позволило выделить участки водоема, отличающиеся по степени антропогенной нагрузки. Четко выделяется техногенная зона Усть-Вихоревского залива. В донных отложениях этой зоны элементы техногенного происхождения выводятся из водной среды и накапливаются в донных отложениях. Менее значимым участком с повышенными концентрациями элементов в донных отложениях является участок водохранилища от впадения Илимской части до плотины Усть-Илимской ГЭС.

5. Фракционный анализ элементов в донных отложениях показывает, что наиболее подвижными являются Cd и Mn, потенциально подвижными – Hg, Zn и Cu, наиболее закрепленными – Pb и Al. В донных отложениях техногенно загрязненного Вихоревского залива возрастает подвижность у всех исследованных элементов. Высокая доля подвижных и потенциально подвижных форм элементов определяет роль донных отложений водохранилища, как вторичного источника загрязнения водной среды.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. М.: Мысль, 1987. 327 с.
2. Алексеенко В.А., Алексеенко Л.П. Геохимические барьеры // Учеб. Пособие. М.: Логос, 2003. – 144 с.
3. Алиева В.И., Загорулько Н.А. Влияние природных и техногенных факторов на гидрохимический состав рек промышленной зоны г. Иркутска // Вода: химия и экология. 2013. № 6. С. 16–21.
4. Алиева В.И., Бутаков Е.В., Пастухов М.В., Андрулайтис Л.Д., Особенности техногенного загрязнения и формы переноса ртути в Братском водохранилищ // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геоэкология. 2011. № 5. С. 431–438.
5. Алиева В.И., Пастухов М.В. Гидрохимическая характеристика реки Ангары в районе влияния усольского промышленного узла // География и природные ресурсы. 2012. № 1. С.68–73.
6. Алимов А.Р., Голубков М.С. Эвтрофирование водоемов и структура сообществ гидробионтов // Биология внутренних вод. 2014. № 3. С. 5–11.
7. Арасланова В.А. Антропогенная трансформация геосистем Приангарья / автореф. диссер. кандидата географических наук. Улан-Удэ. 2006. 20 с.
8. Атлас Иркутской области. Иркутск. 1962. 182 с.
9. Атлас. Иркутская область: экологические условия развития / Институт географии СО РАН. М. Иркутск. 2004.
10. Бочкарев П.Ф. Гидрохимия рек восточной Сибири. Иркутск: Вост. Сиб. изд-во, 1959. 156 с.
11. Бояркин В.М. География Иркутской области
12. Братский алюминиевый завод. Экологическая реконструкция. Проектная документация. Раздел 8 «Перечень мероприятий по охране окружающей среды» Часть 1. 2022

13. Варданян М.А., Яблокова И.А. Результаты гидрохимического мониторинга вод р. Вихоревой за 2010-2013 гг. // Труды БрГУ. Серия: Естественные и инженерные науки. 2014. Т. 1. С. 362–366.

14. Варшал Г.М., Кощев И.Я., Хушвахтова С.Д., Велюханова Т.К., Таций Ю.Г., Данилова В.Н., Тютюнник О.А., Чхетия Д.Н., Галузинская А.Х. Комплексообразование ртути с гумусовыми кислотами как важный этап цикла ртути в биосфере // Геохимия. 1999. № 3. С. 269–275.

15. Вендров С.Л. Роль водохранилищ в преобразовании природы // Изв. АН СССР. Сер. географическая. 1961. №4. С. 45–57.

16. Вернадский В.И. Живое вещество. М.: Наука, 1978. 358 с.

17. Водоохранилища и их воздействие на окружающую среду. М.: 1986. 365 с.

18. Воробьева С.С., Стрижова Т.А., Земская Т.И. Современное состояние и прогноз формирования ангарских водохранилищ // Прогнозирование экологических процессов. Новосибирск: Наука. 1986. С. 159–164.

19. Воробьева С.С. Фитопланктон водоемов реки Ангары. Новосибирск: Наука, 1995. 126 с.

20. Геология СССР. Т. XVII. Иркутская область. Ч.1. М., 1962. 514 с.

21. Горбачев В.Н., Бабинцев Р.М., Карпенко Л.В., Карпенко В.Д. Негативное влияние крупных водохранилищ на окружающую среду // Ульяновский медико-биологический журнал. 2012. № 2. С. 7–16.

22. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 1997 году» / под ред. Ю.Н. Удодов. Иркутск: Облмашинформ, 1999. 299 с.

23. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2015 году». Иркутск: ООО Издательство "Время странствий", 2014. 316 с.

24. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2016 году». Иркутск: ООО «Мегапринт», 2017. 274 с.

25. Долгих П.Г., Полетаева В.И. Распределение биогенных элементов в воде р. Вихорева и Вихоревского залива Усть-Илимского водохранилища при техногенном воздействии // Вопросы естествознания. 2018. № 3(17). С. 58–63.

26. Долгих П.Г. Распределение биогенных элементов в водах Усть-Илимского водохранилища // IX сибирская конференция молодых учёных по Наукам о Земле (г. Новосибирск, 19-23 ноября 2018 г.). Новосибирск: НГУ, 2018. С. 183–185.

27. Долгих П.Г., Полетаева В.И. Техногенное поступление загрязняющих веществ с рекой Вихорева в Усть-Илимское водохранилище // Материалы V Всероссийской молодежной научной конференции по геологии и геофизике (с. Максимиха, 26-31 августа 2019 г.), Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2019 г. С. 32–34.

28. Долгих П.Г. Макрозообентос как показатель экологического загрязнения вод Усть-Илимского водохранилища // Труды VII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участ. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (г. Пермь, 30 мая -2 июня 2019 г.). Т.2: Качество воды. Геоэкология. Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2019. С. 124–128.

29. Долгих П.Г. Полетаева В.И., Пастухов М.В. Техногенное поступление микроэлементов в Вихоревский залив Усть-Илимского водохранилища // Материалы Всерос. конф. посвященной 65-летию Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН и 105-летию со дня рождения академика Л.В. Таусона «Современные направления развития геохимии» (Иркутск, 21-25 ноября 2022). Иркутск: ИГХ СО РАН, 2022. Т. 1. С. 167–170.

30. Долгих П.Г. Полетаева В.И., Пастухов М.В. Поступление и распределение микроэлементов в воды Усть-Илимского водохранилища // Всероссийская конференция молодых учёных «Современные проблемы геохимии 2023» (Иркутск–Байкал, 11-16 августа 2023 г.). Иркутск: ИГХ СО РАН, 2023. С. 51–53.

