Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр Российской академии наук»

и

Институт геологии – обособленное подразделение Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр Российской академии наук»

На правах рукописи

Слуковский Захар Иванович

СОВРЕМЕННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ ОЗЕР УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ: ГЕОХИМИЯ, ПАЛЕОРЕКОСТРУКЦИИ, ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ЗНАЧИМОСТЬ

1.6.21 – Геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени доктора географических наук

Научный консультант:
доктор географических наук,
профессор Даувальтер В.А.

Апатиты / Петрозаводск – 2026

ОГЛАВЛЕНИЕ

ОГЛАВЛЕНИЕ 2
ВВЕДЕНИЕ 5
ГЛАВА 1. ГЕОХИМИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, КАК МАРКЕР СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА (ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР) 17
1.1. Современные отложения озер: понятие, типы, экологическая значимость 17
1.2. Индикационные возможности химического состава донных отложений при геоэкологических исследованиях озер (общемировой опыт исследований) 28
1.3. Краткий обзор палеолимнологических исследований техногенного влияния на озерные экосистемы России 34
1.3.1. Индустриальные территории (Урал и Мурманская область) 35
1.3.2. Фоновые территории 42
ГЛАВА 2. РАЙОНЫ ИССЛЕДОВАНИЙ: ГЕОГРАФИЯ, ГЕОЛОГИЯ, КЛИМАТ (КРАТКОЕ ОПИСАНИЕ) 47
2.1. Республика Карелия 47
2.2. Мурманская область 57
2.3. Район города Архангельска 68
2.4. Район города Челябинска 71
2.5. Норильский промышленный район 73
2.6. Остров Кинг-Джордж, Антарктика 78
2.6. Описание озер исследования 87
ГЛАВА 3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ 94
3.1. Методы полевых работ 94
3.2. Аналитические методы исследования 105
3.2.1. Гранулометрический анализ 105
3.2.2. Определение главных (породообразующих) элементов и потерь при прокаливании 107
3.2.3. Определение микроэлементов, включая тяжелые металлы 109
3.2.4. Электронная микроскопия 113
3.2.5. Оценка химического состава воды 114
3.2.6. Работы с биологическими пробами 115
3.3. Методы интерпретации геохимических данных 117

3.4. Программы и прочие ресурсы, использованные в работе 120
ГЛАВА 4. ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕР, НАХОДЯЩИХСЯ ПОД ВЛИЯНИЕМ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ 121
4.1. Урбанизированные территории и их импактные зоны: понятие и примеры воздействия города на озерные экосистемы 121
4.2. Влияние городской среды на отложения озер Северо-Запада России 126
4.2.1. Состояние современных отложений озер урбанизированных территорий Республики Карелии 126
4.2.2. Состояние современных отложений озер урбанизированных территорий Мурманской области 143
4.2.3. Отложения озер в зоне влияния города Архангельска 169
4.3. Состояние современных отложений озер импактной зоны города Норильска 174
4.4. Отложения озер в зоне влияния города Челябинска 178
4.5. Факторы формирования геохимических особенностей донных отложений озер урбанизированных территорий 183
ГЛАВА 5. ТЕХНОГЕНЕЗ НА ФОНОВЫХ ТЕРРИТОРИЯХ 212
5.1. Понятие геохимического фона, в том числе для озерных отложений 212
5.2. Основные источники загрязнения озер фоновых районов 213
5.3. Геология как фактор проявления геохимических аномалий химических элементов в отложенияхозер фоновых районов 236
5.4. Оценка фоновых концентраций микроэлементов в донных отложениях озер 250
ГЛАВА 6. ОЦЕНКА ДОМИНИРУЮЩЕГО ТИПА ВЛИЯНИЯ НА ОЗЕРА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ФОНОВЫХ РАЙОНОВ 262
6.1. Классифицирование геохимических индикаторов природного и техногенного влияния на озерные отложения 262
6.2. Типизация современных озерных отложений по доминирующему виду антропогенной нагрузки на водоем 265
ГЛАВА 7. ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ИНТЕРПРЕТАЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ДАННЫХ ПРИ ИССЛЕДОВАНИИ ОЗЕР УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ 271
7.1. Оценка загрязнения озер на основе геохимии современных донных отложений 271

7.1.1. Оценка загрязнения озер отдельными элементами на основе расчетов индекса I_{geo} 271

7.1.2. Интегральная оценка загрязнения озер и их донных отложений на основе расчетов индекса PLI 284

7.1.3. Анализ потенциального экологического риска с использованием индекса RI (или PER) 290

7.2. Влияние загрязнения на водную биоту городских озер 295

7.2.1. Отклик диатомовой флоры современных отложений городских озер на воздействие тяжелых металлов и иные виды загрязнения 296

7.2.2. Связь бентосных организмов с техногенным влиянием на донные отложения озер урбанизированных территорий Республики Карелии и Мурманской области 310

7.3. Фонд сапропеля Республики Карелии и оценка пригодности отложений озер согласно ГОСТу 317

ГЛАВА 8. ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕР УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ 328

8.1. Анализ различных форм нахождения тяжелых металлов и других элементов в современных отложениях озер Северо-Запада России 328

8.2. Оценка биодоступности тяжелых металлов из отложений озер урбанизированных территорий 341

8.3. Техногенные минеральные частицы в донных отложениях как индикатор промышленного влияния на водоем 348

ЗАКЛЮЧЕНИЕ 359

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 364

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследований. Озерные отложения являются хорошим маркером состояния водоема и его водосборной площади [Massaferro et al., 2024]. Известно, что их можно использовать как для оценки современного состояния озера [Dauvalter et al., 1999; Даувальтер, Кашулин, 2018; Abril, 2022], так и для ретроспективного анализа, способного выявить различные исторические изменения в водоеме от момента, когда озера еще не существовало, до настоящего дня [Субетто, 2009; Delile et al. 2014]. Донные отложения активно используются в ходе палеолимнологических исследований для оценки климатических изменений на водосборе, колебаний уровня воды в озере, выявления катастрофических изменений в виде падения метеоритов или извержений вулканов [Jensen, 2012], а также в свете существенного антропогенного влияния на природу в последние несколько столетий для оценки степени этого воздействия на озера [Kuwae et al., 2013; Rognerud et al., 2013].

Геохимические исследования озерных отложений позволяют выявлять все указанные выше процессы. При оценке техногенного влияния на водоемы и их донные отложения ключевыми геохимическими индикаторами служат биогенные элементы, нефтепродукты и элементы, относящиеся к группе тяжелых металлов (Pb, Cd, Hg, Zn, Ni, Cr и др.) [Будников, 1998; Даувальтер, 2012; Янин, 2018; Du, Jing, 2018; Qiu et al., 2023]. Исследованию миграции и аккумуляции тяжелых металлов в донных отложениях водных объектов посвящено большое число работ в мире, включая Россию. Чаще всего в этих работах отражается воздействие на озера и их отложения деятельности промышленных предприятий горнодобывающей отрасли, металлургии, химической, энергетической, а также влияние транспорта, прежде всего автомобильного и железнодорожного.

В России большой вклад в изучение поведения микроэлементов, включая тяжелые металлы, в озерных экосистемах и связанных с ними водных объектах внесли В.А. Даувальтер, В.Н. Удачин, А.Ю. Опекунов, В.Д. Страховенко, В.В. Законнов, Д.В. Иванов, В.П. Шевченко, Ю.Г. Таций, М.В. Гапеева, Н.А. Белкина и др. При этом, если говорить, о палеолимнологических реконструкциях техногенных событий, то в основном эти работы проводились на Северо-Запада России, на Урале и в меньше степени в других регионах, например в Сибири. Городские территории, где сосредоточены сразу несколько потенциальных источников загрязнения, исследовались мало.

Россия является одним из лидеров среди стран мира по числу озер. По разным оценкам на территории России их насчитывается от 2.8 до 3.9 миллионов [Filatov, Gronskaya, 2012; Izmailova, Korneenkova, 2020]. Причем

большинство из озер, как в нашей стране, так и во всем мире – небольшие, имеющие площадь не более 1 км^2 [Рянжин, 2005]. Такие водоемы часто находятся на урбанизированных территориях или рядом с ними, получая неофициальный статус городских водоемов.

Городские озера или озера урбанизированных территорий, а также водные объекты, расположенные в непосредственной близости к городам, исторически всегда были важным элементом городских и пригородных ландшафтов. Они выполняют множество функций, включая эстетические, культурные, социально-экономические, научные и образовательные [Naselli-Flores, 2008]. В то же время рост городского населения, увеличение доли промышленности в экономике стран мира, а также развитие транспортной инфраструктуры (автомобильной, железнодорожной и других) негативно влияют на качество водных объектов в черте городов и в зоне их влияния [Yu et al., 2024]. Исследования показывают, что озера, расположенные в городских районах или в зоне их влияния, подвержены интенсивному засорению, береговой эрозии, повышенной мутности воды, эвтрофикации, увеличению количества токсичных водорослей, снижению концентрации кислорода [Bazanti et al., 1994; Persson, 2012]. Кроме того, в воду и отложения городских озер попадают различные загрязняющие вещества, в том числе тяжелые металлы, упоминавшиеся выше [Pienitz et al., 2006; Gupta et al., 2013; Shang et al., 2017; Xia et al., 2020].

Эколого-геохимические исследования – важная составляющая общей оценки и мониторинга природных объектов, включая озера. Отмеченные выше риски для водоемов урбанизированных районов указывают на значимость их изучения для контроля качества воды и донных отложений в свете снижения стресса для водной биоты, обитающей в городских озерах, и увеличения безопасности людей, использующих их в рекреационных целях. Согласно «*Стратегии экологической безопасности Российской Федерации на период до 2025 года*», утвержденной Указом Президента РФ № 176 от 19.04.2017 г., загрязнение водных объектов вследствие трансграничного переноса загрязняющих, в том числе токсичных и радиоактивных, веществ с территорий других государств, а также низкое качество водных объектов, – ключевые вызовы и угрозы экологической безопасности страны. В этой связи особенно актуально получение новых теоретических знаний о поведении загрязнителей в водной среде урбанизированных территорий в рамках *Программы фундаментальных научных исследований в РФ на долгосрочный период* (2021-2030 годы) (Раздел фундаментальных и поисковых научных исследований № 1.5.11.3 «Прогнозирование гидрологического цикла и опасных гидрологических явлений. Научное обеспечение водной безопасности

страны»), утвержденной распоряжением Правительства РФ № 3684-р от 31.12.2020 г.

Не стоит также забывать о роли озерных отложений, как полезных ископаемых: сапропеле или диатомите [Синькевич, Экман, 1995; Курзо и др., 2012]. Область их применения охватывает сельское хозяйство, медицину, промышленное производство и рекультивационные мероприятия [Gomes et al, 2013; Blecic et al., 2014; Платонова и др., 2014; Савченко, 2015]. При этом, например, сапропелевые озера могут располагаться вблизи городов, промышленных предприятий или других источников загрязнения, что создает предпосылки для их углубленного исследования, включая анализ геохимических особенностей донных отложений и оценки рисков от антропогенного влияния [Stankevica et al., 2012].

Таким образом, принимая во внимание недостаток знаний в нашей стране в области исследования геохимии озерных отложений городских территорий, очевидную научную и практическую значимость таких работ, а также накопленные данные, полученные на современном аналитическом оборудовании, целесообразно провести комплексное исследование донных отложений озер городских территорий, районов промышленных зон и фоновых областей в качестве сравнения и дать оценку состояния таких водоемов с учетом анализа природных и антропогенных факторов.

Цель работы – выявить основные закономерности накопления микроэлементов, включая тяжелые металлы, в современных отложениях озер урбанизированных территорий разных регионов России и оценить роль локальных и глобальных источников загрязнения в процессе озерного седиментогенеза в индустриальный период развития общества.

Задачи исследований:

1. Установить уровень накопления широкого спектра химических элементов, включая тяжелые металлы, в современных донных отложениях озер урбанизированных территорий разных регионов России и выявить ключевые источники загрязнения и лимитирующие факторы их влияния на озера.

2. Оценить поведение литофильных элементов (редкоземельных и щелочных металлов) в ходе современного озерного осадконакопления на урбанизированных территориях и обосновать использование их концентраций в качестве индикаторов антропогенного влияния на водные экосистемы городов.

3. Реконструировать историю техногенного воздействия на озерные экосистемы, подверженные прямому воздействию антропогенных факторов и распложенные на фоновых территориях, удаленных от непосредственного

влияния промышленности и транспорта, используя метод палеолимнологических реконструкций.

4. Дать характеристику геохимического фона районов исследования на основе содержания микроэлементов в современных донных отложениях и оценить влияние природных (прежде всего, геологических) факторов на процессы седиментации в озерах городской среды и водоемов фоновых территорий.

5. Определить степень загрязнения водных объектов городских районов на основе химического состава их донных отложений, накопленных в современное время, используя индексы, как для отдельны элементов, так и для совокупности элементов, чьи концентрации определены в донных отложениях, и оценить экологические риски от загрязнения городских озер тяжелыми металлами для водной биоты на примере исследования поведения водных организмов (диатомовые водоросли и бентос).

6. Оценить основные формы нахождения микроэлементов, включая тяжелые металлы, в современных донных отложениях городских озер и озер промышленных территорий, проанализировать техногенные минеральные образования (частицы), свидетельствующие о техногенных изменениях в озерах и на их водосборных территориях.

Объектом исследований являются современные донные отложения озер различных регионов России и острова Кинг-Джордж в Антарктике, залегающие не глубже 1 м от границы вода-дно и сформированные под влиянием геологических, биологических и физико-химических процессов, происходящих в озерах и на их водосборных территориях.

Предмет исследования – геохимические особенности донных отложений озер, формы нахождения микроэлементов, включая тяжелые металлы, техногенные и природные минеральные образования в илах, а также механизмы миграции и накопления элементов в донных отложениях, оценка их опасности для водной биоты и озерных экосистем в целом.

Научная новизна.

1. Впервые детально изучены закономерности распределения широкого спектра микроэлементов в колонках современных отложений озер урбанизированных территорий Республики Карелии, Мурманской области, Архангельской области, Челябинской области и севера Красноярского края. В результате этих исследований установлены источники загрязнения водоемов, реконструирована история поступления химических элементов в воду и их накопления в отложениях, рассчитаны средние скорости седиментации и дана оценка степени загрязнения городских озер.

2. Доказано, что редкоземельные элементы и щелочные металлы в виду особенностей миграции в геологической среде, содержании в антропогенных выбросах на территории городов и аккумуляции в современных отложениях могут служить индикаторами антропогенной нагрузки на водные объекты урбанизированных территорий.

3. Установлено, что в число агентов дальнего атмосферного переноса загрязнителей в северных широтах, включая Арктическую зону РФ, могут входить Pb, Cd и Hg, Sb, Sn, Bi и Tl, которые являются углефильными элементами, накапливающими в отложениях озер на Севере России в результате выбросов промышленных предприятий, работающих на угле. Впервые показано влияние дальнего атмосферного переноса загрязнителей на современные озерные отложения Западной Антарктики на примере исследования озер острова Кинг-Джордж.

4. Оценено и обосновано влияние геологического фактора на формирование аномалий микроэлементов в донных отложениях озер, расположенных на городских территориях или вблизи них. На Севере Мурманской области установлены аномалии U, более чем в 100 раз превышающие фоновый уровень этого металла для региона. Схожие аномалии U выявлены также в Карелии и Челябинской области. В Карелии также установлены аномалии Mo, Cu и V в городских озерах, связанные с геологическими особенностями районов исследования.

5. На основе данных о ключевых факторах, влияющих на формирование геохимического об-лика современных донных отложений озер урбанизированных территорий, озер, расположенных вблизи крупных промышленных предприятий и фоновых водоемов, предложена классификация ключевых геохимических индикаторов природного и техногенного загрязнения отложений. Также разработана схема типизации современных отложений городских озер и водоемов фоновых районов на основе соотношения сумм концентраций элементов-индикаторов трех основных типов загрязнителей водной среды.

6. Определены ключевые формы нахождения микроэлементов, в том числе тяжелых металлов, в отложениях городских озер. Показано, что минеральная фаза и органическое вещество играют наиболее важную роль в аккумуляции и закреплении загрязнителей в водной среде и среде донных отложений. Вблизи металлургических предприятий в верхних слоях отложений обнаруживаются техногенные минеральные образования размером до нескольких сот микрометров, представленные оксидами Fe и Ni, сульфидами Fe, Ni и Cu, а таже сплавами указанных элементов.

Теоретическая и практическая значимость. Диссертационная работа вносит значимый теоретический вклад в развитие современных научных представлений, связанных с изучением геохимии окружающей среды, экологической минералогии и геоэкологии. Проведенные исследования расширяют научные знания об эколого-геохимических особенностях современных донных отложений озер урбанизированных территорий и озер, расположенных близи промышленных зон, о специфике дальнего атмосферного переноса загрязняющих веществ и его влиянии на озерные отложения северных регионов, включая Арктику и о связи геологических особенностей региона, включая рудную минерализацию и рудопроявления, с озерной седиментацией на территории городов и за их пределами.

Выполненные исследования геохимической специализации состава донных отложений озер на урбанизированных территориях Карелии, Мурманской области, Архангельской области, Челябинской области и других регионов позволяют идентифицировать источники поступления микроэлементов, включая тяжелые металлы, и выделять маркеры природного и техногенного влияния на водную среду. Это дает возможность на качественно новом уровне проводить геоэкологические исследования, которые неизменно включают изучение водных объектов, в том числе озера.

В рамках диссертационной работы разработана и предложена концепция-классификация основных геохимических индикаторов природного и техногенного влияния на водные объекты урбанизированных районов и фоновых территорий. Проведена типизация отложений озер на основе оценки вклада доминирующих загрязнений (воздействий) на озера со стороны локальных и дальних источников влияния на озера и геохимический облик их современных отложений.

С практических позиций исследования городских водных объектов – важный элемент в общем экологическом мониторинге состояния урбанизированных территорий, нацеленном на контроль безопасности и комфорта городской среды. В этом отношении анализ уровня загрязнения воды и отложений озер, использующихся людьми в рекреационных целях, является крайне необходимой задачей исследования. Кроме этого, озерные отложения северных озер обладают большим потенциалом для добычи сапропеля, богатого органическим веществом, и диатомита, состоящего из панцирей отмерших водорослей. Анализ геохимических особенностей таких отложений также важная практическая задача, учитывая, что в нормативных документах по добыче органических отложений, использующихся в сельском хозяйстве и медицине, необходимо вести контроль уровня содержания потенциально токсичных веществ, включая тяжелые металлы.

Защищаемые положения:

1. Приоритетными элементами-загрязнителями из числа тяжелых металлов для современных отложений озер урбанизированных территорий Северо-Запада России, Южного Урала и севера Красноярского края выступают V, Sb, Pb, Cu, Ni, Co, W, Bi, Tl и Sn. Их концентрации в верхних слоях отложений (на глубине до 5-10 см) превышают региональные фоновые значения (Kc≥5-10), кларк земной коры и концентрации этих элементов в нижних слоях отложений, сформированных в доиндустриальное время. Палеолимнологический анализ показал, что несмотря на разность климатических, геологических и гидрологических условий регионов, указанные элементы имеют общий тренд накапливаться в осадках под влиянием антропогенных факторов, имеющих близкую специфику.

2. Геохимическими маркерами техногенного воздействия на экосистемы городских озер выступают редкоземельные элементы и щелочные металлы, концентрации которых имеют тенденцию к увеличению от фоновых слоев отложений до современных. Миграция редкоземельных элементов и щелочных металлов в отложения озер городских территорий происходит в результате ускоренных эрозионных процессов, разрушения дорожных покрытий и зданий и пыления на урбанизированных территориях. В отложениях озер фоновых территорий подобное явление не наблюдается: редкоземельные элементы накапливаются, подчиняясь природным факторам ландшафта и климата.

3. Агентами дальнего атмосферного переноса, влияющего на основное загрязнение озер фоновых районов, выступают Pb, Sb, Cd, Tl, Bi, Sn, Ni и Cu. На примере анализа соотношения концентраций Pb и Sb показан единый тренд накопления углефильных элементов дальнего атмосферного переноса в современных отложениях озер фоновых и урбанизированных территорий. Вне зависимости от уровня антропогенной нагрузки, в отложениях озер фоновых и городских районов отмечаются геохимические аномалии U, Mo, V, редкоземельных элементов, связанные с локальным влиянием рудоносных пород водосборных территорий.

4. Высокий и экстремально высокий уровень антропогенной нагрузки на озера урбанизированных территорий, рассчитанный по индексу PLI (>2) отражает экстремальный и значительный уровни потенциального экологического риска по индексу RI, учитывающего негативное влияние тяжелых металлов на биоту. Наибольший вклад в формирование высокого значения индексов вносят приоритетные загрязнители окружающей среды. Негативное влияние загрязнения озер городских территорий Северо-Запада

России отражается на изменениях в структуре диатомовых комплексов (водорослей) и бентосных организмов.

Достоверность защищаемых положений обеспечена использованием современных концепций, теорий, методов и принципов геохимии окружающей среды, экологической минералогии и геоэкологии. Работа основана на обширных фактических материалах, включая статистически значительное количество образцов, отобранных и подготовленных в соответствии с современными методиками и нормативными документами. Анализ образцов проводился с использованием высокочувствительных аналитических методов в аккредитованных лабораториях, а полученные данные были подвергнуты статистической обработке с глубоким анализом материала.

Апробация работы. Основные результаты исследований по теме диссертации докладывались и представлялись на 27 Международных, 30 Всероссийских и 10 Региональных научных конференциях, симпозиумах, форумах и совещаниях, в том числе: Winter Limnology –course (Ламми, Финляндия, 2015 г.), Международная молодежная школа-конференция "Моря, озера и трансграничные водосборы России, Финляндии и Эстонии" (Петрозаводск, 2015 г.), Международная научная конференция молодых ученых и талантливых студентов "Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность" (Москва, 2016, 2017 гг.), Международная конференция молодых ученых "Водные ресурсы: изучение и управление (лимнологическая школа-практика)" (Петрозаводск, 2016, 2020, 2023 гг.), Международная конференция "Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем III" (Санкт-Петербург, 2017 г.), Международная конференция "Озера Евразии: проблемы и пути их решения" (Петрозаводск, 2017, Казань, 2019 и 2025 гг.), Международная биогеохимическая школа "Современные проблемы состояния и биогеохимической эволюции таксонов биосферы", посвященная 70-летию ГЕОХИ РАН (Москва, 2017 г.), Международная научная конференция, посвящённая 110-летию со дня рождения акад. Константина Игнатьевича Лукашёва "Современные проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых" (Минск, Белоруссия, 2017 г.), International Scientific Conference and School for Young Scientists "Lateglacial-Interglacialtransition: glaciotectonic, seismoactivity, catastrophichydrographicandlandscapechanges" (Петрозаводск, 2018 г.), International Conference «FreshwaterEcosystems – Key Problems» (Иркутск, 2018 г.), XIX International Youth Scientific Conference "Environmentalproblemsofnatureandsubsoiluse" (Environmentalgeology - 2019) (Санкт-Петербург, 2019 г.), Международная научно-практическая

конференция Герценовские чтения "География: развитие науки и образования" (Санкт-Петербург, 2020, 2022, 2023 гг.), The International Symposiumon Arctic Research (ISAR) – Arctic research: thedecadepastandthedecadefuture (Токио, Япония, 2020 г.), The 4th International Conference Paleolimnologyof Northern Eurasia and Young ScientistsMeeting (Иркутск, 2020 г.), UK-Russia Arctic Science Priorities Conference (Апатиты, 2021 г.), The X International SiberianEarlyCareerGeoScientists Conference (Новосибирск, 2022 г.), Форум молодых ученых государств - участников СНГ "Наука без границ" (Нижний Новгород, 2022 г.), Международная научная конференция диатомологов «Диатомовые водоросли: морфология, биология, систематика, экология, флористика, палеогеография, биостратиграфия», посвящённая памяти выдающихся российских диатомологов Н.И. Стрельниковой и Л.Я. Каган (Апатиты, 2023 г.), Всероссийская конференция по анализу объектов окружающей среды с международным участием "Экоаналитика-2019" (Пермь, 2019 г.), Всероссийская научная конференция "Моря России: Год науки и технологий в РФ – Десятилетие наук об океане ООН" (Севастополь, 2021 г.), Всероссийская конференция (с участием зарубежных ученых), посвящённой 65-летию Института геохимии им. А.П. Виноградова и 105-летию со дня рождения академика Л.В. Таусона «Современные направления развития геохимии» (Иркутск, 2022 г.), Российская конференции с международным участием «XV Сибирское совещание и школа молодых ученых по климато-экологическому мониторингу» (Томск, 2023), Всероссийская научная конференция, посвященной 80-летию Института озероведения Российской академии наук "Лимнология в России" (Санкт-Петербург, 2024 г.), Молодёжная научная школа-конференция, посвящённая памяти члена-корреспондента АН СССР К.О. Кратца и академика РАН Ф.П. Митрофанова "Актуальные проблемы геологии докембрия, геофизики и геоэкологии" (Петрозаводск в 2015, 2018 и 2021 гг., Апатиты в 2016 г. и Санкт-Петербург в 2017 г.), Конференция молодых ученых "Современные проблемы геохимии" (Иркутск, 2021 г.), VI Международная конференция "Палеолимнология Северной Евразии 2024" (Красноярск, 2024 г.), Всероссийская научно-практическая конференция "Актуальные проблемы экологической геохимии" (Москва, 2024), Всероссийская конференция и полевой симпозиум "Морские и озёрные бассейны восточной периферии Балтийского щита в четвертичное время" (Апатиты, 2024 г.).

Публикации. Основное содержание диссертации представлено в более 160 работах, в том числе 2 монографиях, в 43 статьях в научных журналах, индексируемых в базах данных Scopus и Web of Science, в 23 статьях в

изданиях, рекомендованных ВАК Минобрнауки РФ и в 23 статьях, входящих в базу данных РИНЦ.

Личный вклад автора состоит в планировании исследований и реализации их на всех этапах: участии во всех экспедициях и полевых работах, во время которых были отобраны пробы для дальнейших исследований, первичной пробоподготовке образцов перед аналитическими исследованиями, подготовкой отчетом и публикаций по результатам исследований. Кроме того, во время работ автор активно привлекал финансовые средства в виде грантов различных фондов для реализации поставленных целей и задач.

Фактический материал и методы исследования. В основу диссертационной работы положены материалы, полученные при личном участии автора в процессе проведения научно-исследовательских работ на территории Северо-Запада России, Челябинской области и Антарктики в 2014-2025 годах. Исследования выполнялись автором во время работы по темам научно-исследовательских работ (госзаданий) в Институте геологии Карельского научного центра РАН и в Институте проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН. Работы на острове Кинг-Джордж, где расположена российская полярная станция Беллинсгаузен, осуществлялись в 2022 году в ходе 67-й Российской антарктической экспедиции, в которой автор был непосредственным участником. Также автором обработаны данные по озерам севера Красноярского края, предоставленные д.г.-м.н. В.Н. Удачиным (Миасс, Челябинская область).

Исследования осуществлялись при поддержке 7 грантов, включая 6 проектов под руководством автора – гранты РФФИ (16-35-00026 мол_а в 2016-2017 гг. и 18-05-00897 А в 2018-2020 гг.), грант Фонда содействия развитию малых форм предприятий в научно-технической сфере по программе "У.М.Н.И.К." (2016-2017 гг.), грант Президента РФ для молодых кандидатов наук МК-462.2019.5 (2019-2020 гг.), грант от Министерства образования и науки Мурманской области № 224 (2021 г.) и гранты РНФ 19-77-10007 по конкурсу «Проведение исследований научными группами под руководством молодых ученых» Президентской программы исследовательских проектов, реализуемых ведущими учеными, в том числе молодыми учеными» (2019-2022 гг.) и 24-17-20006 по конкурсу «Проведение фундаментальных научных исследований и поисковых научных исследований отдельными научными группами» (региональный конкурс).

В основу работы положены результаты исследований ~2000 проб донных отложений, ~500 проб воды и ~100 проб биологического материала. Пробы отобраны, подготовлены и изучены во время выполнения полевых,

камеральных и лабораторно-аналитических работ с участием автора или под его непосредственным руководством.

При личном участии автора сбор основного фактического материала выполнялся на территории Мурманской области, Республики Карелии, Архангельской, Ленинградской и Челябинской областях. С разной степенью детализации изучены озера в следующих городах или вблизи них: Кировск, Мурманск, Мончегорск, Никель (Мурманская область), Петрозаводск, Медвежьегорск, Суоярви, Сортавала, Сегежа (Карелия), Архангельск (Архангельская область), Челябинск (Челябинская область), Норильск и Дудинка (Красноярский край) и Санкт-Петербург. Также были исследованы фоновые районы Севера и Арктики на примере Карелии, Мурманской и Архангельской областей и полуострова Файлдс (остров Кинг-Джордж, Южные Шетландские острова, Антарктика).

Соответствие научной специальности. Проведенные исследования и сформулированные в диссертации научные положения соответствуют направлению исследований, перечисленных в паспорте научной специальности 1.6.21 «Геоэкология»: 1. Изучение состава, строения, свойств, процессов, физических и геохимических полей геосфер Земли как среды обитания человека и других организмов; 2. Изучение изменений жизнеобеспечивающих ресурсов геосферных оболочек Земли под влиянием природных и техногенных факторов, их охрана, рациональное использование и контроль с целью сохранения для нынешних и будущих поколений людей продуктивной природной среды. Изучение роли геосферных оболочек в глобальных циклах переноса углерода, азота, воды и др.; 5. Природная среда и индикаторы ее изменения под влиянием естественных природных процессов и хозяйственной деятельности человека (химическое и радиоактивное загрязнение биоты, почв, пород, поверхностных и подземных вод), наведенных физических полей, изменения состояния криолитозоны; 6. Разработка научных основ рационального использования и охраны водных, воздушных, земельных, биологических, рекреационных, минеральных и энергетических ресурсов Земли; 10. Исторические (палеоэкологические и палеоклиматические) реконструкции и прогноз современных изменений природы и климата; 14. Научные основы организации геоэкологического мониторинга природнотехнических систем и обеспечение их экологической безопасности, разработка средств контроля состояния окружающей среды.

Структура и объем диссертации. Диссертационная работа состоит из введения, 8 глав, заключения и списка литературы. Рукопись изложена на 420 страницах машинописного текста, включающего 238 рисунков и 23 таблицы.

Список литературы состоит из 615 источников, в том числе 333 (54%) на иностранных языках.

Благодарности. Я выражаю глубокую искреннюю благодарность моим учителям и наставникам главному научному сотруднику ИППЭС КНЦ РАН, профессору, д.г.н., Даувальтеру Владимиру Андреевичу за научное руководство, совместное обсуждение результатов исследований озер, поддержку и ценные советы при выполнении диссертационной работы и директору ИГ КарНЦ РАН, д.г.-м.н. Светову Сергею Анатольевичу за веру в меня и поддержку с первого дня работы в науке.

Также за совместные экспедиции, аналитические работы, обсуждение полученных результатов и просто поддержку я признателен своим коллегам из Института геологии Карельского научного центра РАН (Петрозаводск), а именно к.г.н. Шелеховой Татьяне Станиславовне, Гоголеву Максиму Александровичу, Утицыной Валентине Леонидовне, Эховой Марине Валерьяновне, Парамонову Арсению Сергеевичу, к.ф.-м.н. Бурдюху Сергею Васильевичу, Прокоповичу Павлу Федоровичу, Терновому Анатолию Николаевичу, Бубновой Татьяне Петровне и Дьяковой Эльвире Михайловне, коллегам из Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН (Апатиты), а именно к.б.н. Денисову Дмитрию Борисовичу, Черепанову Александру Александровичу, к.г.-м.н. Гузевой Алине Валерьевне, Малышевой Марии Борисовне, к.т.н. Елизаровой Ирине Рудольфовне, к.г.н. Кудрявцевой Любови Павловне, Летуновской Екатерине Александровне, Косовой Анне Львовне, Вокуевой Софье Ильиничне, к.б.н. Вальковой Светлане Александровне, к.б.н. Терентьеву Петру Михайловичу, к.г.н. Постевой Марине Алексеевне, Адамской Полине Николаевне, директору Южно-Уральского федерального научного центра минералогии и геоэкологии УрО РАН (Миасс) д.г.-м.н. Удачину Валерию Николаевичу и заведующей отделом биогеохимии и экологии ГЕОХИ РАН (Москва) д.б.н., член-кореспонденту РАН Моисеенко Татьяне Ивановне.

Особенную благодарность я хочу выразить своим родителям Слуковским Ивану Захаровичу и Татьяне Степановне, родным и друзьям.

ГЛАВА 1. ГЕОХИМИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, КАК МАРКЕР СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА (ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР)

1.1. Современные отложения озер: понятие, типы, экологическая значимость

Озера – это часть гидросферы, они представляют собой естественные или искусственные водоёмы, заполненные в пределах озёрной котловины водой и не имеющие прямого соединения с морем. В мире насчитывается более 300 миллионов озер площадью >0.001 км^2 [The global abundance…, 2006]. К такой цифре пришла международная группа исследователей, опираясь на ранее известную статистику о числе озер на Земле и математическое моделирование. В другой работе, где лимнологи, считая озера, опирались на спутниковые снимки высокого разрешения, было установлено, что на планете ~117 миллионов озер размером от 0.002 км^2 [Verpoorter et al., 2014]. Следует отметить, что озера площадью от 0.001 до 0.002 км^2 в данном работе «потерялись», так как разрешающая способность метода дистанционного зондирования не позволяет учесть и их. Это, если верить методу экстраполяции [The global abundance…, 2006], почти 150 миллионов озер. Кроме того, при любом из двух методов подсчета не будут учтены подледные озера мира. В настоящий момент в Антарктиде, где сосредоточено почти 90% таких водоемов, их насчитывается 675 [Livingstone et al., 2022].

Больше всего озер (Рис. 1.1), если говорить об отношении их суммарной площади к площади территории (то есть понятии «озерности») насчитывается в Канаде (больше половины озер мира площадью >0.1 км^2), в Скандинавских странах и в России [Messager et al., 2016]. В нашей стране по разным оценкам от 2.8 до 3.9 миллионов озер [Filatov, Gronskaya, 2012]. При этом следует заметить, что эта цифра наверняка должна быть больше. Учитывая, сколько всего озер посчитано для всего мира (более 300 миллионов) [The global abundance…, 2006], в России должно быть несколько десятков миллионов озер.

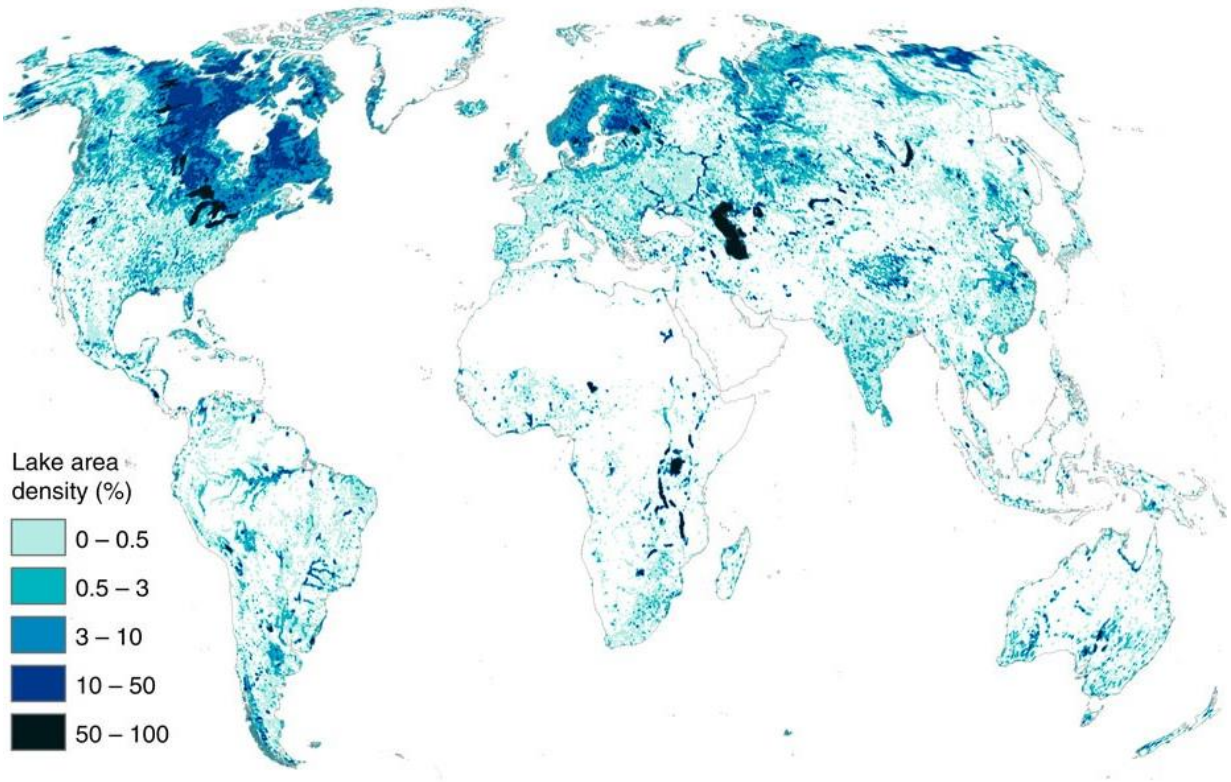


Рисунок 1.1 – Карта озерности мира, составленная в рамках проекта HydroLAKES [Messager et al., 2016]

Большинство (до 99%) озер в России, как и во всем мире, это – небольшие водоемы с площадью менее 0.01 км^2 [Рянжин, 2005]. Около 80% озер нашей страны сосредоточено в ее азиатской части [Измайлова, Корнеенкова, 2020]. Особенно много озер в Арктической зоне, вдоль побережья Северного Ледовитого океана [Румянцев и др., 2018]. Например, в Мурманской области насчитывается более 100 тысяч озер, в Ямало-Ненецком АО – более 350 тысяч озер, а в Республики Саха (Якутии) – более 700 тысяч озер [Filatov, Gronskaya, 2012]. Среднее значение озерности территории России равно 2.3%. Как видно из рисунка 1.2 озерность меняется от региона к региону страны. Самый большой средний показатель озерности (13.6 %) приходится на Карело-Кольский регион, относящийся к северо-западной части России [Измайлова, Корнеенкова, 2020]. Это связано и с тем, что здесь расположены два самые крупные озера Европы (Ладожское и Онежское), и с тем, что в Карелии и Мурманской области широко распространены малые озера ледникового происхождения.

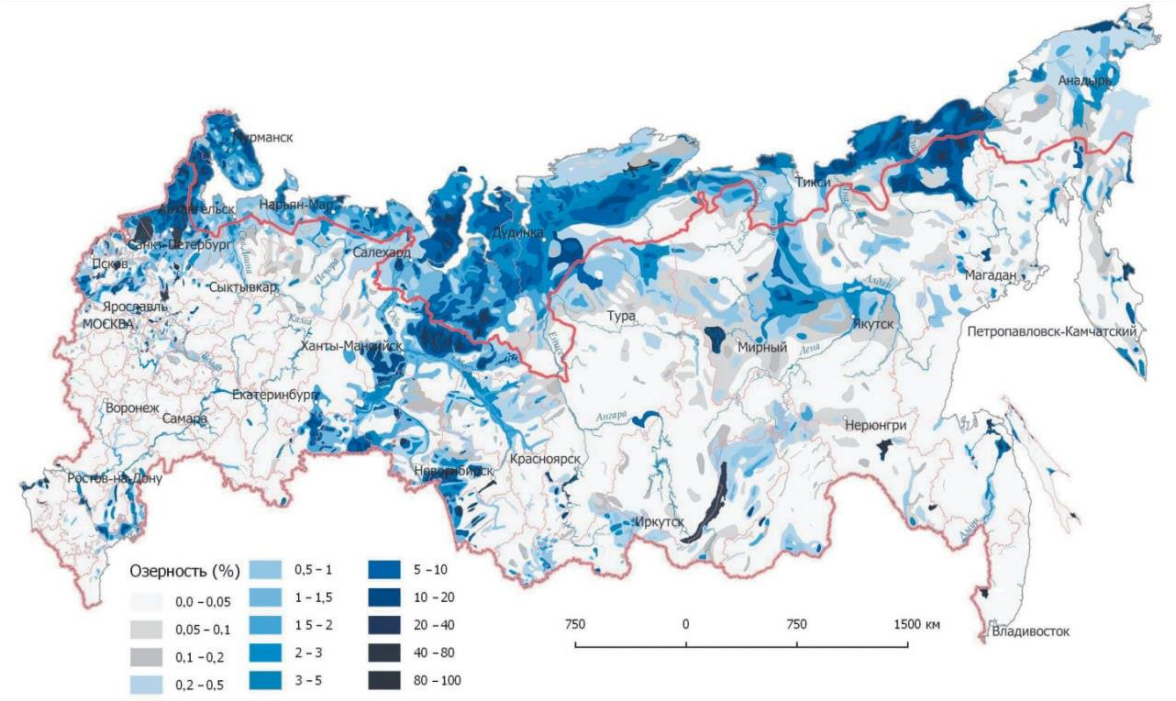


Рисунок 1.2 –Карта естественнойозерности Российской Федерации [Румянцев и др., 2018]

Ключевые функции любых озер заключаются в регулировании речного стока и накоплении воды. При этом в подавляющем большинстве озер в ходе их жизни и развития накаливаются также донные отложения. Их образование (седиментация или осадконакопление) – обычный процесс для озера на стадиях мезотрофии (озерной молодости) и эвтрофии (зрелости водоема), когда в районе озера активно разрушаются берега (эрозия) и усиленно развивается и отмирает биота [Lake sediment…, 1991; Эдельштейн, 2014]. На схеме (Рис. 1.3) показаны основные пути, по которым вещество разного генезиса попадает в озера, формируя донные отложения. Весь материал, слагающий отложения озер, делится на автохтонный (образующийся внутри водоема) и аллохтонный (поступающий из вне), а также на терригенный или минеральный (продукты разрушения объектов неживой природы) и биогенный (остатки живых организмов и продукты их жизнедеятельности). Таким образом, донные отложения озер – это сложная смесь автохтонных и аллохтонных материалов, как минерального, так и органического происхождения, образовавшихся в пределах озерной котловины в результате климатических, гидрологических, механических, физических, химических, биологических и других процессов, происходящих в самом озере и за его пределами.