31. Долгих П.Г., Полетаева В.И., Пастухов М.В. Условия формирования гидрохимического режима р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива (Усть–

Илимское водохранилище) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2024. Т. 335, № 3. С. 92–107.

32. Дьяконов К.Н., Ретеюм А.Ю. Местный климат Рыбинского водохранилища // Изв. АН СССР. Сер. географическая. 1964. №4. С. 23–35.

33. Ефимов Д.Ю., Учуватов А.С. Динамика ледового покрова Усть-Илимского водохранилища // Экология Южной Сибири и сопредельных территорий. Абакан. 2008. Вып. 13. Т.1. С.179–180.

34. Ефимов Д.Ю. Флора экосистем Усть-Илимского водохранилища / Отв. ред. С.П. Ефремов. Красноярск: Изд-во Ин-та леса СО РАН, 2011. 182 с.

35. Жукинский В.Н., Оксюк О.П., Олейник Г.Н., Кошелева С.И. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1981. Т. XVII, № 2. С. 38–49.

36. Завальцева О.А., Коновалова Л.В., Светухин В.В., Ильин К.И. Физико-химическое состояние и оценка техногенных геохимических аномалий донных отложений Куйбышевского водохранилища в районе г. Ульяновска // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 528–534.

37. Игнатенко О.В., Барташук Д.Ф. Оценка антропогенной нагрузки на водные объекты в результате сброса хозяйственно-бытовых сточных вод г. Братска // Труды БрГУ. Серия: Естественные и инженерные науки. 2014. Т. 1. С. 371–374.

38. Игнатьева Л.П., Воробьева Л.В., Погорелова И.Г., Золотаев Д.А., Потапова М.О. Гигиеническая оценка канцерогенного и неканцерогенного рисков опасности химических веществ атмосферного воздуха г. Братска // Профилактическая и клиническая медицина. 2005. № 2. С. 73–76.

39. Кайгородов А.И. Естественная зональная классификация климатов земного шара. М. 1955. 119 с.

40. Карнаухова Г.А. Гидрохимия Ангары и водохранилищ Ангарского каскада // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. № 1. С.72–80.

41. Карнаухова Г.А., Лещиков Ф.Н., Ломоносов И.С., Гапон А.Е. Микроэлементы ДО Братского водохранилища // География и природные ресурсы. 1988. № 2. С.178–183.
42. Карнаухова Г.А. Процессы осадкообразования в водохранилищах Ангарского каскада: Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Иркутск: ИГ СО РАН, 2009. – 44 с.
43. Кириченко В.Т., Зуев В.К., Перфилова О.Ю., Сосновская О.В. и др. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 : 1 000 000 (третье поколение). Серия Ангаро-Енисейская. Лист О-47 – Братск. Объяснительная записка. СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2012. 470 с.
44. Коваль П.В., Калмычков Г.В., Лавров С.М., Удодов Ю.Н., Бутаков Е.В., Файфилд Ф.В., Алиева В.И. Антропогенная компонента и баланс ртути в экосистеме Братского водохранилища // ДАН, 2003. Т. 388. № 2. С. 225–227.
45. Коваль П.В., Пастухов М.В., Бутаков Е.В., Азовский М.Г., Удодов Ю.Н. Ртуть в экосистеме Братского водохранилища и экологические последствия ртутного загрязнения // Бюллетень МОИП. Отд. биол. 2008. Т. 113, Вып. 4. С. 80–87.
46. Кожова О.М. Гидробиологическая оценка среднего участка р. Ангары в районе Усть-Илимского водохранилища, прогноз его режима и некоторые практические рекомендации по его использованию // Вопросы прогнозирования биологического режима Усть-Илимского водохранилища. Иркутск: ИГУ. 1975. С. 42 – 75.
47. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды. / под ред. Л.К. Исаева. СПб: Эколого-аналитический информационный центр “Союз”, 1998. 896 с.
48. Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Щвец В.М. Геохимия подземных вод. Москва: Наука. 2004.
49. Кузнецов В.А., Шимко Г.А. Метод постадийных вытяжек при геохимических исследованиях. Минск: Наука и техника, 1990. 88 с.

50. Кусковский В.С., Овчинников Г.И., Павлов С.Х., Тржицинский Ю.Б., Орехова Е.С., Козырева Е.А. Экологические изменения геологической среды под влиянием крупных водохранилищ Сибири // Сибирский экологический журнал. 2000. № 2. С. 135–148.

51. Леонова Г.А., Бычинский В.А. Гидробионты Братского водохранилища как объекты мониторинга тяжелых металлов // Водные ресурсы. 1998. Т. 25. № 5. С. 603–610.

52. Леонова Г.А., Калмычков Г.В., Гелетий В.Ф., Андрулайтис Л.Д. Уровни содержания и характер распределения ртути в абиотических и биотических компонентах Братского водохранилища // Биология внутренних вод, 2006. № 2. С. 167–175.

53. Линник П.Н., Щербань Э.П. Оценка токсичности форм меди в природных водах методом биотестирования в сочетании с хемилюминесцентным определением концентрации свободных ионов Cu^{2+} // Экологическая химия. 1999. Т. 8. № 3. С. 168–176.

54. Лисицин А.П. Маргинальный фильтр океанов // Океанология. 1994. Т. 34. № 5. С. 735–747.

55. Магомедов М.М. Биология Усть-Илимского водохранилища // Отв. ред. Дрюккер В.В., и Скрябин А.Г. Новосибирск. 1987. 261 с.

56. Магомедов М.М. Природа Усть-Илимского района. Иркутск. 2003. 143 с.

57. Мартынова М.В. О причинах периодического появления высоких концентраций марганца в москворецких водохранилищах // Водные ресурсы. 2011. Т. 38. № 5. С. 631–632.

58. Мартынова М.В. Формы нахождения марганца, их содержание и трансформация в пресноводных отложениях (аналитический обзор) // Экологическая химия. 2012. Т. 21(1). С. 38–52.

59. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.