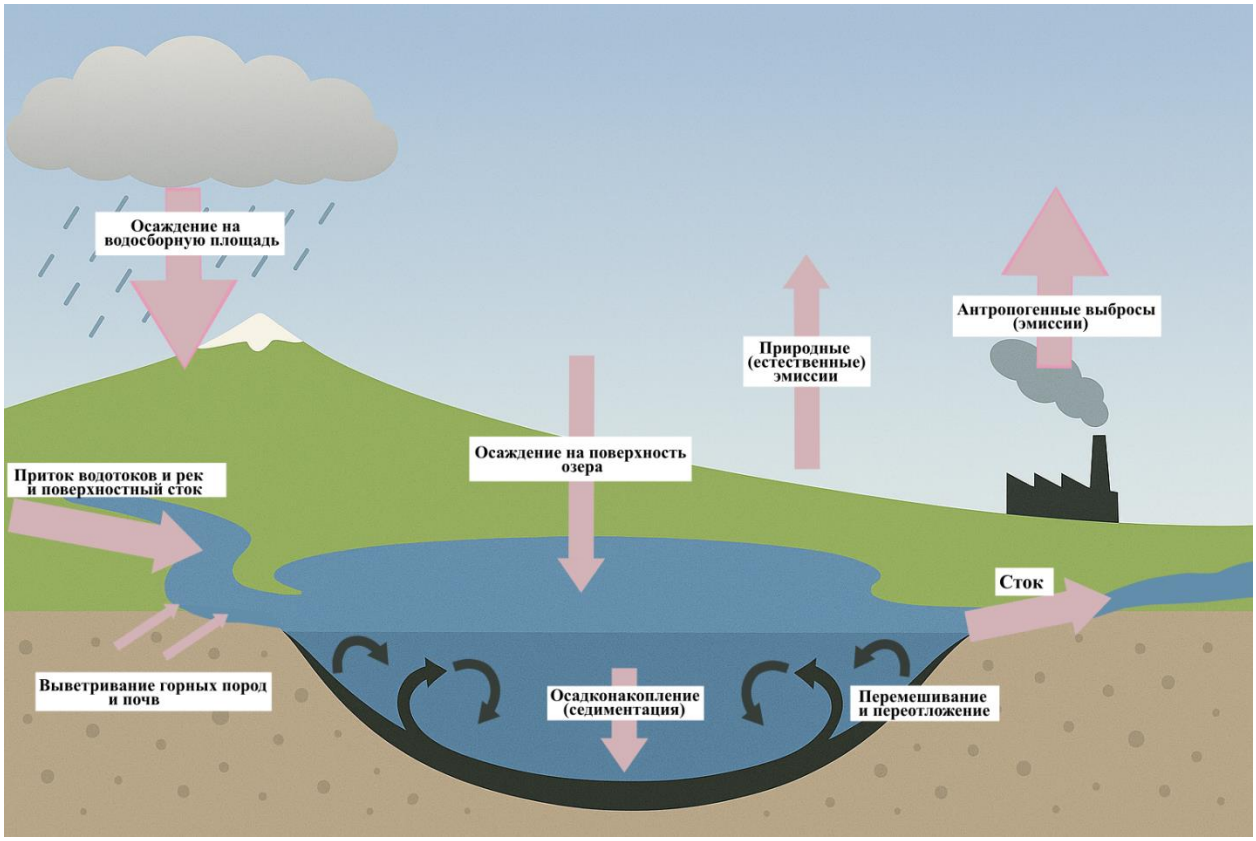


Рисунок 1.3 – Общая схема поступления различных веществ от разных источников в озера их отложения (автор М.А. Шестаков)

Донные отложения при нормальных условиях образуются на протяжении всей жизни озера. Завершающей стадии развития водоема (то есть его смерти и превращении в болото) часто сопутствует повышение уровня донных отложений до границы вода-воздух. Это можно идентифицировать как заиление озера. В дальнейшем на слое отложений (ила) будет накапливаться торф, другие типы осадочных образований или аккумуляция прекратится вовсе. Однако под донными отложениями озер не обязательно понимаются только те минеральные и органические материалы, которые образовались в течение всех стадий развития озера. Часто под понятие «донных отложений озер» попадают также образования, которые появились на месте того или иного водоема до его рождения. К примеру, донные отложения озер ледникового происхождения вблизи береговой линии Белого моря сохраняют под слоем пресноводных осадков морские отложения из-за перемещения границы Белого моря в постледниковое время [Колька и др., 2013].

Приведенный выше пример демонстрирует длительную историю образования донных отложений, которые могут образовываться и накапливаться в озерах несколько тысяч лет и даже дольше. Исходя из геологической истории такие отложения можно квалифицировать, например, как кайнозойские [Кашик, Ломоносова, 2006] (до 66 миллионов лет), а также

более узко – четвертичные [Беляев и др., 2021] (до 2.58 миллионов лет) или голоценовые отложения [Субетто, 2009] (до 11.7 тысяч лет). При геоэкологических работах, связанных с озерами и всеми их компонентами, часто используется термины «современные донные отложения» и «современная седиментация/осадконакопление» и их англоязычные аналоги [Yuretich, 1979; Опекунов, 2004; Митяев и др., 2005; Wennrich et al., 2013; Страховенко и др., 2018]. Не всегда в таких работах характеристика «современных отложений» подкреплена определенными значениями их возраста. Важную роль в данном случае имеет намерение авторов оценить вклад/влияние антропогенных факторов на озера и их донные отложения. Диапазон возраста может быть довольно широк: от начала новой эры до наших дней [Escobar et al., 2013; Delile et al., 2014]. Однако обычно возраст таких отложений не превышает 300 лет, а мощность слоя может варьировать от нескольких десятков сантиметров до метра. При этом, к современным отложениям озер могут без проблем применяться любые классификации, разработанные для озерных отложений в широком смысле этого понятия. Следует также отметить, что часто современные отложения называют поверхностными, подчеркивая малую глубину их залегания и непосредственный контакт с водой [Büttner et al., 1998; Гелетий и др., 2005].

С учетом того, что основные компоненты донных отложений – это частицы пород водосбора (минеральная составляющая) и органическое вещество, то по их соотношению в осадках можно судить о том или ином типе донных отложений. Среди современных (поверхностных) распространены органические (содержание органического вещества >70 %), минеральные или силикатные (содержание породообразующих элементов (Si, Al, Ti и др.) > 70 %), смешанные, включая железистые (содержание окислов Fe>10 %), карбонатные (содержание окислов Ca>8 %) и другие типы донных отложений [Минерально-сырьевая…, 2006; Страховенко, 2011]. Почти все верхние слои современных отложений озер сильно обводнены, что является следствием постоянного контакта с водной толщей.

Крайне распространенным типом современных донных отложений малых и средних озер (особенно северных регионов России) являются сапропели (в переводе с греческого – гниющий ил (Рис. 1.4)). В международной научной литературе более распространен термин «гиттия» (Gyttja) [Stankevica et al., 2016]. Сапропели в озерах могут достигать мощности 9 м. Они представляют собой коллоидную мягкую и жирную массу коричневого, иногда почти черного или оливкового цвета, содержащую в природных условиях 70–90 % воды. В составе органической части сапропелей может содержаться до 40–50

% углерода, 6–7 % водорода, 34–44 % кислорода и до 6 % азота [Яковлев, 1954].



Рисунок 1.4 – Сапропели в кернах донных отложений разных озер Карелии (фото Т.С. Шелеховой)

Органическое вещество сапропелей состоит не только из образований самого озера (автохтонное органическое вещество), но и пополняется за счет поступлений с водосборной площади водного объекта. Накопление минеральных веществ происходит за счет выпадения из раствора кристаллических солей под влиянием геохимических процессов и в результате

жизнедеятельности водных организмов. Кремнистые створки микроскопических водорослей (диатомеи) вместе с растительными остатками образуют диатомовый сапропель, озерная известь – известковистый сапропель, окислы железа – железистый сапропель. В итоге сложных физических, химических и биологических процессов сапропель, помимо основных компонентов, оказывается обогащенным Ca, Fe, N, P, различными микроэлементами (Co, Mn, Cu, Zn и др.) и физиологически активными веществами (каротин, витамины, биостимуляторы, ферменты) [Минерально-сырьевая…, 2006].

Сапропели являются ценным агрохимическим полезным ископаемым и после соответствующих исследований их химического состава могут использоваться в качестве органического удобрения и мелиоранта почв [Синькевич, Экман, 1995; Страховенко и др., 2019]. Сапропелевые отложения активно изучались в нашей стране с начала 20 века с разной интенсивностью работ в разные периоды. В СССР даже существовали специальный «Сапропелевый комитет» под руководством В.И. Вернадского и Сапропелевый институт [Страховенко и др., 2014].

По разным оценкам в России запасы озерного сапропеля оцениваются от 38 до 250 млрд. $м^3$ [Штин, 2005]. Одним из перспективных направлений применения сапропеля и/или сорбционных материалов на его основе является детоксикация разного рода поллютантов в почвах, почвогрунтах, воде и других средах, загрязненных тяжелыми металлами и другими экологически опасными веществами [Кирейчева, Хохлова, 2004; Avdeeva, Kovalenko, 2012; Иванов и др, 2014]. Богатые биологически активным веществами, в том числе двухвалентным железом, сапропели могут использоваться в качестве целебных, бальнеологических грязей, например железистые сапропели озера Габозеро, используемые в санаториях «Марциальные воды» (Кондопожский р-н РК) и «Белые ключи» (г. Петрозаводск), а сапропель озера Опогра (Архангельская область) в санатории «Беломорье», расположенном рядом с водоемом. На фото (Рис. 1.5) показана установка для отбора отложений озера Опогра на фоне самого водоема.



Рисунок 1.5 – Озеро Опогра (Архангельская область) и установка для отбора сапропеля (фото З.И. Слуковского)

Органические отложения и сапропели чаще всего залегают в верхних слоях разрезов донных отложений озер. Нижние части разрезов могут быть представлены минеральными (силикатными) отложениями. С другой стороны, такой тип отложений (особенно в горной местности, в тундре и в арктических пустынях) может преобладать по всему разрезу донных осадков [Страховенко, 2011]. Среди минеральных отложений следует выделять глины (в том числе особый тип – ленточные глины (Рис. 1.6)), алевриты и пески.

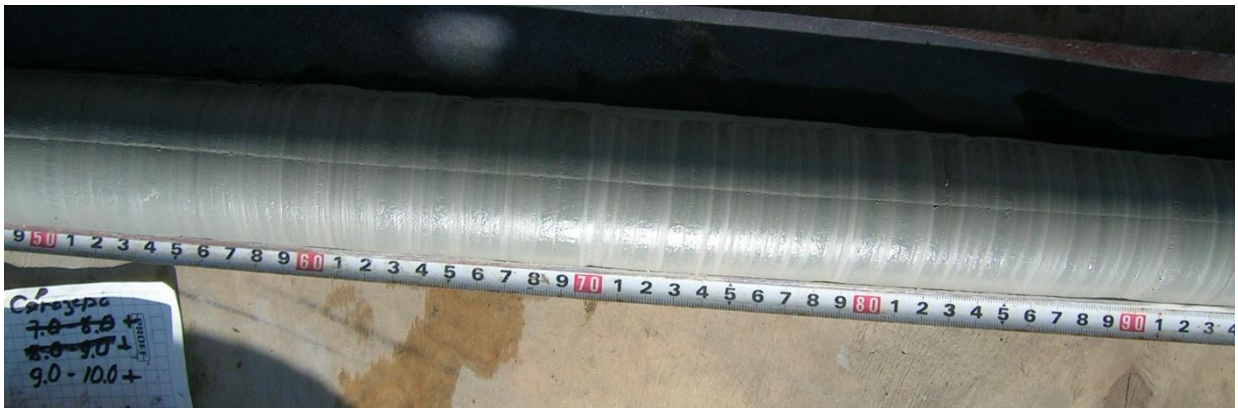


Рисунок 1.6– Часть керна с ленточными глинами в донных отложениях оз. Сяргозеро (Республика Карелия), фото Т.С. Шелеховой

К современных отложениям озер также относятся и другие (иногда довольно специфические) типы осадков: диатомиты, состоящие более чем на 50% из кремнистых, опаловых раковин микроскопических диатомовых водорослей, озерный торф, гажу, состоящую из известковых частиц, и озерная руда [Демидов, Шелехова, 2006]. Последний тип представляет собой скопление бурого железняка – лимонита в виде шариков, лепешек, монет (Рис. 1.7). Встречается в рассеянном состоянии в песках, сапропелях и других донных осадках. Отложение руды связано с широко распространенным почвенным подзолообразовательным процессом, во время которого вымываемые из почв железо и алюминий поступают в озера в виде бикарбоната закиси железа, сульфата окиси железа, сульфидов закиси и окиси железа с органическими кислотами и в форме гидрозоля окиси железа и алюминия. В озерной воде под действием грибов, бактерий и низших водорослей происходит распад бикарбонатов, выпадение нерастворимой гидроокиси железа и коагуляция гидрозолей в гели, а из сульфатов и сульфидов железа выделяется гидрат окиси железа. При этих процессах отлагается озерная руда – лимонит ($Fe_2O_3*H_2O$) с примесью фосфора, марганца и минеральных зерен. Озерные руды на Севере России, особенно в пределах Фенноскандинавского кристаллического щита, распространены весьма широко [Даувальтер, Ильяшук, 2007]. С начала XVIII века они использовались в металлургической промышленности, благодаря которой возник г. Петрозаводск (столица Республики Карелии).



Рисунок 1.7 – Озерная железная руда (фото взято на ar.culture.ru)

Основной функцией донных отложений озер является аккумуляция вещества и энергии. По сути, донные отложения озер являются вмещающей средой (геохимическим барьером) на пути миграции вещества и энергии от источника на водосборе или в атмосфере до самого водоема [Сает и др., 1990]. С учетом наличия разных типов донных отложений выполнение ими аккумулирующей функции может происходить с разной интенсивностью и качеством. Известно, что наличие большого количества органического вещества в озерных осадках может способствовать активному накоплению и фиксации микроэлементов, в том числе загрязнителей, учитывая существенный потенциал гуминовых кислот донных отложений к комплексообразованию [Guzeva, 2022]. Также коллекторами микроэлементов, в том числе тяжелых металлов, в донных отложениях водоемов служат глинистые минералы (или пелитовые частицы), оксиды и гидрооксиды железа и марганца [Horowitz, 1991; Даувальтер, 2012]

Таким образом, через отложения озер реализовывается одна из их экологических функций – самоочищение озер от поступающих извне веществ, в том числе антропогенного происхождения [Эдельштейн, 2014]. Это в свою очередь крайне важно для всей водной экосистемы, учитывая, что донные отложения пресноводных объектов часто являются объектами вторичного загрязнения, так как их буферная способность лимитирована [Linnik, Zubenko, 2000; Ларина и др., 2015; Опекунов и др., 2024]. Например, экспериментальные исследования с загрязненными отложениями озер Литвы показали, что из осадков обратно в воду в определенных концентрациях высвобождаются нитриты, нитраты, фосфаты и общий N [Česonienė et al., 2019]. В другом исследовании, проведенном на примере загрязненных озер и рек Канады, сказано, что геохимическими агентами вторичного загрязнения водных объектов являются Zn и Cd, которые хуже связываются с органическим веществом по сравнению, например, с Cu [Jackson, 1978].

Экологическая значимость донных отложений озер и важность их изучения связаны также с тем, что они являются местообитанием для живых организмов (бентосом) и средой, активно контактирующей с водой, где обитают другие представители биоты (планктон, рыбы). От качества (состояния) донных отложений и изменений в них напрямую или опосредованно зависит состояние указанных представителей водной флоры и фауны. Бентосные организмы давно стали важной частью мониторинга качества озер и их донных отложений (особенно, современных слоев осадков) [Балушкина, 1976; Wiederholm, 1980; Use of benthic…, 2007]. Отдельные представители бентосных сообществ могут не только чутко реагировать на те или иными изменения, включая изменения антропогенного характера, в среде

донных отложений, но и накапливать загрязняющие вещества (например, тяжелые металлы) [Arslan et al., 2010; Lavoie et al., 2012; Tao, 2012; Zhu et al., 2016]. Последнее ведет к миграции поллютантов дальше – по трофическим цепям экосистемы озера, принимая во внимание тот факт, что бентос является кормовой базой для рыб [Моисеенко, 2015; Попов и др., 2015; Zubova et al., 2020]. Следовательно, загрязнители потенциально могут поступать в их организм тоже.

Также важно отметить, что, качество отложений озер и самих водоемов играет роль во взаимодействии этих природных объектов с человеком, который может использовать озера для получения полезных ресурсов (в виде воды и сапропелей) или в рекреационных целях (купание (Рис. 1.8), рыбалка, отдых на берегу). В городских районах, являясь частью урбоэкосистемы, озера и все их компоненты выполняют множество дополнительных функций, включающих социально-экономическую, эстетическую, научно-образовательные и другие функции [Naselli-Flores, 2008; Persson, 2012]. Ухудшение качества отложений и озер в населенных пунктах и вблизи них приводит к сложностям во взаимодействии их с человеком, к невозможности выполнения городских озер своих функций и даже к рискам для здоровья и жизни людей. Таким образом, в комплексе с другими компонентами водных экосистем, отложения озер крайне важны для изучения, особенно в свете растущего населения Земли и увеличения доли урбанизированных территорий по всему миру.