60. Моисеенко Т.И. Оценка качества вод и «здоровья» экосистем с позиций экологической парадигмы // Водное хозяйство России. 2017. № 3. С. 104–124.
61. Мурашев О.И. Полевая практика по геоморфологии. Усть-Илимск. 2006.
62. Мясников А.А., Малевич Л.В., Киселев В.Я., Юшков Н.Н. Экология г. Братска (Иркутская область) // Современные наукоемкие технологии. 2009. № 3 С. 73–75
63. Овчинников Г.И. Изменение геологической среды в зоне влияния Ангаро-Енисейских водохранилищ. Новосибирск: Наука. Сибирская издательская фирма РАН. 1999. 254 с.
64. Ожерельев А.А., Серышев В.А., Серышев Н.В. Газовый состав и биогенные элементы в воде Усть-Илимского водохранилища в период наполнения (1974–1977) // Гидробиологические исследования в Восточной Сибири. Иркутск: Изд-во ИГУ. 1981. С. 11–17.
65. Панасенкова Е.Ю. Интенсификация биологической очистки сточных водцеллюлозно-бумажных производств (на примере Братского ЛПК): автореф. дис. ... канд. техн. наук. Иркутск. 2010. 20 с.
66. Пастухов М.В., Полетаева В.И. Аккумуляция ртути в пищевых цепях ангарских водохранилищ // В сборнике «Актуальные проблемы науки Прибайкалья». / Отв. Ред И.В. Бычков, А.Л. Казаков Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН. 2015. Вып. 1. С. 175–178.
67. Пастухов М.В., Гребенщикова В.И., Шевелева Н.Г. Биогеохимические особенности накопления ртути планктоном Братского водохранилища (Прибайкалье) // Проблемы региональной экологии. 2009. №1. С. 42–47.
68. Пастухов М.В., Гребенщикова В.И. Биоиндикация ртутного загрязнения Братского водохранилища // Известия Иркутского государственного университета. Серия «Биология, экология». 2008. № 2. С. 132–135.
69. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высш.шк. 1989. 528 с.
70. Пермяков С.А., Денисенко В.П., Попова Т.Д., Куракина А.Н. и др. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 :

1 000 000 (третье поколение). Серия Ангаро-Енисейская. Лист О-48. Усть-Илимск. Объяснительная записка. СПб: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2012. 433 с.

71. Пиннекер. Проблемы региональной гидрогеологии. М.: Наука, 1977. 194 с.

72. Покатилов Ю.Г. Биогеохимия гидросферы Восточной Сибири (химия вод - медико-биологический фактор эндемичесоматической заболеваемости населения). Новосибирск. 2000. 248 с

73. Полетаева В.И., Пастухов М.В. Оценка заливов Братского водохранилища по микробиологическим и гидрохимическим показателям // Вода: химия и экология. 2015. № 6. С. 86–91.

74. Полетаева В.И., Пастухов М.В., Бычинский В.А., Долгих П.Г. Биогенные элементы и кислородный режим Богучанского водохранилища в период его заполнения // Проблемы региональной экологии. 2016. № 5. С. 64–69.

75. Полетаева В.И., Долгих П.Г., Пастухов М.В. Особенности формирования гидрохимического режима Усть-илимского водохранилища // Вода: химия и экология. 2017. № 10. С. 11–17.

76. Полетаева В.И., Пастухов М.В., Загорулько Н.А. Особенности изменения гидрохимического режима Богучанского водохранилища в период его заполнения // Метеорология и гидрология. 2018. № 7. С. 97–108.

77. Полетаева В.И., Пастухов М.В., Долгих П.Г. Распределение и формы нахождения микроэлементов в донных отложениях Усть-Илимского водохранилища // Всероссийская научно–практическая конференция с международным участием «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». г. Пермь. 2019 г. С 186–190.

78. Предбайкалье и Забайкалье / Общ.ред. И.П. Герасимова. М., 1965. 492 с.

79. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 N 552 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том

числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения".

80. Про ЧП на реке Вихорева из официальных источников / Братский городской сайт. Братск, Россия, 2015. Р. 1. URL: <https://bratsk.org/2015/07/02/About-the-state-of%20-mergency-on-the-rive-Vihoerva-from-officialsources?ysclid=llkn77w3ti564970284> (дата обращения 15.11.2023).

81. Пуляевский Г.М. Формирование берегов водохранилищ. Усть-Илимское водохранилище // Новосибирск: Наука. 1975. С. 197.

82. Пучков В. Н., Шафигуллина Г.Т., Серавкин И.Б., Удачин В.Н. Формы миграции тяжелых металлов в Учалинской природно-технической системе // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2008. № 6. С. 506–516.

83. Ретеюм А.Ю. Изменение природных условий в зонах влияния Рыбинского водохранилища // Влияние водохранилищ лесной зоны на прилегающие территории. М.: Наука, 1970. С. 23–34.

84. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат. 1977. 540 с.

85. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши: ч.1 / Под ред. Л.В. Боевой. Ростов-на-Дону: НОК, 2009. 1044 с.

86. Рунова Е.М., Чжан С.А., Пузанова О.А. Воздействие загрязняющих веществ на почву в районе города Братска // Лесной вестник. 2008. № 1. С. 148–150.

87. Рыба погибла. В Братске возбудили уголовное дело из-за сброса химикатов в реку / Иркутск онлайн. Иркутск. Россия, 2022. Р. 1. URL:<https://ircity.ru/text/ecology/2022/06/02/71379038/?ysclid=llkmlm2rux845167091> (дата обращения 15.11.2023).

88. Савичев О.Г. Копылова Ю.Г. Хвощевская А.А. Эколого-геохимическое состояние реки Ангара и её притоков на участке от г. Усть-Илимска до с.

Богучаны (Восточная Сибирь) // Известия Томского политехнического университета. 2011. Т. 318. № 1. С. 150–154.

89. Савкин В.М. Эколого-географические изменения в бассейнах рек Западной Сибири: (при крупномасштабных водохозяйственных мероприятиях). Новосибирск: Наука, 2000. 152 с.

90. Санина Н.Б., Чернов А.Ю., Пройдакова О.А., Арсентьева А.Г. Распределение и баланс токсичных металлов в природно-техногенных системах топливно-энергетических комплексов Прибайкалья // Геоэкология. 2002. № 2. С. 145–155.

91. СанПиН 2.1.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания

92. Синюкович В.Н., Курбатова Н.Н., Чернявская И.А. Водный режим Усть–Илимского водохранилища в период нормальной эксплуатации // География и природные ресурсы. 2011. № 1. с. 85–92.

93. Скрябин А.Г., Воробьева С.С., Бакина М.П. Биология Усть-Илимского водохранилища // Новосибирск: Наука. 1987. 261 с.

94. Степанова И.Э., Бикбулатова Е.М. Значимость соотношений форм биогенных элементов для оценки современного состояния Рыбинского водохранилища // Поволжский экологический журнал. 2015. № 3. С. 330 – 337.

95. Стрижова Т.А., Дружинина Т.В. Гидрохимическая характеристика участка р. Ангары в зоне создаваемого Усть-Илимского водохранилища // Продуктивность экосистем, охрана водных ресурсов и атмосферы. Красноярск. 1975. С. 26–28.