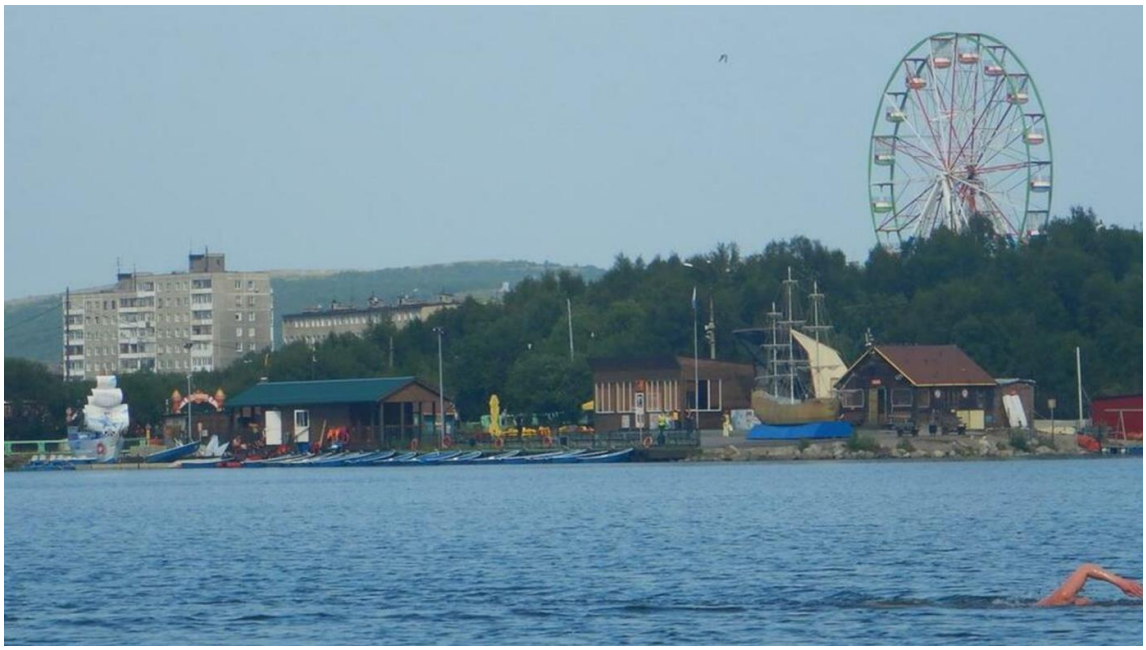


Рисунок 1.8 – Городское озеро Семеновское, город Мурманск (фото З.И. Слуковского)

1.2. Индикационные возможности химического состава донных отложений при геоэкологических исследованиях озер (общемировой опыт исследований)

Донные отложения озер, являясь геохимическим барьером, могут служить индикаторами различных процессов, которые происходили или происходят в самом озере и за его пределами. Учитывая, что донные отложения озер – это осадочные породы, то к ним применимы многие подходы из литологии и литологической геохимии. Согласно работе [Юдович, Кетрис, 2011] можно выделить основные факторы, влияющие на процесс седиментогенеза и формирования химического состава озерных осадков. К ним относятся петрофонд (то есть состав пород водосборной площади), климат, ландшафт, тектонические процессы, гидрологические условия и влияние биоты. Причем зачастую проявляются сразу несколько или даже все указанные факторы, что делает интерпретацию геохимических данных, полученных для донных отложений озер, непростой задачей.

Исследования большого массива данных по геохимии современных отложений озер Сибири показали, что, например, в осадках озер степной зоны накапливается большее содержание Li по сравнению с отложениями озер тундровой, горностепной и горно-таежной зон [Страховенко, 2011]. С другой стороны, отложения горно-таежной зоны имеют повышенные (даже аномальные) содержания U по сравнению с отложениями озер других изученных природных зон. Ландшафт, петрофонд и климат оказывают влияние на формирование гумусо-железисто-кремнистых отложений (концентрации оксида Fe достигают 40%) в южной части Республики Карелии в озерах, расположенных на заболоченном водосборе и имеющих развитую литораль [Белкина, 2021]. Здесь также хорошо проявляется то, что эти озера приурочены к крупной Fe-Mn-провинции, охватывающей большую часть территории Северо-Запада России.

Многочисленные работы показывают, что на фоновых территориях, таких, где нет прямых источников антропогенного воздействия, отложения озер отражают уровень накопления тех или иных элементов в породах водосборной площади [Tylmann et al., 2011; Budakoglu et al., 2015; Varol et al., 2020; Ghani, Shreadah, 2021]. С другой стороны, геологический фактор может сказываться на образовании геохимических аномалий (то есть повышенных концентраций элементов по сравнению с фоном или средним содержанием в породах) в донных отложениях озер, если вблизи есть рудопроявления и/или месторождения тех или иных элементов. Например, природные аномалии Mo были обнаружены при исследовании отложений озера Каунтс (Британская Колумбия, Канада). Из-за близости к водоему месторождения Mo-порфира

концентрация этого металла достигает в озерных осадках концентрации 165 мг/кг при уровне регионального фона 1-2 мг/кг [Cook, 2000]. Отмечается, что современные отложения можно использовать в поисковых геологических исследования с целью локализации ареолов рассеяния тех или иных металлов и выявления месторождений [Rogers et al., 1990]. Геологический след при послойном анализе химического состава донных отложений озер можно также обнаружить при анализе катастрофических явлений, происходивших на водосборе или даже вдали от водного объекта. Так повышенные концентрации Ni, Cr, Cu, Ir и Pt в керне голоценовых отложений озера Медведевского (Республика Карелия) возможно, как предполагают ученые, имеют отношение к падению метеорита в данной местности [Андроников и др., 2014].

В тоже время, несмотря на влияние различных факторов на геохимию озерных отложений, при геоэкологических исследованиях большое значение имеет оценка антропогенного воздействия на озера и их донные отложения [Yao, Gao, 2007; Machowski et al., 2019]. В классической литологии этот фактор малозначим, так как в ней делается акцент на древние геологические образования. При формировании современных донных отложений озер, особенно когда речь идет о временном промежутке в два-три последних столетия, влияние человека может оказывать, если не ключевое, то весьма весомое значение для их геохимических особенностей. Учитывая растущий интерес к природоохраной тематике последние несколько десятков лет, а также развитие аналитических возможностей ученых, работы по оценке содержания химических элементов, в том числе из группы тяжелых металлов [Förstner, 1976], в донных отложениях озер появляются в большом количестве каждый год, как в нашей стране, так и во всем мире. Следует отметить, что в русскоязычной научной литературе к отложениям пресноводных водных объектов (чаще всего, правда, рек) применяется термин «техногенные илы», в котором подчеркивается роль антропогенного фактора в формировании геохимических особенностей современных донных отложений [Сает и др., 1990; Опекунов, 2004; Янин, 2018]. Подчеркивается, что техногенные илы, в которых регистрируются аномально высокие по сравнению с фоном концентрации многих химических элементов и веществ, – это «основная арена развития техногенных потоков рассеяния химических элементов».

Исследования содержания тяжелых металлов в современных донных отложениях озер проводились и проводятся на всех континентах Земли [Niu et al., 2020]. Отмечается, что самые высокие концентрации большинства этих загрязнителей установлены в осадках озер Северной Америки. Особенно это касается таких элементов, как Pb, Cd, Cr и Zn (Рис. 1.9). В гораздо меньшей степени, согласно обзору исследований озер с 1970 по 2018 годы, тяжелыми

металлами загрязнены отложения озер Африки и Азии. Однако в последние годы наблюдается всплеск исследований, связанных с загрязнением озерных экосистем в Азии, особенно, в Китае [Xu et al., 2017]. Ключевыми источниками поступления тяжелых металлов в озера мира и их донные отложения являются промышленные выбросы, в первую очередь, выбросы от горнодобывающих и перерабатывающих предприятий [Zhou et al., 2020]. В последние десятилетия существенную роль в загрязнении озер мира тяжелыми металлами играют сбросы (вероятно, неконтролируемые) бытовых отходов [Niu et al., 2020]. Например, сбросы сточных вод долгое время являлись ключевым фактором обогащения современных донных отложений озера Эри (США-Канада) такими элементами, как Cd, Cu, Pb и Zn [Nriagu et al., 1979].

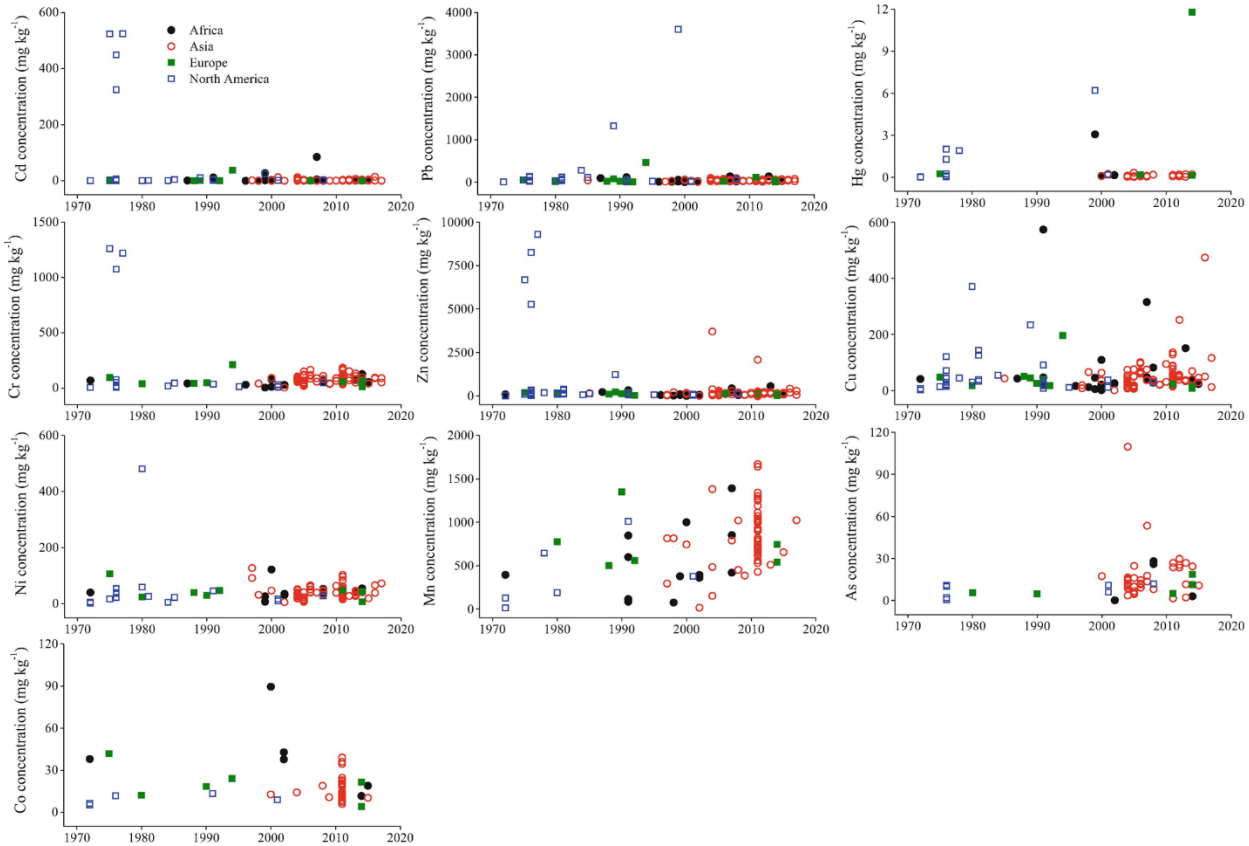


Рисунок 1.9 – Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях озер по континентам с 1970 по 2018 год (точки представляют собой среднее значение для одного озера за 1 год) [Niu et al., 2020]

Недавние исследования в Южной Америке показали, что современные отложения озер Перу, расположенных в зоне влияния предприятия по разработке залежей Zn и Pb в городе Серро-де-Паско, имеют повышенные концентрации многих тяжелых металлов и металлоидов (не только Zn и Pb) в самых верхних слоях отложений [Cooke, Abbott, 2008]. В первую очередь это

связано с пылевой нагрузкой, идущей от района открытой горной добычи полезных ископаемых. Максимальные концентрации Pb, Bi, Cd и Sb в изученных отложениях одного из озер Перу достигают примерно 2200 мг/кг, 70 мг/кг, 27 мг/кг и 14 мг/кг, соответственно, что многократно превышает природный (фоновый) уровень этих элементов в отложениях местных водных объектов.

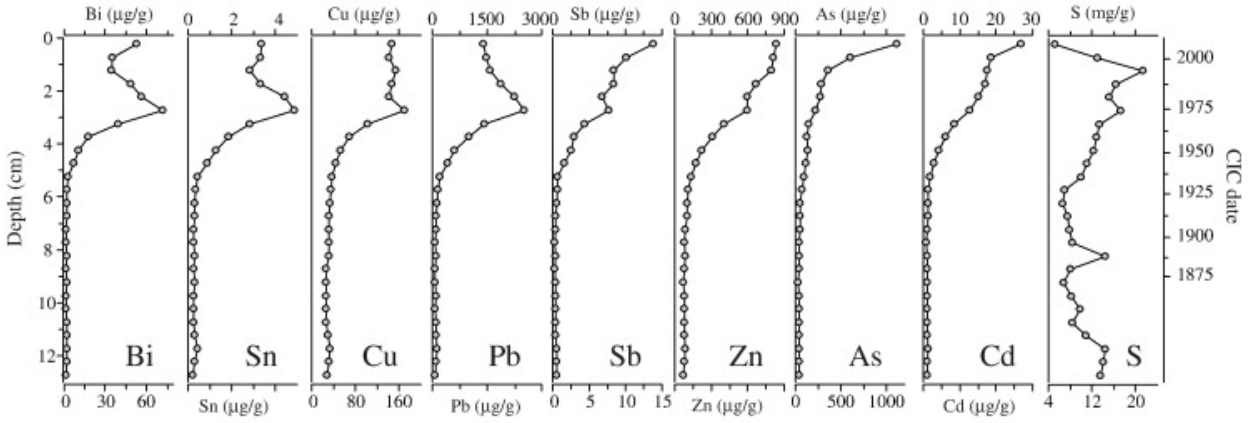


Рисунок 1.10 – Вертикальное распределение тяжелых металлов и других элементов в колонке отложений озера Пируакоча (Laguna Pirhuacocha), Перу, с учетом глубины керна и возраста изученных осадков [Cooke, Abbott, 2008]

В геохимической работе североамериканских ученых, проведенной на примере озер, расположенных вблизи месторождений нефтяных песков на Северо-Западе Канады, отмечается увеличение концентраций V и Ni в современных осадках, а также их тесная корреляция [Klemt et al., 2020]. В озере, расположенном на расстоянии менее 1 км от района добычи, коэффициенты обогащения V и Ni увеличились до 2.1 и 1.5, соответственно, относительно фона региона. Это указывает на ключевую роль деятельности горнодобывающего предприятия на химический состав озерных отложений [Kay et al., 2023]. Более ранние работы, проводившиеся также в Канаде, вблизи города Садбери, где функционировал металлургический завод, показывают, что предприятие повлияло на повышенные уровни накопления Ni, Cu, Pb и Zn [Nriagu et al., 1982]. В частности установлено, что озере Нельсон (Lake Nelson) содержание Ni достигает почти 2500 мг/кг, что в сотни раз выше фонового уровня этого металла для исследованного водоема (Рис. 1.11).

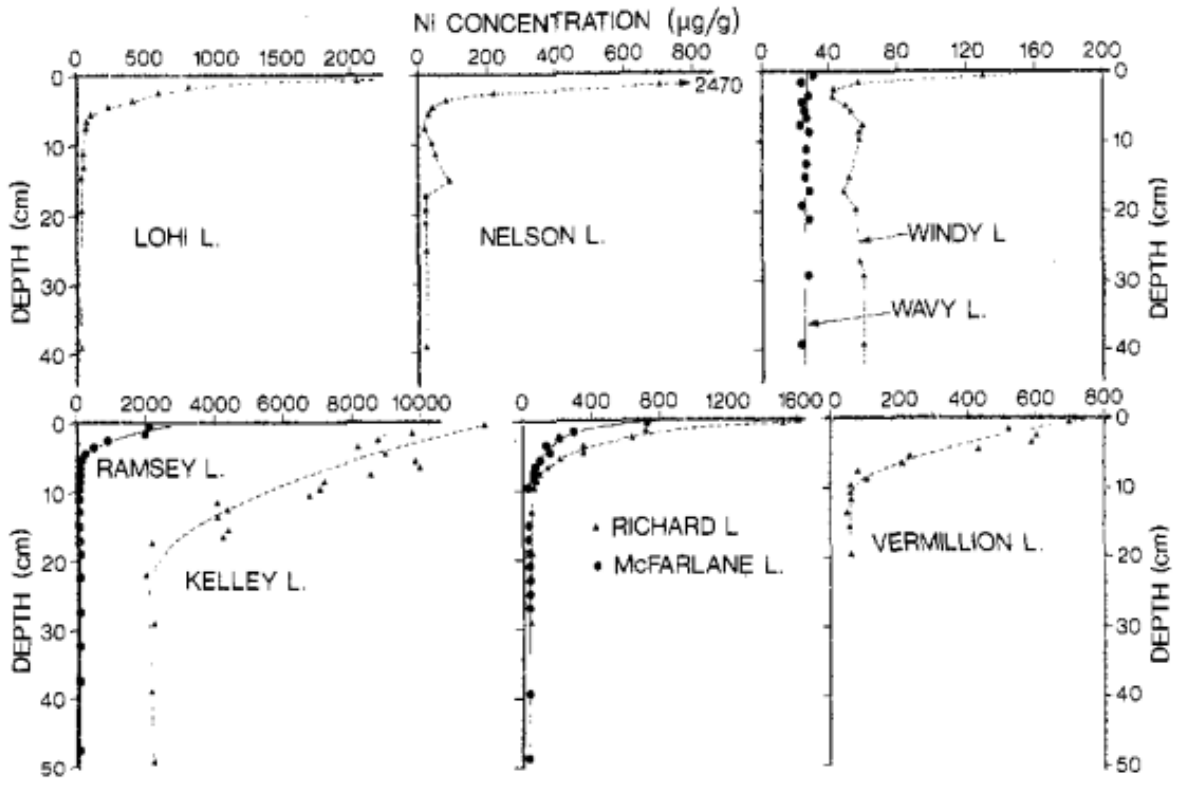


Рисунок 1.11 – Вертикальное распределение Ni в колонках донных отложений озер вблизи Садбери (Канада) [Nriagu et al., 1982]

Кроме промышленных предприятий разного профиля, существенным источником распространения в окружающей среде различных элементов и их аккумуляция в озерах является транспорт, в первую очередь автомобильный [Сает и др., 1990; Hwang et al., 2016]. Основным геохимическим агентом влияния выбросов от автомобильного транспорта на озерные отложения является Pb и его соединения, что связано с использованием тетраэтилсвинца $Pb(CH_3CH_2)_4$ в период с 1930-х годов по начало 2000-х по всему миру в качестве антидетонирующей присадки в бензин [Edgington, Robbins, 1976; Thomas, 1995; Komárek et al., 2008]. Например, в работе американских ученых показано, что содержание Pb в современных отложениях озер Боннет и Джексон (Lakes Bonnet and Jackson), Флорида, резко увеличивается в середине 20 века из-за выбросов автомобильного транспорта, работавшего на этилированном (то есть содержащем примесь Pb) бензине [Escobar et al., 2013]. Отмечается (Рис. 1.12), что максимальные концентрации Pb в отложениях изученных озер достигают примерно 70-100 мг/кг, что в несколько раз выше фоновых концентраций металла для обоих водоемов (около 15 мг/кг).

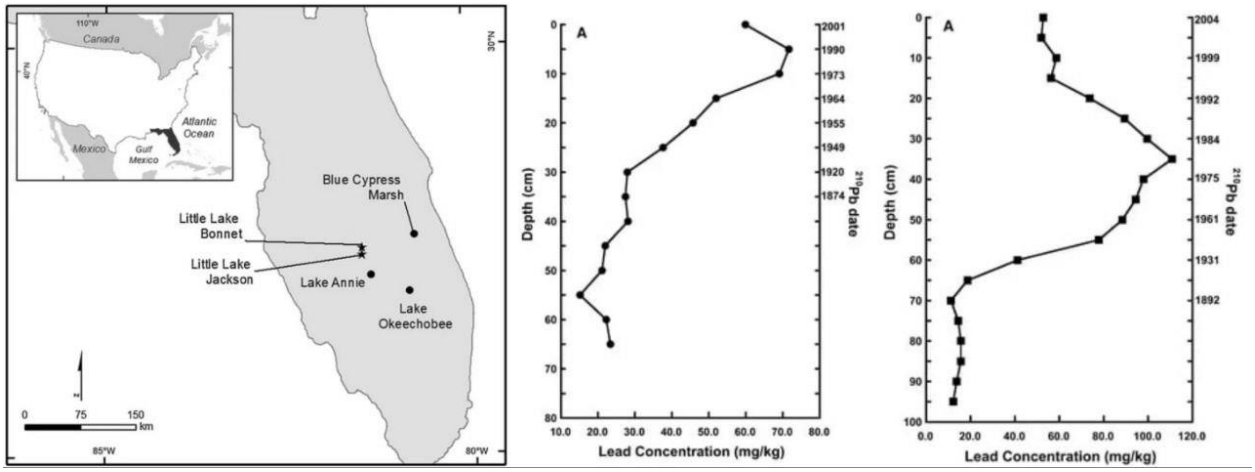


Рисунок 1.12 – Вертикальное распределение Pb в колонках донных отложений двух озер Флориды (США) с учетом глубины керна и возраста изученных осадков [Escobar et al., 2013]

Техногенные аномалии Pb, поступающего от выбросов автомобильного транспорта, чаще всего фиксируются в современных отложениях озер городов или районов, приуроченных к крупным транспортным развязкам. При этом отмечается, что от транспорта в окружающую среду и озера могут поступать и другие элементы, например, Cu, Zn, элементы платиновой группы [Hwang et al., 2016]. Вообще города, где часто сосредоточены различные источники антропогенного влияния (промышленность, транспорт, сельское хозяйство, бытовые стоки и т.д.) выступают как комплексные факторы, воздействующие на геохимические особенности озерных отложений. Так, в озерных осадках, изученных на примере городской агломерации Джамшедпур (Индия), установлено многократное превышение тяжелых металлов. В частности, выявлены аномально высокие содержания Pb (до 250 мг/кг), As (до 13 мг/кг), Cr (до 1111 мг/кг), Zn (до 1222 мг/кг) и Cd (до 15 мг/кг) [Kumari et al., 2018]. При этом важно отметить, что в Северной Америке и Европе, после снижения выбросов промышленных предприятий или их полного закрытия, отказа от Pb-содержащего бензина существует тенденция к уменьшению загрязнения городских озер и озер промышленно развитых районов. Например, в работе ученых из США установлено уменьшение концентраций Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni и Zn в колонках современных донных отложений более 30 озер городских районов вследствие указанных выше причин [Mahler et al., 2009]. Такое поведение загрязнителей также говорит об индикационных возможностях отложений озер фиксировать не только наличие того или иного типа антропогенного воздействия на озера, но и оценивать уровень снижения техногенного стресса на водные объекты и их донные отложения.