96. Стрижева Т.А. Основные результаты гидрохимических исследований на Усть-Илимском водохранилище // Круговорот вещества и энергии в водоёмах. Иркутск. Иркут. кн. изд-во. 1981. В. 5. С. 141–142

97. Стрижева Т.А. Условия и особенности формирования гидрохимического режима, состава и качества вод искусственных водоемов Восточной Сибири (на примере Усть-Илимского водохранилища). Дис. ... к. г. н. Иркутск. 1985. 211 с.

98. Тарасова Е.Н. Мамонтов А.А. Мамонтова Е.А. Факторы, определяющие современный гидрохимический режим Иркутского водохранилища // Вода: химия и экология. 2015. № 7. С. 10–17.

99. Усть-Илимское водохранилище. Подземные воды и инженерная геология. Новосибирск. 1975. №156. 218 с.

100. Фрог Д.Б. Экологическая безопасность и обеспечение нормированного сброса сточных вод Усть-Илимского лесопромышленного комплекса в р. Ангара // Автореф. диссерт. На канд. техн. наук, Москва. 2011. 27 с.

101. Хрусталева М.А. Эвтрофирование и антропогенно-природные ландшафты // География и природные ресурсы. 1995. №4. С. 103–108.

102. Чжан С.А., Пузанова О.А. (а) Исследование почв территории промышленного воздействия // Труды Братского государственного университета. серия: Естественные и инженерные науки - развитию регионов Сибири. Т. 1. 2007. С. 93–96.

103. Шенькман Б.М. Гидрохимическая зональность и формирование химического состава подземных вод // Усть-Илимское водохранилище. Подземные воды и инженерная геология территории. 1975. С. 45–84

104. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Многолетняя изменчивость стока нитратного и нитритного азота в р. Амур у Хабаровска // Водные ресурсы. 2014. том 41. № 4. с. 412–418

105. Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек (состав, особенности, методы оценки). – М.: ИМГРЭ, 2002. – 52 с.

106. Янин Е.П. Формы нахождения кадмия в техногенных илах реки Пахры и оценка его миграционных способностей // География и природные ресурсы. 2011. № 1. С. 42–46.

107. Янченко Н.А., Яскина О.Л. Особенности химического состава снежного покрова и атмосферных осадков в городе Братске // Известия Томского политехнического университета. 2014. Т. 324. № 3. С. 27–35.
108. Arnason J.G., Fletcher B.A. A 40+ year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA // Environ. Pollut. 2003. V. 123. P. 383–391.
109. Bing H., Wu Y., Zhou J., Sun H., Wang X., Zhu H. Spatial variation of heavy metal contamination in the riparian sediments after two-year flow regulation in the Three Gorges Reservoir, China // Sci. Total Environ. 2019. V. 649. P. 1004–1016.
110. Bird G., Brewer P.A., Macklin M.G., Balteanu D., Driga B., Serban M., Zaharia S. The solid state partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining affected Tisa drainage basin, northwestern Romania and eastern Hungary // Appl. Geochem. 2003. V. 18. P. 1583–1595.
111. Bloom N.S., Preus E., Katon J., Hiltner M. Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils // Anal. Chim. Acta. 2003. V. 479. P. 233–248.
112. Borges A.V., Darchambeau F., Teodoru C.R., Marwick T.R., Tamooch F., Geeraert N. et al. Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters // Nature Geoscience. 2015. V. 8(8). P. 637–642.
113. Brasil J., Attayde J.L., Vasconcelos F.R., Dantas D.D.F., Huszar V.L.M. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes // Hydrobiologia. 2016. V. 770. P. 145–164.
114. Brown, T.C., Froemke P. Nationwide assessment of nonpoint source threats to water quality // Bioscience. 2012. V. 62 (2). P. 136–146
115. Bryan B.A., Kandulu J.M. Designing a policy mix and sequence for mitigating agricultural non-point source pollution in a water supply catchment // Water Resour. Manag. 2011. V. 25 (3). P. 875–892.

116. Buchwalter D.B. Linder G., Curtis L.R. Modulation of cupric ion activity by pH and fulvic acid as determinants of toxicity in *Xenopus laevis* embryos and larvae // *Environ. Toxicol. Chem.* 1996. V. 15. No. 4. P. 568–573.
117. Carolina Mendiguchía, Carlos Moreno, Manuel García-Vargas. Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. *Chemosphere.* 2007. V. 69. Is. 10. P 1509–1517,
118. Carral E., Villares R., Puente X., Carballeira A. Influence of watershed lithology on heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (north–west Spain) // *Mar. Pollut. Bull.* 1995. V. 30. P. 604–608.
119. Chapra S.C., Camacho L.A., McBride G.B. Impact of Global Warming on Dissolved Oxygen and BOD Assimilative Capacity of the World’s Rivers: Modeling Analysis // *Water.* 2021. V 13. 2408.
120. Chen J., Wang F., Xia X., Zhang L. Major element chemistry of the Changjiang (Yangtze River) // *Chemical Geology.* 2002. V. 187. P. 231–255.
121. Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G. Plumb–ing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. // *Ecosystems.* 2007. V. 10. P. 171–184.
122. Chuparina E.V., Poletaeva V.I., Pastukhov M.V. Metals Ti, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn and Pb in Aquatic Plants of Man–made Water Reservoir, Eastern Siberia, Russia: Tracking of Environment Pollution // *Pollution.* 2023. V. 9 (1). P. 23–38.
123. Dai L., Wang L., , Li L., Liang T., Zhang Y., Ma C., Xing B. Multivariate geos–tatistical analysis and source identification of heavy metals in the sediment of PoyangLake in China // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 621. P. 1433–1444.
124. Deng D., Wu Y., Ren B., Yin H. Applying Chemical and Statistical Analysis Methods to Evaluate Water and Stream Sediments around the Coal Mine Area in Dazhu, China // *Water.* 2023. V 15. 1421.
125. Deniseger J., Erickson J., Austin A., Roch M., Clark M.J.R. The effects of de–creasing heavy metal concentrations on the biota of Buttle Lake // *Water Res.* 1990. V. 24. P. 403–416.