1.3. Краткий обзор палеолимнологических исследований техногенного влияния на озерные экосистемы России

Исследования пространственно-временных особенностей возникновения и развития озер, изменения их гидрологического, гидрохимического и биологического режимов, растительного и животного мира и смену экологических обстановок за период их существования под воздействием природных и антропогенных факторов на основе комплексного анализа осадочной толщи составляют базис науки палеолимнологии [Сапелко, Субетто, 2020]. Как уже было показано выше, палеолимнологический метод (метод палелимнологических реконструкций) для геоэкологического изучения озер позволяет не только оценить факт наличия антропогенного влияния на водоем или выявить тот или иной источник загрязнения, но оценить последовательность техногенной нагрузки на озеро и его отложения, основываясь на подробном (слой за слоем) изучении осадочных кернов озер, восстанавливая основные этапы антропогенного влияния на исследуемые водоемы и их окрестности [Håkanson 1984; Hosono et al. 2016; Marx et al., 2016]. Такие работы, безусловно, развиты в России. Особенно они актуальны для регионов с большой промышленной историей (Южный Урал, Мурманская область, Западная Сибирь) [Spiro et al., 2013; Страховенко, 2011; Даувальтер и др., 2015; Blyakharchuk et al. 2020]. Кроме того, важное значение для таких исследований имеет близкое расположение водных экосистем к непосредственным источникам антропогенных выбросов. Следовательно, палеолимнологические исследования либо невозможны, либо проводятся с трудом в регионах с небольшим количеством озер или в труднодоступных местах.

Для обзора в этой главе были использованы публикации, включая статьи, материалы конференций, книги и главы из книг. Основным критерием для использования публикаций было наличие данных об исследованиях колонок донных отложений озер мощностью до 1 м и с анализом послойного распределения химических элементов (в основном тяжелых металлов) и/или изотопов ^{210}Pb или ^{137}Cs в этих колонках. Другим критерием выбора публикаций было разделение недавних осадочных кернов исследователями на слои не более 5 см, с несколькими исключениями в 10 см. Опыт показывает, что более крупные слои не позволяют точно оценить влияние источников антропогенных выбросов на водную экосистему. Наилучший вариант – это разделение кернов на слои 1-2 см, однако исследования, где керны были разделены на слои 3-10 см, также были включены в обзор. Кроме того, обзор сосредоточился на изучении озерных экосистем, редкими исключениями были экосистемы водохранилищ. Такой выбор был обусловлен тем, что водоемы с

относительно стоячей водой лучше подходят для палеолимнологических реконструкций, так как осадочный материал не перемешивается, а, следовательно, накапливается более равномерно, что позволяет точно фиксировать различные изменения в водоеме и его водосборном бассейне. Данные также разделены на два раздела: индустриальные территории, где на водосборе озер есть прямые источники загрязнения, и фоновые районы.

1.3.1. Индустриальные территории (Урал и Мурманская область)

Челябинская и Мурманская области являются одними из наиболее промышленно развитых регионов России. В обеих областях расположены металлургические заводы по добыче и переработке медных и медно-никелевых руд. Также здесь имеется большое количество озер, подверженных значительному загрязнению из-за деятельности этих промышленных предприятий [Moiseenko et al., 1995; Даувальтер, 2012; Масленникова и др. 2014]. АО «Карабашмедь» (Карабашский медеплавильный завод) (город Карабаш, Рис. 1.13), производящий черновую Cu, работает в Челябинской области с 1910 года. В районе воздействия этого завода было проведено множество палеолимнологических исследований по оценке динамики загрязняющих веществ в водоемах. Например, анализ динамики поведения тяжелых металлов и стабильных изотопов ^{210}Pb в современных отложениях озера Серебры, расположенного в 4 км от Карабаша, показал повышенные концентрации Cu (до ~6000 мг/кг, в то время как фоновый уровень составляет около 50 мг/кг), Zn (до ~6000 мг/кг, фон ~70 мг/кг), Pb (до ~2000 мг/кг, фон ~20 мг/кг) и Mn (до ~1000 мг/кг, фон ~410 мг/кг) в верхних слоях по сравнению с нижними [Удачин и др., 2009; Spiro et al., 2013; Масленникова и др., 2014]. Увеличение концентраций этих металлов началось, согласно различным данным, на глубине 50-80 см, соответствующей началу работы завода. Средняя скорость осаждения в озере Серебры в промышленный период составила 4.8 мм/год [Удачин и др., 2009]. Однако более новые данные показывают, что это значение может быть выше - до ~9 мм/год (рассчитано на основе данных [Spiro et al., 2013]).



Рисунок 1.13 – Вид на Металлургический завод в г. Карабаш (Челябинская область), фото З.И. Слуковского

Похожие тенденции накопления тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Sb, Cd) наблюдаются в отложениях других озер, расположенных в районе воздействия Карабашского медеплавильного завода [Масленникова и др. 2014; Maslennikova et al., 2016]. Например, это хорошо продемонстрировано на примере озера Уфимское, расположенного в 7 км от завода (Рис. 1.14). Верхние слои отложений озера обогащены Cu (до 2341 мг/кг при фоновом уровне ~120 мг/кг), Zn (до 1256 мг/кг, фон ~54), Pb (до 1039 мг/кг, фон ~8), Sb (до 21 мг/кг, фон ~0,3) и Cd (до 13 мг/кг, фон ~0,4) [Масленникова и др. 2014]. Эти металлы тесно связаны с деятельностью медеплавильного завода. Другие элементы (например, V, Co, Li, редкоземельные элементы и т.д.) не имели подобной тенденции к увеличению в верхних слоях по сравнению с нижними, что указывает на то, что их происхождение в осадках не связано с антропогенным воздействием на водоем [Масленникова и др. 2014].

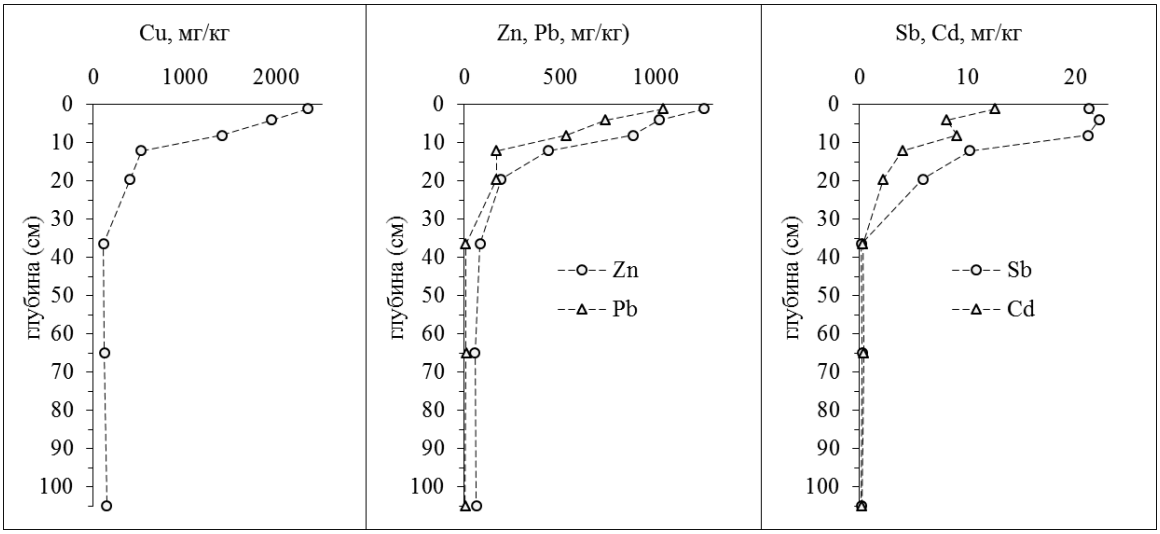


Рисунок 1.14 – Графики вертикального распределения тяжелых металлов в отложениях озера Уфимского, Челябинская область. Построено по данным из [Масленникова и др., 2014]

Ученые Института минералогии Уральского отделения Российской академии наук выявили аналогичную динамику накопления тяжелых металлов в озере Сырыткуль (~30 км от завода) и озере Тургояк (~40 км от завода) [Удачин и др., 2009; Maslennikova et al., 2016]. Однако общие значения концентраций Cu, Zn и Pb в верхних слоях осадков этих озер были ниже, чем в озере Серебряном и озере Уфимском. Было отмечено, что концентрация Cu достигала 800 мг/кг, Zn – 260 мг/кг, Pb – 200 мг/кг в осадках озера Тургояк, где скорость осаждения была 1.7 мм/год [Удачин и др., 2009]. Таким образом, наблюдается тенденция к снижению концентраций тяжелых металлов в осадках озер с увеличением расстояния до Карабашского медеплавильного завода. На севере Челябинской области, в 100 км от города Карабаша, концентрации Cu в современных осадках (0-16 см) озера Иткуль варьировались от 58 до 91 мг/кг, Zn – от 94 до 228 мг/кг, Pb – от 20 до 64 мг/кг [Масленникова и др., 2014]. Однако исследователи включают эти три элемента, а также Cd, Bi, Sb, Co и Te в антропогенную геохимическую ассоциацию изученных осадков озера Иткуль, так как наблюдается устойчивая тенденция к их повышенным концентрациям в верхних слоях по сравнению с фоновым уровнем.

Кроме того, на Урале (Республика Башкортостан) Cu, Zn, Co и Ni также были изучены в современных отложениях озера Большие Учалы, подверженного влиянию Учальской геотехнической системы (город Учалы) [Шафигуллина, Удачин, 2009]. Палеолимнологические исследования показали, что из-за массовых взрывных работ в карьере в 1970-80-х годах и аэрозольной пыли из обогатительной фабрики верхние слои осадков

возрастом ~40 лет озера Большие Учалы были обогащены Zn (до ~6000 мг/кг, в то время как фоновый уровень составляет ~100 мг/кг), Cu (до ~600 мг/кг, фон – ~200 мг/кг), Ni (до ~45 мг/кг, фон – ~27 мг/кг), Co (до ~15 мг/кг, фон – ~10 мг/кг) и Cd (до ~4 мг/кг). Ученые связывают эти процессы не только с работой шахты и обогатительной фабрики, но и с транспортными выбросами, что отражается в увеличении концентрации Pb (до ~70 мг/кг, в то время как фоновый уровень Pb в осадках озер Уральского региона составляет 21 мг/кг) в осадках этого водоема [Шафигуллина, Удачин, 2009].

Основными источниками загрязнения в Мурманской области являются два завода Кольской горно-металлургической компании (Кольская ГМК), расположенные в районе города Мончегорск – комбинат «Североникель» (центральная часть региона) и пгт Никель – комбинат «Печенганикель» (северо-западная часть региона, рядом с границей Норвегии и России) [Moiseenko et al., 1995]. Поскольку компания занимается добычей и переработкой медно-никелевого руды, основными загрязнителями близлежащих озёр являются тяжёлые металлы Ni и Cu. Оба комбината начали работать в 1930-х годах, что привело к значительной антропогенной нагрузке на наземные и водные экосистемы в окрестностях [Lyanguzova et al. 2016; Denisov et al. 2020; Zubova et al. 2020].



Рисунок 1.15 – Вид на Кольскую горно-металлургическую компанию, комбинат «Печенганикель» и озеро Куэтсъярви (фото З.И. Слуковский).

В районе Никеля палеолимнологические исследования антропогенной нагрузки на водные экосистемы в основном сосредоточились на озёрах, связанных рекой Паз (Пасвик). Крупнейшее озеро этой озерно-речной системы, на берегах которого располагается завод (Рис. 1.15) называется Куэтсъярви. Ученые Института проблем промышленной экологии СевераКНЦРАН проводят экологический мониторинг этого водоёма уже более 30 лет [Zubova et al., 2020]. Исследования показали, что верхние 10-15 см осадков озера Куэтсъярви были загрязнены тяжелыми металлами [Dauvalter 2003; Dauvalter et al., 2011]. Скорость седиментации в водоеме варьировалась от 1.5 до 3 мм/год в зависимости от исследуемого района озера [Dauvalter et al., 2011]. Увеличение концентрации Ni (до 4892 мг/кг, в то время как фоновый уровень составляет 32 мг/кг), Cu (до 1496 мг/кг, фон – 40 мг/кг), Zn (до 301 мг/кг, фон – 80 мг/кг), Co (до 184 мг/кг, фон – 16 мг/кг), Cd (до 3.14 мг/кг, фон – 0.10 мг/кг), Pb (до 45.7 мг/кг, фон – 6.6 мг/кг), As (до 59.3 мг/кг, фон – 2.6 мг/кг) и Hg (0.57 мг/кг, фон – 0.05 мг/кг) было отмечено на всех исследованных участках озера Куэтсъярви (Рис. 1.16), что связано с началом работы металлургического завода в 1930-х годах. В 2020 году выплавка была прекращена, что, вероятно, приведет к снижению антропогенной нагрузки на озеро. Однако из-за загрязнения почв вокруг водоёма тяжелыми металлами загрязнители продолжат поступать в Куэтсъярви.

Схожие тенденции накопления тяжелых металлов в верхних слоях осадков были отмечены и в других озёрах, расположенных в северо-западной части Мурманской области, а также в озёрах на севере Финляндии и Норвегии, также подвергавшихся воздействию Кольской ГМК (комбинат «Печенганикель»). Например, увеличенные концентрации Ni (до 373 мг/кг, тогда как фоновый уровень составляет 45 мг/кг), Cu (до 185 мг/кг, фон – 38 мг/кг) и Co (до 35 мг/кг, фон – 21 мг/кг) были обнаружены в верхнем слое осадков озера Бьёрневатн (Lake Bjørnevatn), расположенного примерно в 10 км к северу от металлургического завода [Даувальтер, 1998; Dauvalter, Rognerud, 2001]. Только верхние 4 см осадков были загрязнены тяжелыми металлами, что указывало на низкую скорость осаждения в этом водоеме (~1 мм/год). В общей сложности, на основе данных о распределении радионуклидов ^{137}Cs и ^{210}Pb в кернах осадков в области границ России, Финляндии и Норвегии, средние скорости осаждения варьировались от 0.65 до 3 мм/год [Даувальтер, 1998; Даувальтер и др., 2015]. В колонке донных отложений озера Раббватнет (Lake Rabbvatnet) (Норвегия), расположенного примерно в 40 км к северу от металлургического завода, концентрации Ni достигали ~250 мг/кг, Cu – ~300 мг/кг и Co – ~12 мг/кг, несмотря на расстояние [Dauvalter et al., 2015]. Как и в других исследованных озёрах, увеличение содержания упомянутых тяжёлых

металлов в осадках этого озера было найдено в слоях, датирующихся 1920-ми и 1930-ми годами, а максимальные концентрации были зафиксированы в 1970-80-х годах из-за наиболее интенсивной работы завода и самых высоких атмосферных выбросов загрязнителей в тот период. Влияние Кольской ГМК также было отмечено в озерах на севере Финляндии [Dauvalter, 1995]. Например, незначительное увеличение концентраций Ni (с ~14 до ~20 мг/кг) и Cu (с ~18 до ~23 мг/кг) было зафиксировано в верхних 2-3 см осадков озера Васикаярви (Lake Vassikajarvi) несмотря на то, что этот водоем расположен примерно в 150 км от непосредственного источника загрязнения. Поэтому, аналогично исследованиям в Челябинской области, палеолимнологические исследования в северо-западной части Мурманской области и в пограничной зоне показали тенденцию к снижению концентраций основных загрязнителей от металлургического завода в верхних слоях отложений озер с увеличением расстояния от промышленного предприятия.

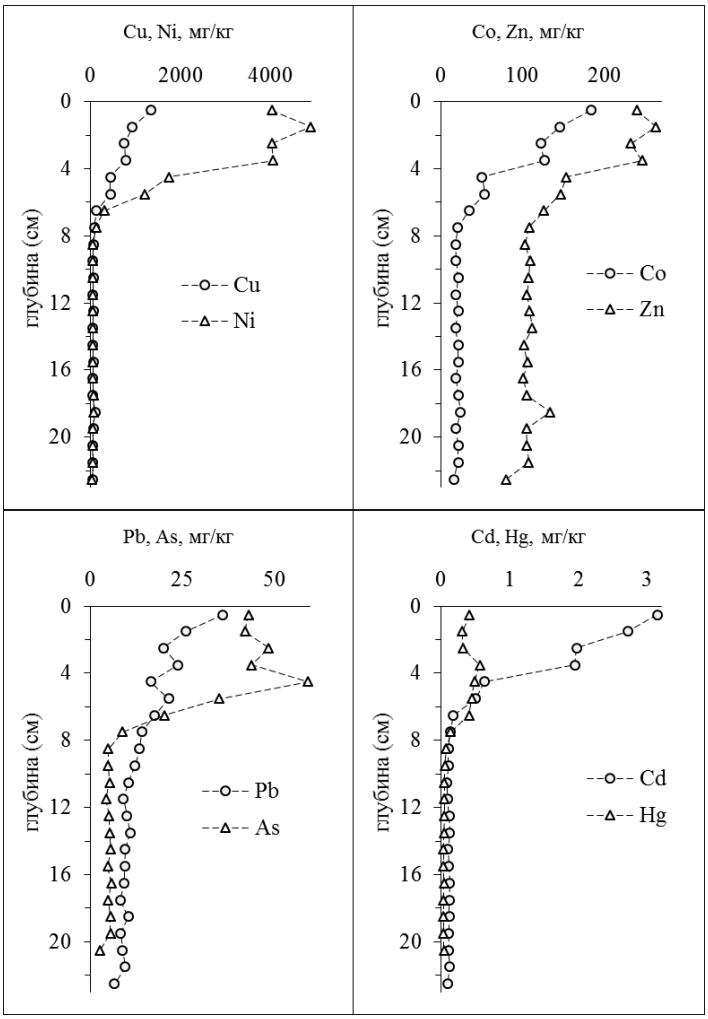


Рисунок 1.16 – Графики вертикального распределения тяжелых металлов в отложениях озера Куэтсъярви, Мурманская область. Построено по данным из [Dauvalter 2003; Dauvalter et al., 2011]

Негативное воздействие выбросов от второго комбината Кольской ГМК, расположенного рядом с городом Мончегорск, также было хорошо изучено на примере озер, включая озеро Имандра, которое является крупнейшим водоемом Мурманской области [Ilyashuk et al., 2003; Dauvalter et al., 2010]. Металлургический завод в Мончегорске (комбинат «Североникель») начал работать в 1930-х годах, перерабатывая медно-никелевую руду, и по массе эти элементы (Ni и Cu) являются основными загрязнителями местной окружающей среды. Одним из наиболее загрязнённых водоёмов этого региона является озеро Нудъявр, которое получает сточные и шахтные воды от комбината [Даувальтер, Кашулин, 2011]. Установлено, что в результате воздействия металлургического завода произошло увеличение концентраций Ni с 191 до 129916 мг/кг и Cu – с 34 до 22965 мг/кг в осадках (0-13 см). Также были отмечены увеличения содержания Co (до 1498 мг/кг, тогда как фоновый уровень составляет 12 мг/кг), Zn (до 376 мг/кг, фон – 19 мг/кг), Cd (до 18.8 мг/кг, фон – 0.1 мг/кг) и Pb (до 127.7 мг/кг, фон – 1.4 мг/кг). Более того, в этом водоеме были зафиксированы одни из самых высоких концентраций халькофильных элементов (Cd, Pb) среди всех озер Мурманской области, что связано с тем, что загрязнители поступают в озеро Нудъявр не только по воздуху и через загрязненный грунт, но и непосредственно со сточными водами Кольской ГМК.

Исследования других озер, расположенных в зоне воздействия атмосферных выбросов металлургического завода [Dauvalter et al., 2010], показали, что наблюдаются аналогичные динамики увеличения концентраций тяжелых металлов во всех озерах, несмотря на различные расстояния (от 7.5 до 12 км) от источника загрязнения. В зависимости от водоема увеличения содержания загрязняющих веществ были зафиксированы на глубинах 10-15 см, что указывает на скорость осаждения в этих озерах около 2.3 мм/год. Концентрации тяжелых металлов в этих озерах были на порядок или даже на несколько порядков ниже, чем в осадках озера Нудъявр, и варьировались от ~500 до ~2200 мг/кг для Ni, от ~150 до ~1100 мг/кг для Cu и от ~35 до ~115 мг/кг для Co [Dauvalter et al., 2010].

Озеро Имандра, на берегу которого расположен город Мончегорск, также подвергается воздействию Кольской ГМК. Наиболее загрязненная зона – это залив Мончегуба, часть озера рядом с городом и металлургическим заводом [Ilyashuk et al., 2003]. Здесь увеличения концентраций тяжелых металлов (Ni, Cu, Co, Zn и Pb) были зафиксированы на глубине 10 см, что соответствует началу работы завода. Максимальные содержания почти всех упомянутых загрязняющих веществ были найдены в верхнем слое отложений (0-1 см): ~16000 мг/кг для Ni, ~1400 мг/кг для Cu, ~315 мг/кг для Co, ~260 мг/кг для Zn

и ~75 мг/кг для Pb (Рис. 1.17). Палеолимнологические исследования показали, что наблюдаются аналогичные динамики поведения основных загрязняющих веществ от металлургического завода в другой части озера Имандра – губе Кунчаст, расположенной ~100 км от Кольской ГМК [Ilyashuk et al. 2003], что может быть связано как с атмосферным, так и с водным транспортом веществ в крупнейшем водоеме Мурманской области. Однако общие значения концентраций тяжелых металлов в донных отложениях озера Имандра в районе губы Кунчаст были ниже, чем в районе Мончегубы. Таким образом, максимальное содержание Ni в осадках губы Кунчаст составило ~300 мг/кг, Cu – ~120 мг/кг, Co – ~25 мг/кг, Zn – ~130 мг/кг, Pb – ~36 мг/кг. Более того, увеличение концентраций загрязняющих веществ началось на глубине 5 см. Таким образом, согласно данным о времени плавильных/добывающих операций в исследуемом регионе, скорость седиментации в этих частях озера Имандра варьировалась от ~0.8 до 1.6 мм/год.

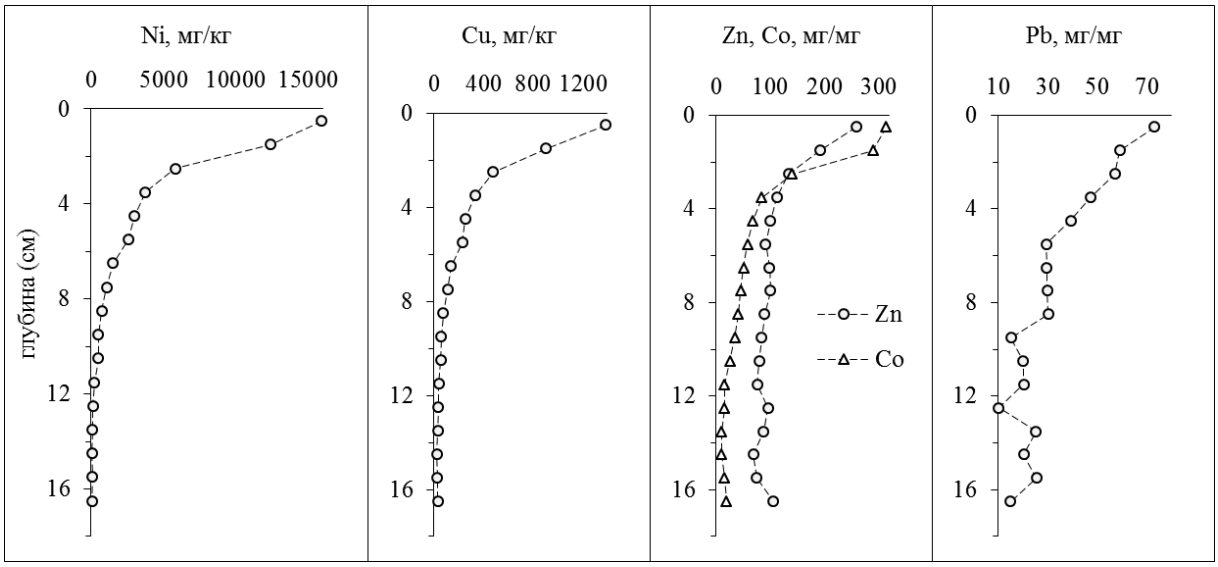


Рисунок 1.17 – Графики вертикального распределения тяжелых металлов в отложениях озера Имандра, Мурманская область. Построено по данным из [Ilyashuk et al., 2003; Dauvalter et al., 2010]

1.3.2. Фоновые территории

Важной частью палеолимнологических исследований в России является изучение озер в районах, удалённых от антропогенных источников загрязнения. В определённой степени эти районы можно считать фоновыми. Прежде всего, это касается Арктической зоны Российской Федерации. Исследования уровней накопления тяжелых металлов в отложениях озёр в таких областях представляют интерес, главным образом, с точки зрения изучения дальнего атмосферного переноса (транспорта) загрязняющих

веществ [Pacyna, Pacyna, 2001; Shevchenko et al., 2003; McConnell, Edwards, 2008; Sarkar et al., 2015].

Удачин В.Н. и его коллеги провели исследования арктического озера Кентэтурку, расположенного в центре Таймырского полуострова [Удачин и др., 2013]. Исследователи выбрали колонку отложений длиной 30 см и разделили его на слои по 1 см. Было установлено, что озеро практически нетронутое. Не было значительного превышения концентраций тяжелых металлов в верхних слоях изученных отложений, за исключением Pb в слое 1-2 см (Рис. 1.18). Прежде всего, интересно отметить, что не было выявлено аномальных пиков концентраций Ni и Cu, учитывая, что промышленный центр города Норильска находится в 550 км от озера [Моисеенко и др., 2020]. Пик концентрации Pb (96 мг/кг) в отличие от медианного содержания (14 мг/кг) по всему керну осадков может быть также истолкован ошибкой измерения. Однако, с другой стороны, учитывая возможные чрезвычайно низкие скорости осадкообразования в озере, резкое увеличение концентраций Pb может указывать на влияние дальнодействующего транспорта загрязняющих веществ, что характерно для недавних осадков озёр в северном полушарии [Dauvalter et al., 2010; Jernström et al., 2010].

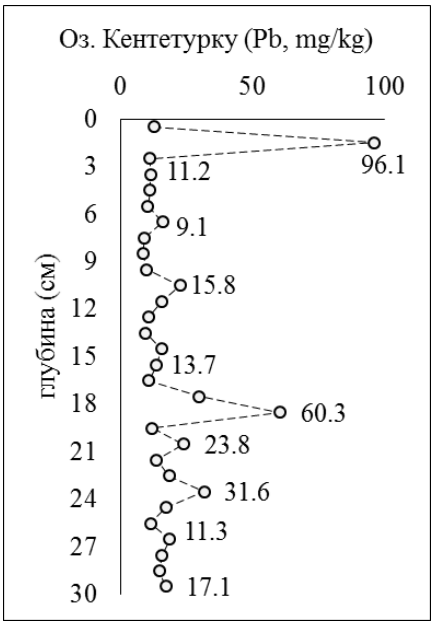


Рисунок 1.18 – Вертикальное распределение свинца в колонке отложениях озера Кентэтурку (Арктика). Построено по данным из [Удачин и др., 2013]

Исследования геохимии осадков других арктических озер, расположенных на Ямале и Гыданском полуострове, также не показали значительной динамики большинства элементов, за исключением Hg [Tatsii et al., 2020]. В осадках озера Лангтибито концентрация этого металла немного

увеличилась до ~0.08 мг/кг, начиная с глубины ~10 см. Скорость осадкообразования в озёрах упомянутых районов составляла от 1.7 до 2.0 мм/год на основе активности ^{210}Pb.

Сибирь – регион России, где лимнологические геохимические исследования пресноводных осадков хорошо развиты. В основном сибирские геохимики оценивают природные вариации химических элементов при проведении палеолимнологических работ. В то же время ведутся (хоть и в меньшей степени) исследования по определению антропогенного воздействия на экосистемы озёр и окружающую среду. Исследование керна осадков озера Манжерок в Алтайском крае (Сибирь) показало различия в накоплении тяжёлых металлов, таких как Pb (до ~13 мг/кг, минимум для керна ~4.5), Cd (до ~1.7 мг/кг, минимум для керна ~0.15) и As (до ~35 мг/кг, минимум для керна ~4) в верхних слоях осадков (0-20 см) по сравнению с литофильными элементами [Blyakharchuk et al., 2020]. Палеолимнологи предполагают, что такое поведение тяжелых металлов можно объяснить антропогенным воздействием на изучаемое озеро и его водосборный бассейн. В другом сибирском озере (Колывановское), расположенном на юго-западе Алтайского края, было наблюдено подобное поведение Pb, Cd и Hg в недавних осадках [Страховенко и др., 2014]. Концентрации упомянутых элементов увеличивались от нижних к верхним слоям в 50-сантиметровой колонке отложений, датированной с использованием изотопов ^{137}Cs и ^{210}Pb. Возраст изучаемых осадков озера Колывановское показал, что увеличение концентраций Pb (до ~25 мг/кг, фон ~9), Cd (до ~0.3 мг/кг, фон ~0.05) и Hg (до ~0.3 мг/кг, фон ~0.02) началось в период с конца 19 века до настоящего времени. Другие элементы, такие как Cu, Co, Zn и Ni, не имеют аналогичной динамики накопления в изученных осадках озера Колывановское.

Обширные исследования сибирских озер демонстрируют общие закономерности увеличения концентраций Pb, Cd, Hg и Sb в осадках, датированных последними тремя веками с использованием изотопов ^{137}Cs и ^{210}Pb [Страховенко, 2011; Мальцев и др., 2013; Shevchenko et al., 2022]. Большинство ученых признает значительное антропогенное воздействие на формирование геохимических аномалий упомянутых элементов [Страховенко и др. 2014; Мальцев и др. 2019]. Высокие концентрации некоторых тяжелых металлов были найдены в современных осадках малых озер: 3345 мг/кг Pb в осадках озера Большие Ракиты, примыкающего к городу Рубцовск, 112 мг/кг Sb и 4.2 мг/кг Cd в осадках озера Яков (Томская область) [Страховенко 2011]. Однако такие концентрации тяжёлых металлов не являются обычными для малых озёр Сибири даже в случаях антропогенного воздействия на изучаемые озера. Например, в верхних слоях осадков озера Котокель (Республика

Бурятия (Рис. 1.19)) концентрации Pb достигали 11.5 мг/кг (минимум для колонки – 6.4) и Cd – 0.4 мг/кг (минимум для колонки – 0.13) [Мальцев и др. 2019]. Также в верхних слоях отложений озера Щучье (Томская область) концентрации Cd достигали 0.83 мг/кг (минимум для керна 0.08). Несмотря на историческую динамику антропогенного поступления тяжелых металлов в водоемы, медианные фоновые уровни Pb (20 мг/кг) и Cd (0.14 мг/кг) для Сибири в осадках озер превышаются нечасто [Страховенко, 2011].



Рисунок 1.19 – Вид на озеро Котокель, Республика Бурятия
(фото З.И. Слуковского)

В Мурманской области, которая также принадлежит к арктической зоне, исследования озер фоновых территорий показали тенденцию к увеличению традиционных загрязнителей среди халькофильных элементов (Pb, Cd, Hg, As) и локальных загрязнителей Ni и Cu от выбросов Кольской ГМК в верхних слоях осадков [Dauvalter et al., 2010; Денисов, 2012]. Увеличенные концентрации Ni (от 12 до 111 мг/кг) и Pb (от 8 до 36 мг/кг) были обнаружены даже в верхних слоях (5-6 см) осадков озёр, расположенных в горных районах, которые могут служить барьером для распределения загрязнителей [Моисеенко и др., 1997]. Скорость осадкообразования в таких озёрах может оцениваться как ~1 мм/год или меньше, исходя из маркерных загрязнителей. В озере Умбозеро, втором по величине озере Мурманской области, концентрации тяжёлых металлов в осадках увеличивались с глубины ~10 см

(типично для Pb, Cd, As) и ~5 см (типично для Ni и Cu) [Dauvalter et al., 2010; Jernström et al., 2010]. Подобные тенденции поведения вышеперечисленных тяжёлых металлов в осадках озёр наблюдаются в Архангельской области [Стародымова и др., 2016]. В ходе геохимического анализа недавних осадков озера Масельгское (юго-запад Архангельской области) было установлено, что верхние слои донных отложений обогащены Pb, Cd, Sb, Bi и W. В частности, увеличение концентраций Pb (до ~50 мг/кг) началось с глубины ~30 см. Скорость осадкообразования, вычисленная на основе поведения неравновесного ^{210}Pb, составила 4.1 мм/год [Стародымова и др., 2016]. Другие изученные элементы (например, Sc и Zn) не имеют тенденции к увеличению в верхних слоях современных отложений озера Масельгское.

Следует отметить, что в этой главе не упомянуты работы, в которых принимал непосредственное участие автор диссертации, изучая, в частности, озера Северо-Запада России. Обо всех них подробно изложено в главах 4-7, посвященных результатам исследований диссертанта.

ГЛАВА 2. РАЙОНЫ ИССЛЕДОВАНИЙ: ГЕОГРАФИЯ, ГЕОЛОГИЯ, КЛИМАТ (КРАТКОЕ ОПИСАНИЕ)

2.1. Республика Карелия

География. Республика Карелия – это субъект Российской Федерации, расположенный на северо-западе Европейской части России. Регион омывается Белым морем (на северо-востоке), Ладожским и Онежским озерами (на юге), а также граничит с Финляндией (на западе), Ленинградской, Вологодской и Архангельской областями (на юге) и Мурманской областью (на севере). Площадь Карелии составляет 180.5 тыс. км^2, что относит регион на 18 место в списке площадей всех субъектов Российской Федерации [Атлас…, 2021].

Республика Карелия находится южнее Северного полярного круга, однако пять ее районов (Беломорский, Калевальский, Кемский, Лоухский, Сегежский) и Костомукшский городской округ относятся к территории Арктической зоны Российской Федерации согласно следующим нормативным актам: указу Президента России от 2 мая 2014 года № 296 «О сухопутных территориях Арктической зоны Российской Федерации» и его дополнениям, а также федеральному закону № 193-ФЗ «О государственной поддержке предпринимательской деятельности в Арктической зоне Российской Федерации».

Основные природные комплексы Карелии представлены лесами, болотами и лугами. Распространены также горно-тундровые и прибрежно-водные комплексы. Преобладающий тип лесов – хвойный, представленный сосняками (64%) и ельниками (23%). Подзолистые почвы являются самым популярным типом почв на территории Республики Карелии [Атлас…, 2021].

Численность населения региона на 01.01.2020 года составляет 614.06 тыс. человек. Преобладает городское население – 81% от общей численности населения региона. В столице Республики – городе Петрозаводске, расположенном на берегу Онежского озера, проживает 281 тыс. человек, что составляет 46% от численности населения всей Карелии. Другие крупные города Карелии – это Костомукша (~25.9 тыс. человек), Кондопога (~25.3), Сегежа (~23.1), Сортавала (~14.8), Медвежьегорск (11.7) и другие. Всего на территории Республики находится 13 городов.



Рисунок 2.1 – Вид на город Петрозаводск и берег Онежского озера, Республика Карелия (фото И. Тимина)

Геологическое строение и рельеф. Республика Карелия расположена в восточной части Фенноскандинавского кристаллического щита. Рельеф региона представляет собой цокольную равнину возвышенного типа по западной части региона и низменного типа по всей основной территории. Геологические процессы, происходившие в юрский период, понесли за собой образование вертикальных разломов, ориентированных с северо-запада на юго-восток Карелии. В этих разломах позже сформировали речные долины, озерные котловины и Белое море. Окончательное формирование рельефа завершилось после отхода Валдайского оледенения уже в эпоху голоцена. В результате деятельность ледника в ландшафте местности Республики Карелии появились «бараньи лбы», курчавые скалы, камы, озы, зандры, песчаные поля [Геологическая…, 1974].

Преобладающие высоты Карелии – 100-120 м, до 250 м над уровнем моря. Наименее возвышенные районы высотой от 33 м приурочены к береговой зоне Белого моря, Ладожского и Онежского озер. Основные возвышенности республики расположены на западе – Западно-Карельская возвышенность, с высшей точкой 417 метров, и на северо-западе – возвышенность Манселькя, с высшей точкой 657 метра [Легкова и др., 1977].

Геология Республики Карелии формировалась под воздействием факторов тектонической активности – поднятия и оседания земной коры, изменения климата, процессов оледенения и магматической активности. Большая часть региона сложена породами архея (гнейсы, граниты, амфиболиты, вулканиты) и протерозоя (конгломераты, туфы, песчаники, доломиты). Породы преимущественно магматические, сильно метаморфизированные (Рис. 2.1). Центральная Карелия, характеризуется мелкозернистыми метаморфическими породами, такими как сланцы и кварциты. Возраст этих пород относится к протерозою. В южной части Карелии фундамент составляют более молодые осадочные породы, возраст которых варьируется от девона до карбона (песчаники, доломиты, известняки, глины, пески). Восточная часть Карелии представляет собой геологически более однообразный участок, где доминируют гранитоидные интрузивные породы архейского возраста [Материалы…, 1960].

Четвертичные отложения на территории Карелии представляют собой ледниковые отложения (пески, гравий, валуны, суглинки), аллювиальные отложения (галька, пески, ил), озерные отложения (сапропели, глины, ил), болотные отложения (торф) [Апухин, 1948]. Мощность четвертичных отложений в Карелии в среднем составляет от 5 до 60 метров, но широко распространены места выхода коренных пород, лишенные четвертичного покрова [Шелехова, 2014].

В Карелии обнаружено 175 месторождений, представляющих 24 различных вида полезных ископаемых. На данный момент активно разрабатываются слюда, полевой шпат, жильный кварц, керамические пегматиты, облицовочный камень, а также строительные материалы, включая мрамор, гранит, диабаз [Геология…, 2006]. Мраморные месторождения обнаружены в Прионежье, Приладожье, Суоярвском, в Медвежьегорском и Пудожском районах (юг региона). Уникальное месторождение тивдинского мрамора расположено в районе деревни Белая гора Кондопожского района. Так же в Республике Карелия располагаются единственные в мире месторождения шокшинского малинового кварцита в Прионежском районе и шунгита в Медвежьегорском районе [Минерально-сырьевая…, 2005]. Строительные материалы, такие как граниты и диабаз активно добываются на западном и северном побережье Ладожского озера в Сортавальском районе, на восточном берегу Онежского озера, в Лоуховском и Кемском районах [Минерально-сырьевая…, 2005].