126. Deutsch F., Hoffmann P., Ortner H.M. Analytical characterization of manganese in rainwater and snow samples. // *Fresenius J. Anal. Chem.* 1997. V. 357. P. 105–111
127. Dević, G. Environmental Impacts of Reservoirs. In *Environmental Indicators*; Armon, R., Hänninen, O., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands. 2015 P. 561–575.
128. Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z., Naiman R.J., Knowler D.J. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges // *Biol. Rev.* 2006. V. 81. P. 163–182.
129. Duker A.A., Carranza E.J.M., Hale M. Arsenic geochemistry and health // *Environ. Int.* 2005. V.31 (5). P. 631–641.
130. Eqani S., Kaawal A., Bhowmik A.K., Sohail M., Ulah R., Ali S.M., Alamdar A., Ali N., Fasola M., Shen H.Q. Spatial distribution of dust-bound trace elements in Pakistan and their implications for human exposure // *Environ. Pollut.* 2016. V. 213. P. 213–222.
131. Foley J.A., Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R. et al. Global consequences of land use // *Science.* 2005. V. 309. P. 570–574.
132. Fu D., Gong Y., Chen C., Gui X., Liu H., Chen S., Ren J., Hou B. Nitrogen and Phosphorus Loading Characteristics of Agricultural Non-Point Sources in the Tuojiang River Basin // *Water.* 2023. 15. 3503.
133. Grebenshchikova V.I., Kuzmin M.I., Suslova M.Y. Long-term cyclicality of trace element in the Baikal aquatic ecosystem (Russia) // *Environ Monit Assess.* 2021. 193: 260
134. Griboff J., Wunderlin D.A., Horacek M., Monferrán M.V. // Seasonal variations on trace element bioaccumulation and trophic transfer along a freshwater food chain in Argentina. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2020. V. 27 (32). P. 40664–40678
135. Han L.F., Gao B., Hao H., Lu J., Xu D. Y. Arsenic pollution of sediments in China: an assessment by geochemical baseline // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 651. P. 1983–1991.

136. Hiller E., Jurkovic L., Sutriepka M. Metals in the Surface Sediments of Selected Water Reservoirs, Slovakia // *Bull Environ Contam Toxicol*. 2010. V. 84. P. 635–640.
137. Hosoda, K., Murata, T., Mochizuki, A. et al. Biogeochemical characteristics of the Hövsgöl–Ustilimsk water system in Mongolia and Russia: the effect of environmental factors on dissolved chemical components // *Limnology*. 2022. V. 23. P. 385–402.
138. Huang Y.L., Huang G.H., Liu D.F., Zhu H., Sun W. Simulation based inexact chance constrained nonlinear programming for eutrophication management in the Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir // *J Environ Manag*. 2012. V. 108 P. 54–65
139. Jain T. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India // *Water Res*. 2004. V. 38. P. 569–578.
140. Jan F.A., Ishaq M., Khan S., Ihsanullah I., Ahmad L., Shakirullah M. A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (Lower Dir) // *J. Hazard. Mater*. 2010. V. 179. P. 612–621.
141. Jewett S.C., Zhang Sathy X., Naidu A., Kelley J.J., Dasher D., Duffy L.K. Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers // *Chemosphere*. 2003. 50 (3). 383–392.
142. Jiang Z., Liu B., Liu H., Yang J. Trace metals in Daihai Lake sediments, Inner Mongolia, China // *Environ. Earth.Sci*. 2014. V. 71. P. 255–266
143. Jin G., Li Z., Deng X., Yang J., Chen D., Li W. An analysis of spatiotemporal patterns in Chinese agricultural productivity between 2004 and 2014 // *Ecol. Indicat*. 2019. V. 105. P. 591–600.
144. Koval P.V., Kalmychkov G.V., Gelety V.F., Leonova G.A., Medvedev V.I., Andrulaitis L.D. Correlation of natural and technologic mercury sources in the Baikal polygon, Russia // *Journal Geochemical Exploration*. 1999. V. 66. P. 277–289.
145. Li S., Xu Z., Cheng X., Zhang Q. Dissolved trace elements and heavy metals in the Danjiangkou reservoir, China // *Environ Geo*. 2008. V. 155. P. 977–983.

146. Li S., Ye C., Zhang Q. 11-Year change in water chemistry of large freshwater Reservoir Danjiangkou, China // *Journal of Hydrology*. 2017. V. 551. P. 508–517.
147. Majerová L., Bábek O., Navrátil T., Nováková T., Štojdil J., Elznicová J., Hron K., MatysGrygar T. Dam reservoirs as an efficient trap for historical pollution: the passage of Hg and Pb through the Ohře River, Czech Republic // *Environ. Earth. Sci.* 2018. P. 77–574.
148. Marques A., Martins I., Kastner T., Theurl M., Eisenmenger N., Huijbregts M. et al. Increasing impacts of land-use on biodiversity and carbon-sequestration driven by population growth, consumption and trade // *Nat. Ecol. Evol.* 2019. V. 3. P. 628–637.
149. MatysGrygar T., Hošek M., Pacina J.J., Štojdil, Bábek O., Sedláček J., Hron K., Talská R., Kříženecká S., Tolaszová J. Changes in the geo-chemistry of fluvial sediments after dam construction (the Chrudimka River, the Czech Republic) // *Appl. Geochem.* 2018. V. 98. P. 94–108.
150. Müller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River // *Geo. Journal*. 1969. V. 2. P. 108–118.
151. Niraula R., Kalin L., Srivastava P., Anderson C.J. Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF // *Ecol. Model.* 2013. V. 268. P. 123–133.
152. Palanques A., Grimalt J., Belzunces M., Estrada F., Puig P., Guillén J. Massive accumulation of highly polluted sedimentary deposits by river damming // *Sci. Total. Environ.* 2014. V. 497–498. P. 369–381.
153. Palma P., Alvarenga P., Palma V., Matos C., Fernandes R.M., Soares A., Barbosa I.R. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: A case study of the Alqueva Reservoir (Portugal) // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2010. V. 17. P. 703–716.

154. Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Tirskikh E.N. Long-term dynamics of mercury pollution of the Bratsk reservoir bottom sediments, Baikal region, Russia // IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. 2019. V. 321: 012041
155. Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Hommatlyyev G.B. Hydrochemical Characteristics and Water Quality Assessment of Irkutsk Reservoir (Baikal Region, Russia) // Water. 2023. V. 15 (23): 4142.
156. Pejman A., NabiBidhendi G., Ardestani M., Saeedi M., Baghvand A. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. Ecol Indic. 2015. V. 58. P. 365–373.
157. Pekey H., Karakas D., Ayberk S., Tolun L., Bakoglu M. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (northeastern Marmara Sea) Turkey // Mar. Pollut. Bull. 2004. V. 48. P. 946–953.
158. Perel'man A.I. Geochemical barriers: theory and practical applications // Appl. Geochem. 1986. V. 1 (6). P. 669–680
159. Popovskaya G.I., Firsova A.D., Bessudova A.Y., Sakirko M.V., Suturen A.N., Likhoshway Y.V. Phytoplankton of the Irkutsk Reservoir as an indicator of water quality // Copyright of Institute of Oceanography, University of Gdansk, Poland. 2012. V. 41 (2). P. 29–38.
160. Chalov S., Thorslund J., Kasimov N., Aybullatov D., Ilyicheva E., Karthe D., Kositsky A., Lychagin M., Nittrouer J., Pavlov M., Pietron J., Shinkareva G., Tarasov M., Garmaev E., Akhtmanand Y., Jarsjö J. The Selenga River delta: a geochemical barrier protecting Lake Baikal waters // Regional Environmental Change. 2017. V. 7. No. 7. P. 2039–2053
161. Pernet-Coudrier B., Qi W., Liu H., Müller B., Berg M. Sources and pathways of nutrients in the semi-arid region of Beijing-Tianjin, China / B. Pernet-Coudrier // EnvironSciTechnol. 2012. V.46 (10). P. 5294–301.
162. Perrot V., Epov V.N., Pastukhov M.V., Grebenshchikova V.I., Zouiten C., Sonke J.E., Husted S., Donard O.F.X., Amouroux D. Tracing Sources and Bioaccumulation of Mercury in Fish of Lake Baikal - Angara River Using Hg Isotopic

Composition // *Environmental Science & Technology*. 2010. V. 44. I. 21. P. 8030–8037.

163. Plant J.A., Raiswell R. Principles of environmental geochemistry. Applied environmental geochemistry // Ed. I. Thornton. London: Academic Press, 1983. P. 1–39.

164. Pokrovsky O.S., Schott J., Dupre B. Trace element fractionation and transport in boreal rivers and soil pore waters of permafrost-dominated basaltic terrain in Central Siberia // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2006. V. 70. P. 3239–3260

165. Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Dolgikh P.G. Geochemical characteristics of microelement distribution in surface sediments of Ust-Ilimsk Reservoir // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2019. V. 321: 012042.

166. Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Dolgikh P.G. Trace Element Compositions and Water Quality Assessment in the Angara River Source (Baikal Region, Russia) // *Water*. 2022. V 14. 3564.

167. Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Tirskikh E.N. Dynamics of Trace Element Composition of Bratsk Reservoir Water in Different Periods of Anthropogenic Impact (Baikal Region, Russia) // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2021. V. 80. P. 531–545.

168. Pretty J.N. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales // *Environ. Sci. Technol.* 2003. V. 37. P. 201–208.

169. Rao J., Ji X.T., Ouyang W., Zhao X.C., Lai X.H. Dilemma analysis of China agricultural non-point source pollution based on peasants' household surveys // *Procedia Environ. Sci.* 2012. V. 13. P. 2169–2178.

170. Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J. et al. Emerg-ing threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity // *Biol. Rev.* 2019. V. 94. P. 849–873.

171. Safak A. FilizKucuksezgin Distribution and chemical speciation of heavy metals in the surficial sediments of the Bakırçay and Gediz Rivers, Eastern Aegean // *Environ. Earth. Sci.* 2012. V. 65. P. 789–803.

172. Saha N., Rahman M.S., Ahmed M.B., Zhou J.L., Ngo H.H., Guo W. Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk // *J. Environ. Manag.* 2017. V. 185. P. 70–78.
173. Savvides C., Papadopoulos A., Haralambous K.J., Loizidou M. Sea sediments contaminated with heavy metals: metal speciation and removal // *Water Sci. Techno.* 1995. V. 32. No. 9–10. P. 65–73.
174. Schallenberg M., Winton M., Vertburg P., Kelly D.J., Hamill K., Hamilton D. Ecosystem services of lakes // *Ecosyst. Serv. New Zeal.* 2013. P. 203–225.
175. Schindler D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication // *Limnol. Oceanogr.* 2006. V. 51. P. 356–363.
176. Schindler D.W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes // *Proc. Biol. Sci.* 2012. V. 279. P. 4322–4333.
177. Seto K.C., Güneralp B., Hutyra L.R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools // *PNAS.* 2012. V. 109. P. 16083–16088.
178. Smith V.H., Schindler D.W. Eutrophication science: where do we go from here? // *Trends in Ecology and Evolution.* 2009. V. 24. No.4. P. 201–207.
179. Smith V. H. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment // *Limnol. Oceanogr.* 2006. V. 51. P. 377–384.
180. Song X., Hansen M.C., Stephen V., Peter V., Tyukavina A., Vermote E.F., et al. Global land change from 1982 to 2016 // *Nature.* 2018. V. 560. P. 639–643.
181. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedures for the speciation of particulate trace metals // *Anal. Chem.* 1979. V. 51. P. 844 – 851.
182. Tranvik L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loiselle S.A., Striegl R.G, Ballatore T.J., et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate // *Limnology and Oceanography.* 2009. V. 54. P. 2298–2314.
183. Tromboni F., Lourenço-Amorim C., Neres-Lima V., Thomas S.A.M. et al. Conversion of tropical forests to agriculture alters the accrual, stoichiometry, nutrient

limitation, and taxonomic composition of stream periphyton // *Int. Rev. Hydrobiol.* 2019. V. 104 (5–6). P. 1–11.

184. Vanni M.J., Renwick W.H., Bowling A.M., Horgan M.J., Christian A.D. Nutrientstoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshw // Biol.* 2011. V. 56. P. 791–811.

185. Vaquer-Sunyer R., Duarte C.M. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity // *Proc. Natl Acad. Sci. USA.* 2008. V. 105. P. 15452–15457.

186. Varol M., Şen B. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey // *Catena.* 2012. V. 92. P. 1–10.

187. Verpoorter C.A., Kutser T., Seekell D. A., Tranvik L.J. Global inventory of lakes based on high-resolution satellite // *Geophysical Research Letters.* 2014. V. 41. P. 6396–6402.

188. Volk M., Liersch S., Schmidt G. Towards the implementation of the European Water Framework Directive. Lessons learned from water quality simulations in an agricultural watershed. *Land Use // Pol.* 2009. V. 26 (3). P.580–588.

189. Wang J., Liu R., Wang H., Yu W., Xu F., Shen Z. Identification and apportionment of hazardous elements in the sediments in the Yangtze River estuary // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015. V. 22. P. 20215–20225.

190. Wang S.F., Jia Y.F., Wang S.Y., Wang X., Wang H., Zhao Z.X., Liu B.Z. Fractionation of trace metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China // *J. Environ. Sci.* 2010. V. 22 (1). P. 23–31.