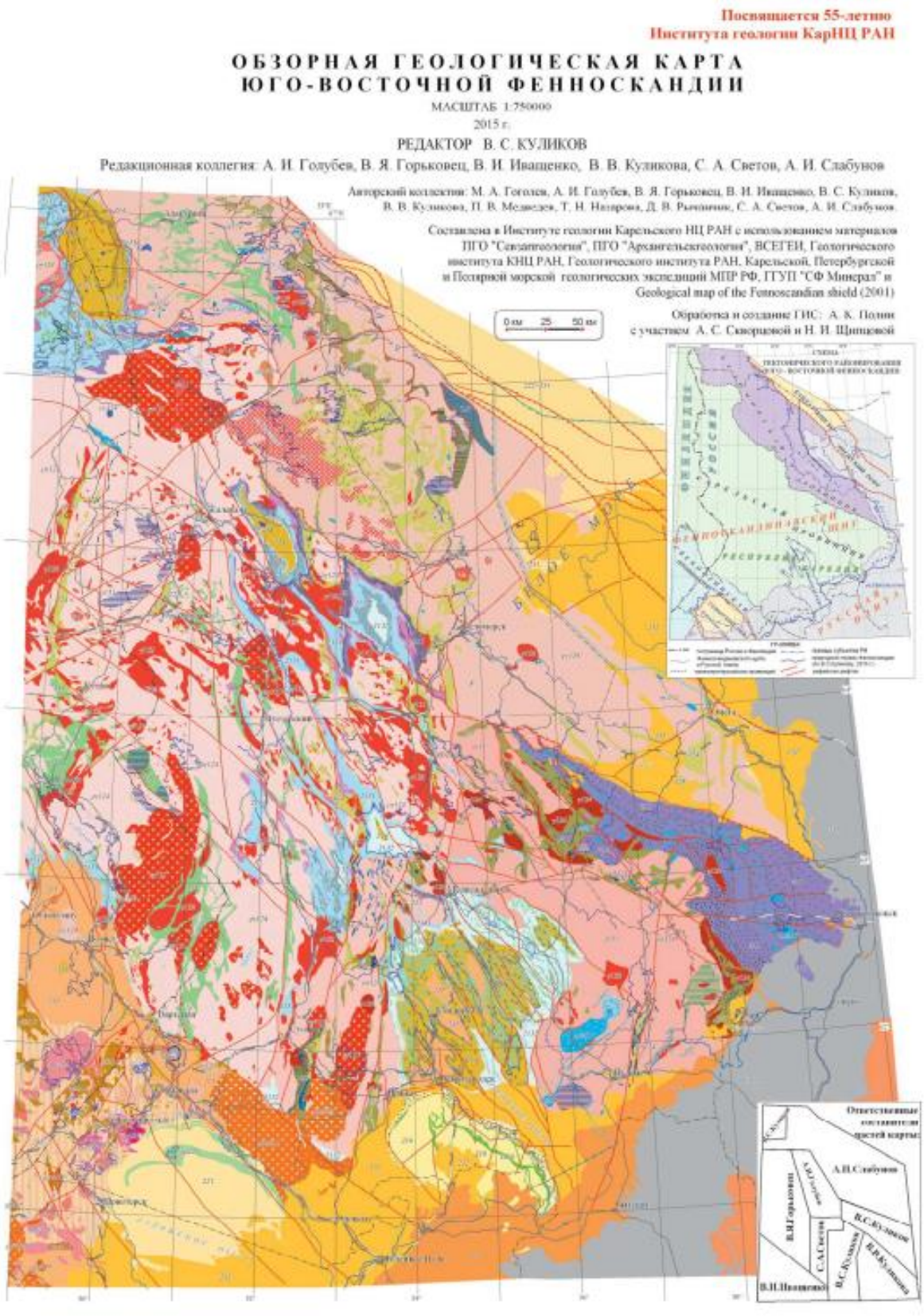


Рисунок 2.1 – Обзорная геологическая карта Юго-Восточной Фенноскандии [Куликов и др., 2017]. С легендой можно ознакомиться в источнике литературы

В Карелии известно 26 месторождений железных руд и 69 железорудных проявлений. Самые значительные: Костомукшское (300 млн тонн), Корпангское (200 млн тонн), Межозерское (70 млн тонн), Койкарсоке (3200 млн тонн), Елетьозерское (100 млн тонн). В регионе есть 8 месторождений Cr (крупнейшее – Аганозерское). Все запасы Cr на территории Карелии сосредоточены в Пудожском и Медвежьегорском районах. На территории Республики также разведано 5 месторождений и 4 проявления Ti, состоящие из труднообогатимых руд, поэтому ни одно из них на данный момент не разрабатывается (Елетьозерское, Велимякское, Пудожгорское, Койкарское).

В Карелии известны 27 месторождений и проявлений ванадиевых и ванадий-содержащих руд, в которых самой перспективной считается урано-благородно-ванадиевая формация. Самые крупные месторождения – Царевское, Средняя Падма, Весеннее, Верхняя Падма и Космозеро. Все они расположены на территории Медвежьегорского района на Заонежском полуострове, где общие запасы ванадия оцениваются в 550 тыс. т. В регионе разведаны 3 месторождения и 47 проявлений руд, содержащих Ni. Самые крупные месторождения расположены в Пудожском районе: Лебяжинское (66 тыс. т.) и Восточно-Вожминское (20 тыс. т.), содержащие также значительные запасы Cu (5 тыс.т.). В Аганозерское месторождении Пудожского района содержится не только Ni, но и Mg [Минерально-сырьевая…, 2005].

В Республике Карелии обнаружено большое количество медных руд, которые встречаются практически во всех районах. Крупнейшие: месторождение Воронов Бор (170 тыс. т) в Медвежьегорском районе, Руданское проявление (2,7 млн т) в Прионежском районе и Пудожгорское месторождение в Пудожгорском районе (410 тыс. т). Кроме этого, на территории Карелии известны 8 месторождений и 30 проявлений молибденовых руд: месторождение Лобаш (Беломорский район), Пяяварское месторождение (Медвежьегорский район), проявление Ялонваарское-1 (Сортавальский район). В настоящее время известны несколько проявлений вольфрамовых руд, цинка и свинца.

Известны также редкоземельные месторождения Карелии: Рукосалма (Ce, Nd, Sm, Lu, Hf, Zr, U, Rb), Мюзиламби (Nb, Ta), Маризеншари (Th, Y), Копанецкое (Nb, Ta, Y), Кестенгское (Nb, Ta, Zr, Hf, Ce), Елетьозерское (Nb, Ta, La, Ce, Y, Hf, Zr, Be), месторождения Берег и Гора (Nb, Zr, Ce) [Федеральное агентство…; Щипцов, Иващенко, 2018].

Крайне богатой на различные рудные месторождения и проявления является северная часть Республики Карелии, которая относится к Арктической зоне Российской Федерации. Здесь отмечаются месторождения

и рудопроявления Mo, Cu, Au, U, Pd, Ti, V, Nb, Ni и редкоземельных элементов [Щипцов, Иващенко, 2018].

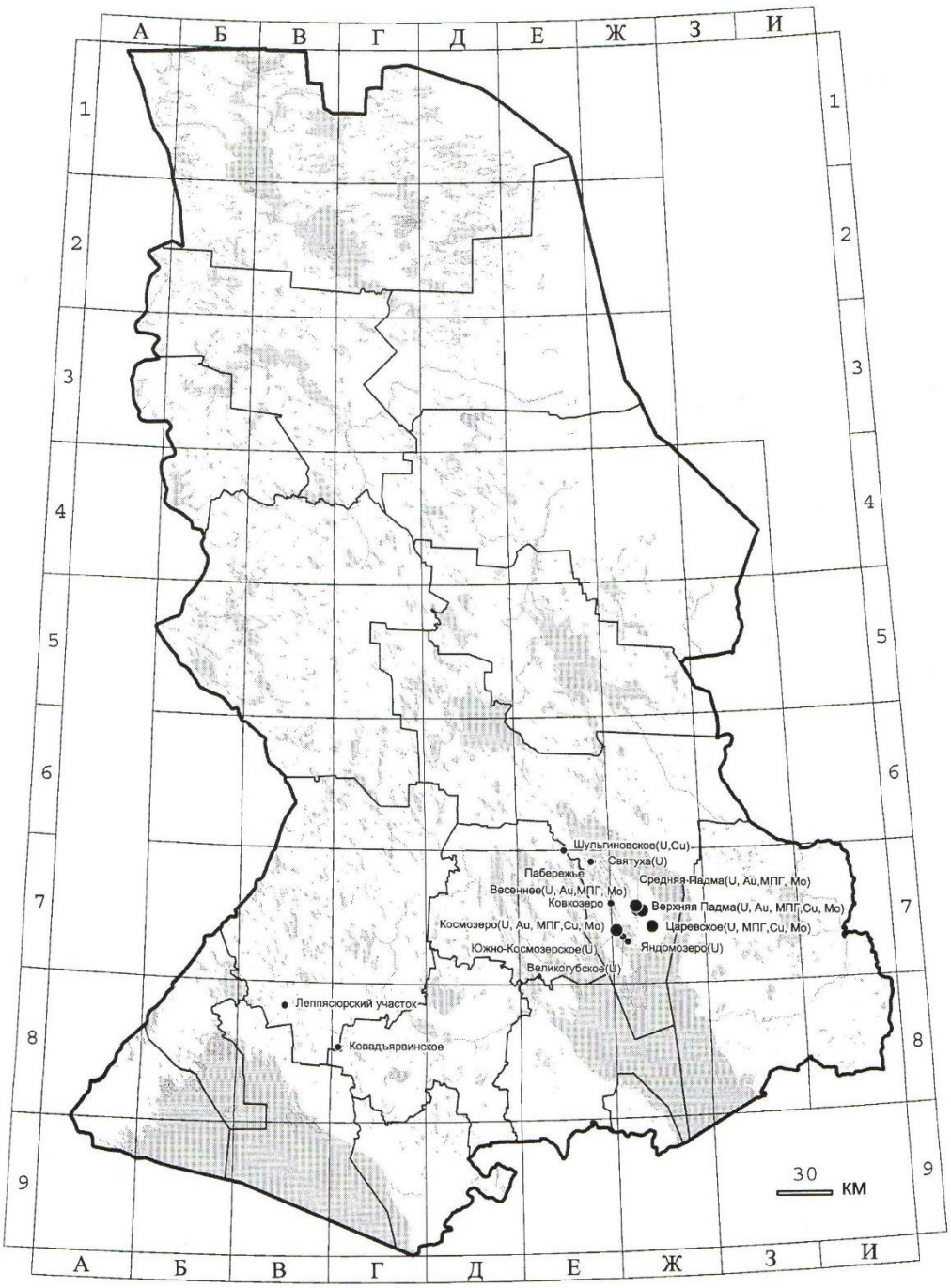


Рисунок 2.2 – Схема размещения месторождений и рудопроявлений ванадиевых руд Республики Карелии [Минерально-сырьевая…, 2005]

Климат. Климат Карелии формируется под влиянием деятельности циклонов при переносе воздушных масс с Атлантики и из Арктики [Каталог…, 2001]. Регион характеризуется умеренным климатом, переходным от морского к континентальному. Для территории региона обычным является прохладное и влажное лето, мягкая зима, повышенный уровень влажности и частая смена

погоды. В последние 30 лет отмечается тенденция к потеплению климата в регионе [Назарова, 2015]. Самый теплый месяц – июль, средняя температура воздуха в этом месяце в Карелии составляет +15-16°С (Рис. 2.3). Самый холодный месяц года – январь, средняя температура января в Карелии колеблется от -7 до -12 °С в зависимости от района Республики [Атлас…, 2021].

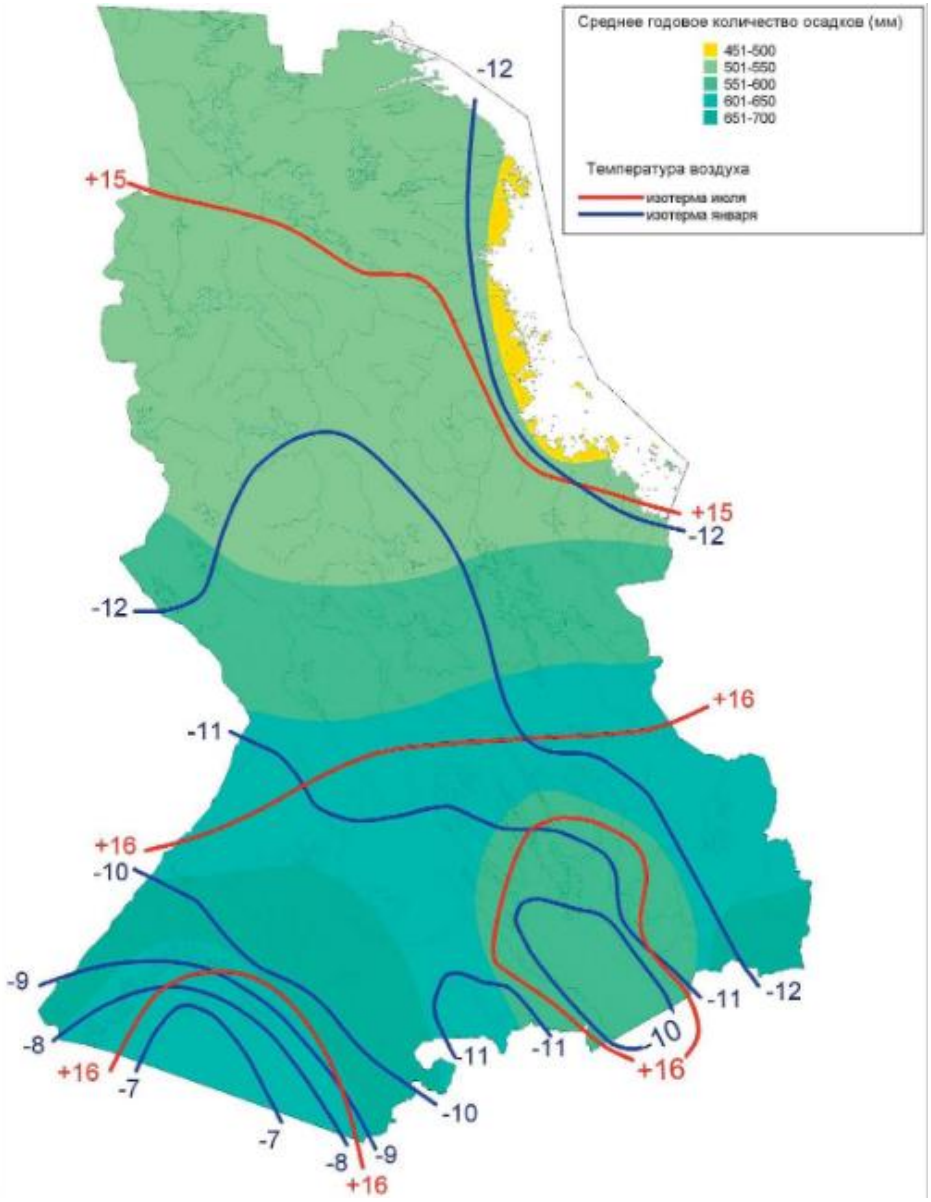


Рисунок 2.3 – Климатическая карта Карелии [Каталог…, 2001]

Среднее годовое количество атмосферных осадков варьирует от 500-550 мм на севере Карелии до 650 мм – на юге, в основном в районе акватории Ладожского озера. В целом, считается, что территория Карелии избыточно увлажнена [Белкина, 2021]. В городе Петрозаводске годовые суммы атмосферных осадков с 1950 года по настоящее время варьируют от ~380 до

~780 мм (Рис. 2.4)[Атлас…, 2021]. Отмечается небольшая тенденция к увеличению среднегодовой температуры воздуха в городе Петрозаводске с начала 20 века по настоящий момент.

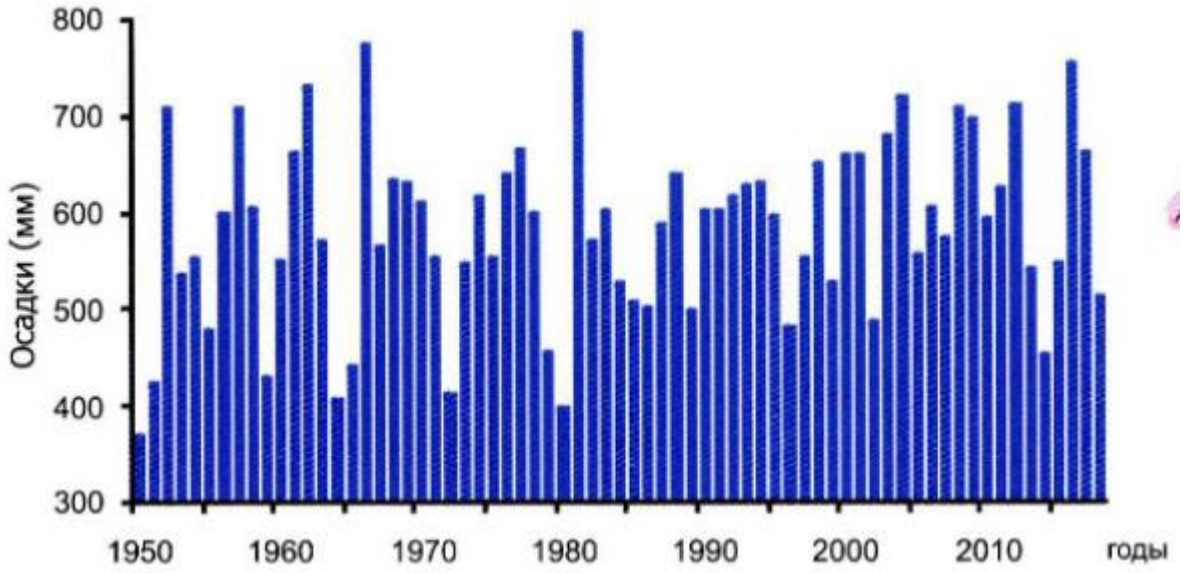


Рисунок 2.4 – Годовые суммы атмосферных осадков (в мм) на территории города Петрозаводска [Атлас…, 2021]

На территории Карелии преобладают ветра западного, юго-западного и южного направления [Каталог…, 2001]. Скорость ветра зависит от времени года. Например, летом ветер переменчив, но скорость в среднем составляет 2-4 м/с, а в холодное время, наоборот, сила ветра относительно постоянна, а средняя скорость достигает 4-8 м/с [Белкина, 2021]. Направления господствующих ветров также сильно варьируют от района к району Карелии. Например, согласно архивным данным погоды world-weather.ru в Петрозаводске господствующими ветрами являются ветра западного (22.4%), восточного (20.1%) и юго-западного направления (16.5%) (Рис. 2.5). В другом городе, также расположенном на берегу Онежского озера, Медвежьегорске ветра дуют преимущественно с Юго-Востока (24.4%), Юго-Запада (24.1%) и Северо-Запада (16.3%). В городах Сортавала и Лахденпохья, расположенных на берегу Ладожского озера, самым частом ветром является южный (20.8% и 19.3%, соответственно). Более полные данные приведены на рисунке 2.5.