191. Wang Y., Yang L., Kong L., Liuc E., Wang L., Zhu J. Spatial distribution, eco-logical risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China // *Catena.* 2015. V. 125. P. 200–205.

192. Wen Z., Xuelu G. Distributions, sources and ecological risk assessment of arsenic and mercury in the surface sediments of the southwestern coastal Laizhou Bay, Bohai Sea // *Marine Pollution Bulletin.* 2015. V. 99. P. 320–327

193. Wildi W., Dominik J., Loizeau J.L., Thomas R.L., Favarger P.Y., Haller L., Perroud A., Peytremann C. River, reservoir and lake sedimentcontamination by heavy metals downstream from urban areas of Switzerland // *Lake Reserv. Res. Manage.* 2004. V. 9. P .75–87.
194. Woitke P., Wellmitz J., Helm D., Kube P., Lepom P., Litheraty P. Analysisand assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sedi-ments of the river Danube // *Chemosphere.* 2003. V. 51 (8). P. 633–642.
195. Xin Y., Kun L., Yandong N., Youzhi L., Bo R. Ecological Risk from Toxic Metals in Sediments of the Yangtze, Yellow, Pearl, and Liaohe Rivers, China // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 2021. V. 107. P. 140–146
196. Xu M., Wang R., Sun W., Wang D., Wu X. Source Identification and Ecological Risk of Potentially Harmful Trace Elements in Lacustrine Sediments from the Middle and Lower Reaches of Huaihe River // *Water.* 2023. V 15. 544.
197. Xuelu G., Fengxia Z., Hon-Kit L., Jiann Y.,L., Chen T. Trace metals in surface sediments of the Taiwan Strait: geochemical characteristics and environmental indication // *Environ SciPollut Res.*
198. Ying H., Ye Y., Cui Z., Chen X., Managing nitrogen for sustainable wheat pro–duction // *Clean J. Prod.* 2017. V. 162. P. 1308–1316.
199. Zahra A., Hashmi M.Z., Malik R.N., Ahmed Z. Enrichment and geo–accumulationof heavy metals and risk assessment of sediments of the KurangNallah–Feedingtributary of the Rowal Lake Reservoir, Pakistan // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 470–471. P. 925–933.
200. Zhang T., Yang Y., Ni J., Xie D. Adoption behavior of cleaner production techniques to control agricultural non-point source pollution: a case study in the three gorges reservoir area // *J. Clean. Prod.* 2019a. V. 223. P. 897–906.
201. Zheng X., Xu J., Wang H., Liu X., Yao D., Lv J. Health risk assessment of areservoir-type water source in the northeastern region of China // *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2017. V. 23 (4). P. 751–766.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1

Таблица 1. Методы и методики химического анализа, примененные в исследовании

Объект	Метод, оборудование, фирма-производитель	Методика	Аналиты	Контрольные образцы	Диапазон измерений	Границы относительной погрешности
Вода	Спектрофотометрия, Спектрофотометр СФ-46 (Ломо, Россия)	ПНД Ф 14.1:2.106-97 "Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфора общего в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом после окисления персульфатом"	PO_4^{3-}	ГСО 7260-96	0,040-0,10 мг/л	P=0,95± δ, % (42)
					0,10-0,20 мг/л	P=0,95± δ, % (35)
					0,20-0,40 мг/л	P=0,95± δ, % (25)
	Турбидиметрия, Спектрофотометр (СФ-46, Ломо, Россия)	ПНД Ф 14.1:2. 159-2000 "Методика выполнения измерений массовой концентрации сульфат-ионов в пробах природных и сточных вод турбидиметрическим методом"	SO_4^{2-}	ГСО 7437-98	10-50 мг/л	P=0,95± δ, % (20)
					50-1000 мг/л	P=0,95± δ, % (15)
	Титриметрия	ГОСТ 31957-2012 (А.2) "Вода. "Методика определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов"	HCO_3^-	ГСО 8403-2003	20-50 мг/л	P=0,95± δ, % (21)
	Спектрофотометрия, Спектрофотометр (СФ-46, Ломо, Россия)	ПНД Ф 14:1:2.1-95 "Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера"	NH_4^+	ГСО 7259-96	0,05-0,10 мг/л	P=0,95± δ, % (39)
					0,10-1,0 мг/л	P=0,95± δ, % (35)
					1,0-4,0 мг/л	P=0,95± δ, % (21)

Объект	Метод, оборудование, фирма-производитель	Методика	Аналиты	Контрольные образцы	Диапазон измерений	Границы относительной погрешности
Вода		ГОСТ 33045-2014 (А, Б, Г) "Вода. Методы определения азотсодержащих веществ"	NO ₂ ⁻	ГСО 7479-98	0,1-6,0 мг/л	P=0,95 ± δ, % (40)
			NO ₃ ⁻	ГСО 7258-96	0,1-2,0 мг/л	P=0,95 ± δ, % (20)
	Атомно-абсорбционная спектрометрия	ПНД Ф 14.1.2:4.137-98 "Методика выполнения измерений массовых концентраций магния, кальция и стронция в питьевых, природных и сточных водах методом атомно-абсорбционной спектрометрии"	Mg	ГСО 7190-95	1-50 мг/л	P=0,95 ± δ, % (8)
	Атомно-абсорбционный спектрометр моделей 403 (Перкин Элмер, США)		Ca	ГСО 8065-94	1-50 мг/л	P=0,95 ± δ, % (15)
	Пламенно-эмиссионная спектрометрия Спектрометр ДФС-12 (Россия)	ПНД Ф 14.1:2:4.138-98 "Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовых концентраций натрия, калия, лития, стронция в пробах питьевых, природных и сточных вод методом пламенно-эмиссионной спектрометрии"	Na	ГСО 8062-94	1-10 мг/л	P=0,95 ± δ, % (17)
					10-200 мг/л	P=0,95 ± δ, % (15)
			K	ГСО 809294	1-10 мг/л	P=0,95 ± δ, % (12)
	Титриметрия	РД 52.24.402-2011 "Методика измерений массовой концентрации хлорид-ионов в водах меркуриметрическим методом"	Cl ⁻	ГСО 7478-98	1-50 мг/л	P = 0,95 ± Δ 0,17-1,064•X
	Йодометрия	ПНД Ф 14.1:3:3.101-97 "Методика измерений массовой концентрации растворённого кислорода в пробах природных и сточных вод йодометрическим методом"	O ₂ растворённый	-	1-15 мг/л	P=0,95 ± δ, % (16)

Объект	Метод, оборудование, фирма-производитель	Методика	Аналиты	Контрольные образцы	Диапазон измерений	Границы относительной погрешности
Вода	Атомно-абсорбционная Анализатор ртути РА-915 ⁺ с приставкой РП-91 (Люмэкс, Россия)	ПНД Ф 14.1:2:4.260-2000 "Методика измерений массовой концентрации ртути в питьевых, природных и сточных водах методом беспламенной ААС"	Hg	ГСО 8004-93	0,0005-0,001 мг/л	P=0,95 ± δ, % (40)
					0,001-0,01 мг/л	P=0,95 ± δ, % (32)
	Масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой (МС ИСП). масс-спектрометр ELEMENT-2 (Thermo Finnigan, Германия)	НСАМ №480-Х "Метод измерений элементного состава природных и питьевых вод методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой"	Co, Cd	ICP Multi Element Standard Solution-Sol X CertiPUR CertiPUR for Surface Water Testing, Sol XII CertiPUR (MERCK, Германия) и Combined Quality Control Standart IQC-026 (NIST, США).	0,1-2 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,025+0,18•C _{Me}
					2-20 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,10+0,16•C _{Me}
			Mn, Pb		0,2-10 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,03+0,18•C _{Me}
					10-100 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,55+0,14•C _{Me}
			Al, Cr, Cu, Zn		100-1000 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 5,6+0,08•C _{Me}
					2-20 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,10+0,16•C _{Me}
					20-100 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,71+0,13•C _{Me}
					100-1000 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 5,6+0,08•C _{Me}
As	2-200 мкг/л	P = 0,95 ± Δ 0,63+0,14•C _{Me}				
Донные отложения	Атомно-абсорбционная спектрометрия. НСАМ №155-ХС "Методика количественного химического анализа часть 1. Определением меди, цинка кадмия, висмута, сурьмы, свинца,	Cu	ГСО 8205-2002	0,00050-0,020 %	P = 0,95 ± Δ 0,59•C	
				0,0020-0,0050 %	P = 0,95 ± Δ 0,57•C	
		Zn		0,0050-0,010 %	P = 0,95 ± Δ 0,53•C	
				0,010-0,020 %	P = 0,95 ± Δ 0,49•C	

Объект	Метод, оборудование, фирма-производитель	Методика	Аналиты	Контрольные образцы	Диапазон измерений	Границы относительной погрешности				
Донные отложения	Атомно-абсорбционные спектрометры моделей 403, 503 (Перкин Элмер, США)	кобальта, никеля, железа и марганца в горных породах, рудном и не рудном минеральном сырье, продуктах его переработки, отходах, объектах окружающей среды, атомно-абсорбционным методом"	Fe	ГСО 8213-2002	2,00-5,00 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,11 \cdot C$				
					5,00-10,00 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,33 \cdot C$				
			Mn	ГСО 7876-2000	0,050-0,10 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,22 \cdot C$				
					0,10-0,20 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,59 \cdot C$				
	НСАМ №172-С "Методика количественного химического анализа. Определение кремния, титана, алюминия, железа, кальция, магния, марганца в горных породах, рудном и не рудном минеральном сырье, объектах окружающей среды, пламенно-абсорбционным методом"	Al	ГСО7269-96	5,0-10,0 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,08 \cdot C$					
						НСАМ №450-С "Методика определения макроколичеств бериллия, талия, свинца, висмута, кадмия, меди, марганца, кобальта, никеля, хрома атомно-абсорбционным методом с электротермической авторизации пробы в природных объектах"	Cr	ГСО 7781-2000	0,0050-0,0099 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,35 \cdot C$
									0,010-0,019 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,27 \cdot C$
						Cd	ГСО 7874-2000	0,000010-0,00049 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,59 \cdot C$	
										Co
						Ni	ГСО 7265-96	0,0020-0,0049 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,59 \cdot C$	
								0,0050-0,0099 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,49 \cdot C$	
Pb	ГСО 7252-96	0,0010-0,0049 %	$P = 0,95 \pm \Delta 0,59 \cdot C$							
				Атомно-абсорбционная спектрометрия. Атомно-абсорбционный спектрометр Analyst 800	ПНД Ф 16.1:2.2:3.17-98 "Методика выполнения измерений массовой доли (валового содержания) мышьяка и сурьмы в твердых сыпучих материалах атомно-абсорбционным методом с предварительной генерацией	As	ГСО 7264-96	0,2-20 %	$P=0,95 \pm \delta, \% (60)$	

Объект	Метод, оборудование, фирма-производитель	Методика	Аналиты	Контрольные образцы	Диапазон измерений	Границы относительной погрешности
Донные отложения		гидридов"				
	Атомно-абсорбционная. Анализатор ртути РА-915 ⁺ с приставкой РП-91 (Люмэкс, Россия)	ПНД Ф 16.1:2.23-2000 "Методика выполнения измерений массовой доли общей ртути в пробах почв, грунтов и донных отложений"	Hg	ГСО 2509-83	0,005-0,10 мкг/кг	P=0,95 ± δ, % (45)
					0,10-10,0 мкг/кг	P=0,95 ± δ, % (25)
	Рентгенофлуоресцентный метод. Сканирующий рентгенофлуоресцентный спектрометр S4 Pioneer (Bruker AXS)	ФР.1.34.2010.07097 (СТП ИГХ-003 -97) "Методика выполнения измерений массовой доли серы, бария, стронция, циркония и оксидов натрия, магния, алюминия, кремния, фосфора, калия, кальция, титана, марганца, железа рентгенофлуоресцентным методом"	Na ₂ O	ГСО 7126-95	0,5-2,0 %	P=0,95 ± δ, % (4)
					2,0-5,0 %	P=0,95 ± δ, % (20)
			MgO	ГСО 7126-95	1,0-20,0 %	P=0,95 ± δ, % (20)
			Al ₂ O ₃	ГСО 7126-95	5,0-20,0 %	P=0,95 ± δ, % (10)
			SiO ₂	ГСО 7126-95	15,0-80,0 %	P=0,95 ± δ, % (6)
			K ₂ O	ГСО 7126-95	2,0-5,0 %	P=0,95 ± δ, % (12)
			CaO	ГСО 7126-95	1,0-40,0%	P=0,95 ± δ, % (10)
			TiO ₂	ГСО 7126-95	0,2-2,5 %	P=0,95 ± δ, % (16)
	MnO	ГСО 7126-95	0,1-0,2 %	P=0,95 ± δ, % (20)		
0,2-2,0%			P=0,95 ± δ, % (10)			
Fe ₂ O ₃	ГСО 7126-95	5,0-20,0%	P=0,95 ± δ, % (10)			