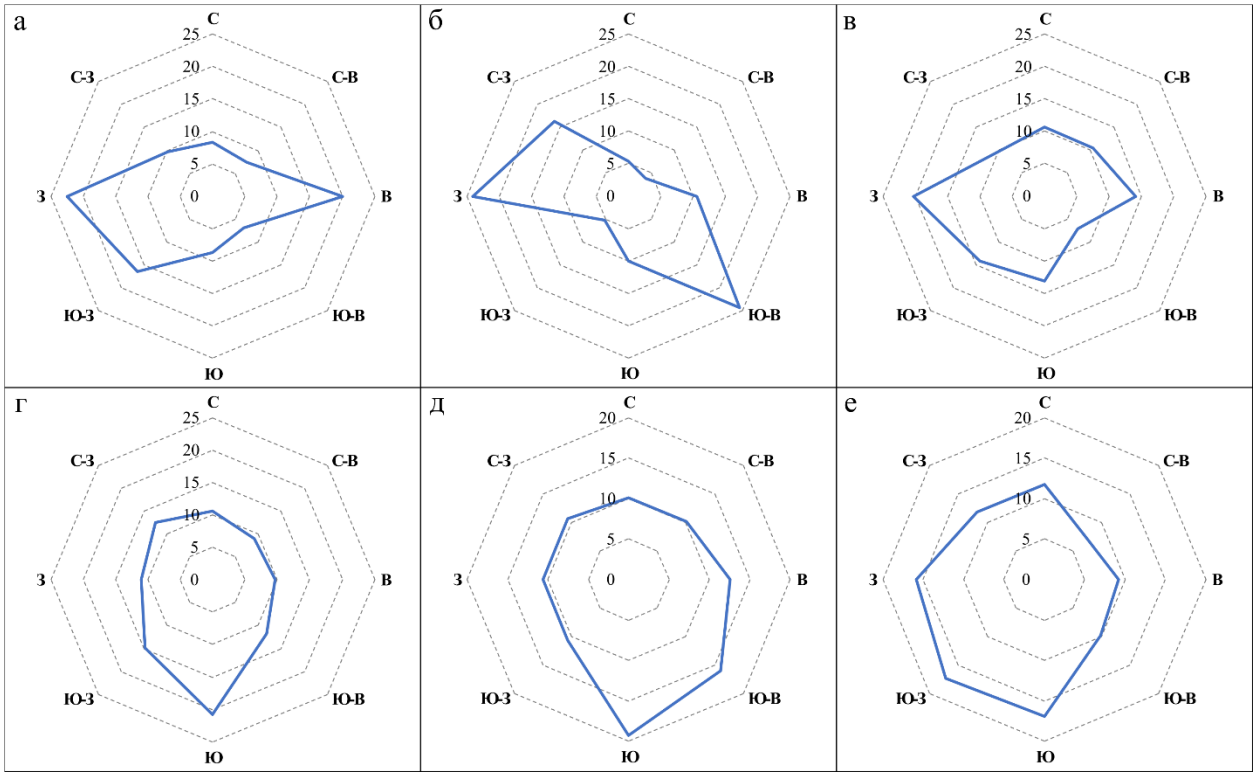


Рисунок 2.5 – Графики направлений ветра в городах Республики Карелии по данным архива world-weather.ru. Показаны розы ветров для городов Петрозаводск (а), Медвежьегорск (б), Суоярви (в), Сортавала (г), Лахденпохья (д) и Сегежа (е)

Водные ресурсы. Территория Республики Карелии относится к бассейнам Белого (57%), Балтийского (43%) и Каспийского (менее 1%) морей. В регионе насчитывается около 27 тыс. рек и свыше 60 тысяч озер. К территории Карелии относится 80% акватории Онежского озера и 40% акватории Ладожского озера, которые являются крупнейшими водоемами Европы [Каталог…, 2001; Атлас…, 2021].

Несмотря на наличие крупных озер (Ладожского, Онежского и других, имеющих площади десятки и сотни тыс. км^2), подавляющее большинство озер Карелии (около 98%) – это малые озера с площадью менее 1 км^2. В основном это озера ледникового происхождения. Многие из них малопроточные или совсем бессточные. В Карелии такие озера называют ламбами, так как по-фински и по-карельски *lampi* означает «небольшое озерко, часто заболоченное озерко». Также на территории Карелии встречаются озера, чьи котловины имеют тектоническое или смешанное (тектоно-ледниковое) происхождение.

Воды озер Республики Карелии характеризуются низким содержанием минеральных веществ, высокой цветностью и повышенными концентрациями Fe. В основном воды озер относятся к категории ультрапресных со средним значением минерализации 31 мг/л [Белкина, 2021]. Доминирующим типом

озерных вод в Карелии является гидрокарбонатно-кальциевый. По pH воды озер региона обычно относятся к слабокислым (pH от 5.5 до 6.5) и к нейтральным (pH от 6.5 до 7.5). Часто реки и озера Карелии по совокупности природных факторов (низкое значение pH, высокая цветность и содержание общего P) относятся к водам с удовлетворительным и низким качеством (Рис. 2.6). На карте также можно увидеть районы с высоким уровнем антропогенной нагрузки на водные объекты Карелии, включая озера. К таким территориям относятся, например, участки акваторий Онежского и Ладожского озер, где расположены города Карелии (Петрозаводск, Кондопога, Медвежьегорск, Питкяранта) и промышленные объекты этих городов [Атлас…, 2021]. Крупные водные объекты региона чаще всего испытывают антропогенную нагрузку в результате деятельности целлюлозно-бумажных предприятий, горнодобывающих предприятий, машиностроительных заводов и транспорта.

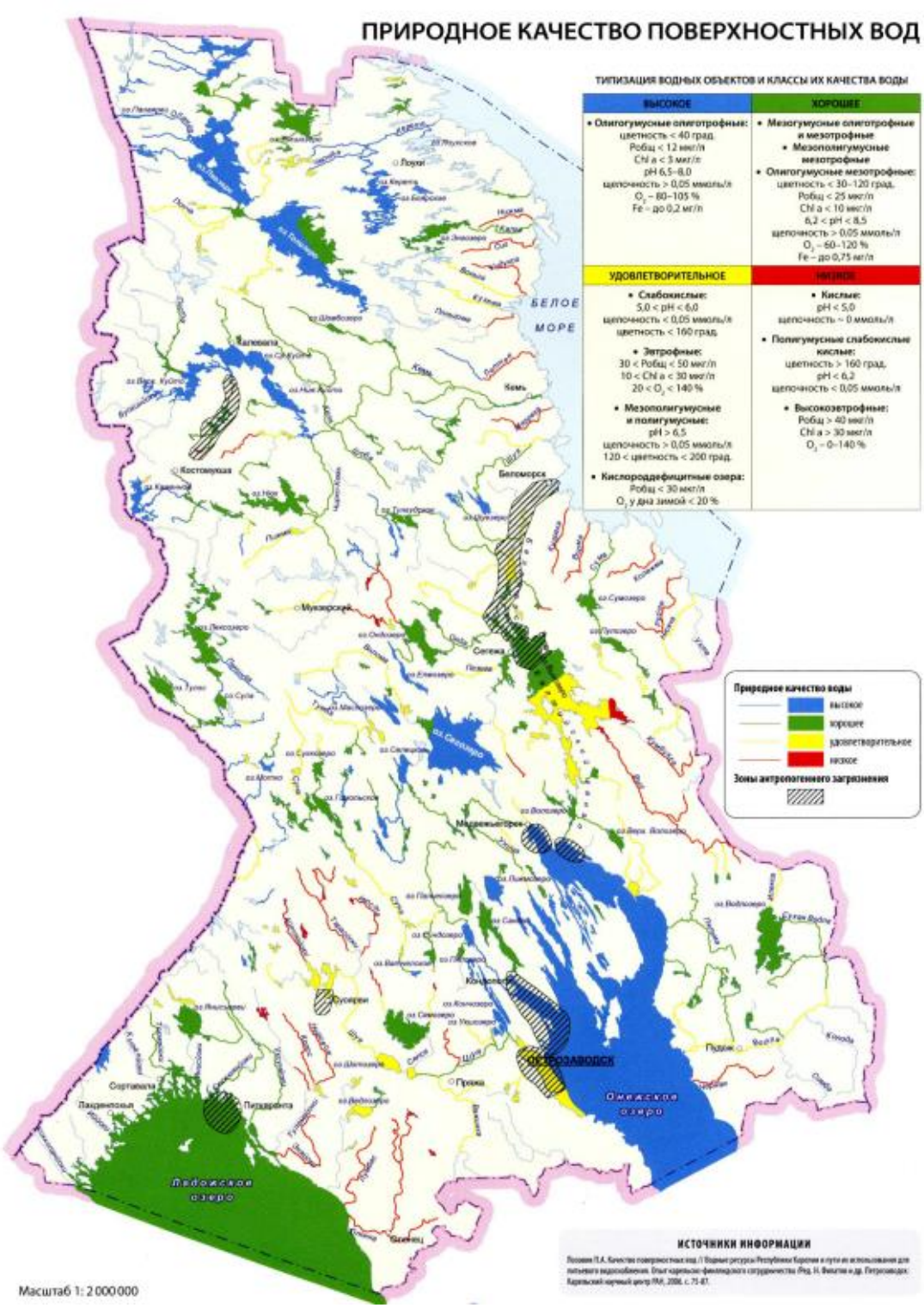


Рисунок 2.6 – Карта природного качества поверхностных вод Республики Карелии [Атлас…, 2021]

2.2. Мурманская область

География. Мурманская область – это субъект Российской Федерации, расположенный на Северо-Западе России. Региона омывается Баренцевым (на севере) и Белым (на востоке и юге) моря, а также граничит с Норвегией и Финляндией (на западе) и Республикой Карелией (на юге). Площадь

территории Мурманской области составляет 144.9 тыс. км^2. По этому показателю регион занимает 25 место среди всех регионов России [Возница, 2007].

Около 70% территории Мурманской области занимает Кольский полуостров, границы которого определены оконечностью Кольского залива Баренцева моря и оконечностью Кандалакшского залива Белого моря [Атлас…, 1971]. Термины «Мурманская область» и «Кольский полуостров» не являются синонимами. При этом в качестве синонима термину «Мурманская область» можно использовать термины «Кольский Север», «Кольский регион», «Кольская Арктика» и др.

Мурманская область почти полностью находится за Северным полярным кругом, поэтому относится к заполярным регионам страны, к Арктике. Также вся территория Мурманской области относится к Арктической зоне Российской Федерации.

Основные природные комплексы Мурманской области представлены лесами, которые занимают около 70% региона, тундрой, лесотундрой (или березовым криволесьем), болотами и горными тундрами (Рис. 2.7). Зона тундры охватывает 20% территории области и простирается полоской с Северо-Запада на Юго-Восток, вдоль морского побережья. Южнее расположена зона лесотундры, еще южнее – зона северной тайги, представленной сосняками (43%) и ельниками (29%) [Атлас…, 1971; Экологический атлас… 1999]. Почвы Мурманской области относятся к подтипу иллювиально-гумусовых подзолов. Все разновидности этих почв имеют низкое значение pH и низкую насыщенность верхних горизонтов основаниями [Атлас…, 1971].

Согласно данным Федеральной службы государственной статистики, на 1.01.2024 года в Мурманской области проживало 656.4 тыс. человек. Подавляющее большинство (94%) жителей региона проживает в городах области. В столице Мурманской области – городе Мурманске, расположенном на берегу Кольского залива Баренцева моря (Рис. 2.8), проживает 267 тыс. человек, что составляет 41% от общей численности жителей региона. Другие крупные города Мурманской области – это Апатиты (~48.7 тыс. человек), Североморск (~43.4), Мончегорск (~39.5), Кандалакша (~28.4), Кировск (24.3) и Оленегорск (20.7). Всего на территории Мурманской области находится 16 городов.

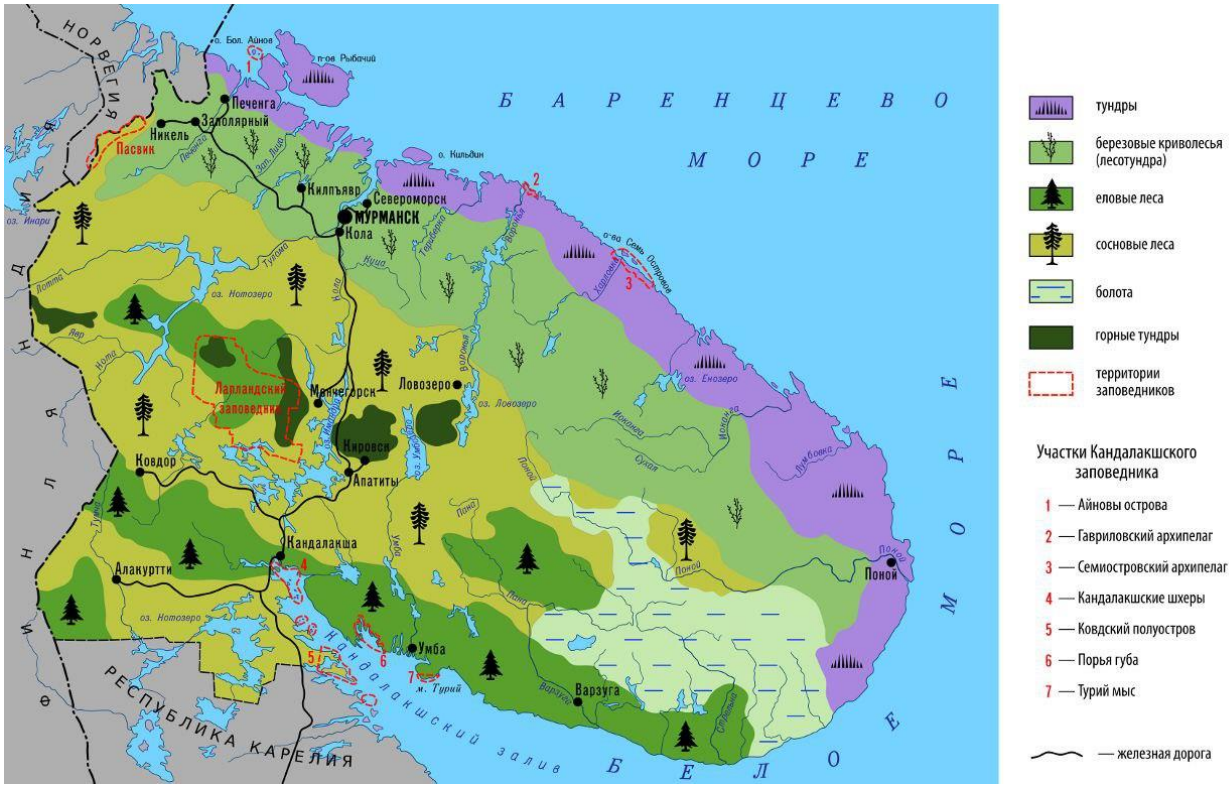


Рисунок 2.7 – Карта Мурманской области с обозначением основных природных комплексов региона



Рисунок 2.8 – Вид на город Мурманск (на восточный берег Кольского залива), фото З.И. Слуковского

Геологическое строение и рельеф. Рельеф западной части региона характеризуется средне- и низкогорными формами с выраженными

перепадами высот. Центральную часть занимает зона средневысотных, сильно изрезанных глыбовых горных массивов, протянувшихся на юго-восток от границы с Финляндией до озера Ловозеро. Речные долины, понижения и озерные впадины разделяют этот горный район на отдельные массивы (Сариселян-тунтури, Сальные тундры, Чуна-, Монче- и Волчьи тундры), а также плосковершинные Хибинские и Ловозерские горы. В Хибинах расположена высшая точка региона – гора Юдычвумчорр (1200,6 м над уровнем моря). В восточной части региона рельеф более однородный – представленный плоскими равнинами или возвышенностями. На северо-западе располагаются невысокие глыбовые горы. Северная часть возвышенностей завершается на Кольском полуострове плоской грядой Кейв. На самом севере региона Мурманский берег образует прибрежное плато, которое слабо наклоняется к востоку. Северо-западный край этого плато обрывается к Баренцеву морю крутым уступом (до 100–150 м), который разрезан узкими, глубоко вдающимися на сушу фьордами [Природа…, 2020].

Мурманская область расположена на северо-восточной части Балтийского кристаллического щита. На территории преобладают породы архея и протерозоя, подвергнувшиеся сильной метаморфизации: амфиболиты, гнейсы, кристаллические сланцы, плагиогранитами, амфиболитами и т.д. (Рис. 2.9) [Геологическая карта…, 2001].

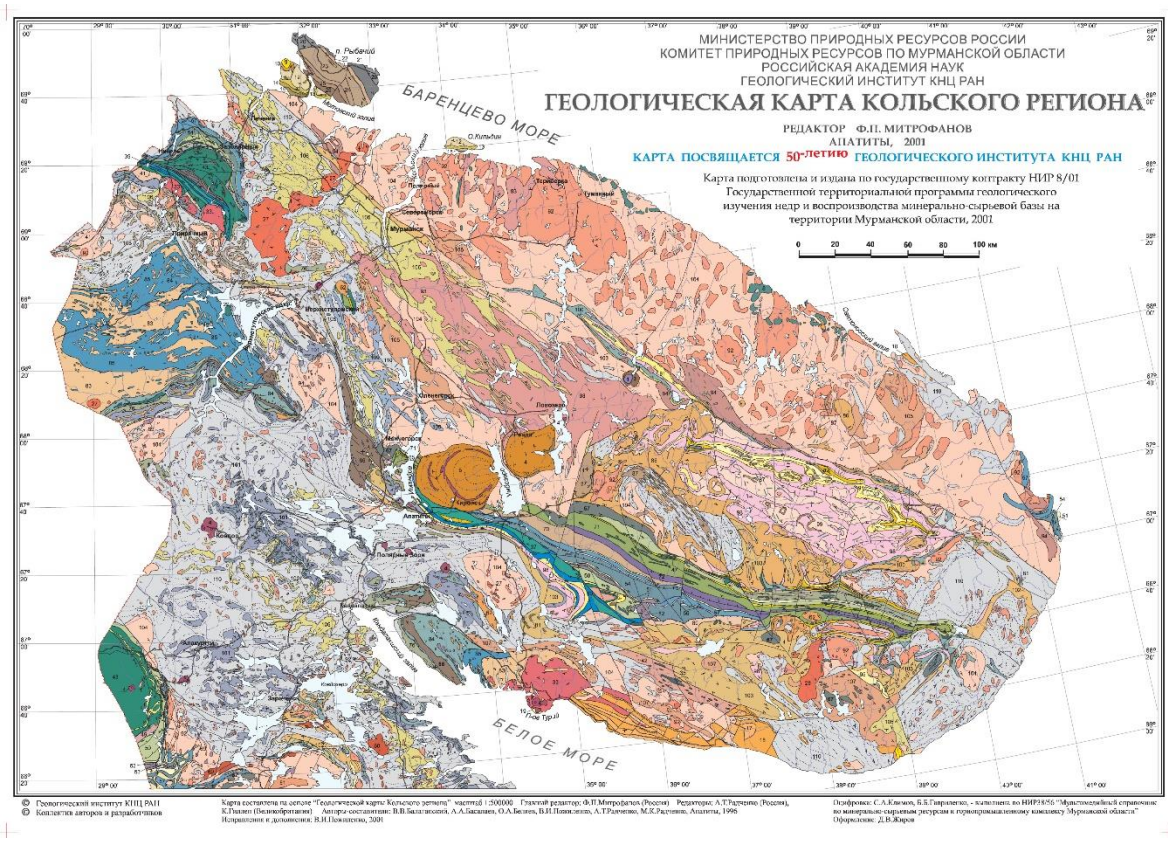


Рисунок 2.9 – Геологическая карта Кольского региона

В раннем протерозое на территории Кольского региона активно происходили магматические процессы, характеризующиеся интрузиями базит-гипербазитов и габбро-анортозитов возрастом около 2.5 млрд лет, а также друзитами и гранодиоритами. Позднепротерозойские структуры представлены осадочными породами, образовавшимися в платформенных условиях, которые распределены в эрозионных останцах Кольского полуострова и его окрестностях, имея субгоризонтальное или моноклинальное залегание.

Палеозойские структуры включают крупные интрузивные плутоны возрастом 380-360 млн лет, сложенные щелочными породами, и меньшие массивы ультраосновных пород. Эти массивы являются основой рудной базы Мурманской области, содержащей уникальные месторождения апатитнефелиновых, железных, титановых и редкометалльных руд. Также выявлены дайки и диатремы палеозойского возраста. В мезозое происходило выравнивание рельефа Мурманской области. Породы такого возраста встречаются крайне редко и представляют собой каолинитовые коры выветривания [Гавриленко и др., 2002].

Коренные породы перекрыты тонким слоем рыхлых четвертичных отложений. С севера-запада на юго-восток области мощность четвертичных отложений постепенно увеличивается до 100 и более метров. На побережьях морей и на вершинах гор Кольского полуострова четвертичные осадки зачастую полностью отсутствуют. Среди четвертичных отложений преобладают континентальные, представленные главным образом мореными и водно-ледниковыми наносами верхневалдайского оледенения. Морские четвертичные отложения распространены значительно меньше [Переверзев, 2011]. Ледниковые отложения представлены супесями и суглинками с линзами, и прослоями песков и глин. Элювиально-делювиальные отложения – щебнем, глыбами, песками, супесями. Также на территории области широко распространен трофяно-болотный тип отложений, к которому приурочены месторождения торфа [Атлас…, 1971].

К важнейшим полезным ископаемым Мурманской области относятся апатито-нефелиновые, медно-никелевые и железные руды, слюда, кианит, керамическое сырье и др. Согласно карте полезных ископаемых и металлогенического районирования Мурманской области к архейским образованиям региона приурочены слюдяные и керамические пегматиты, с глинистыми гнейсами беломорской серии связаны важнейшие месторождения слюды-мусковита в районе рек Ены, Стрельны и других, а с гнейсами кольской серии – железные руды, представленные магнетитовыми кварцитами (Оленегорское и другие месторождения).

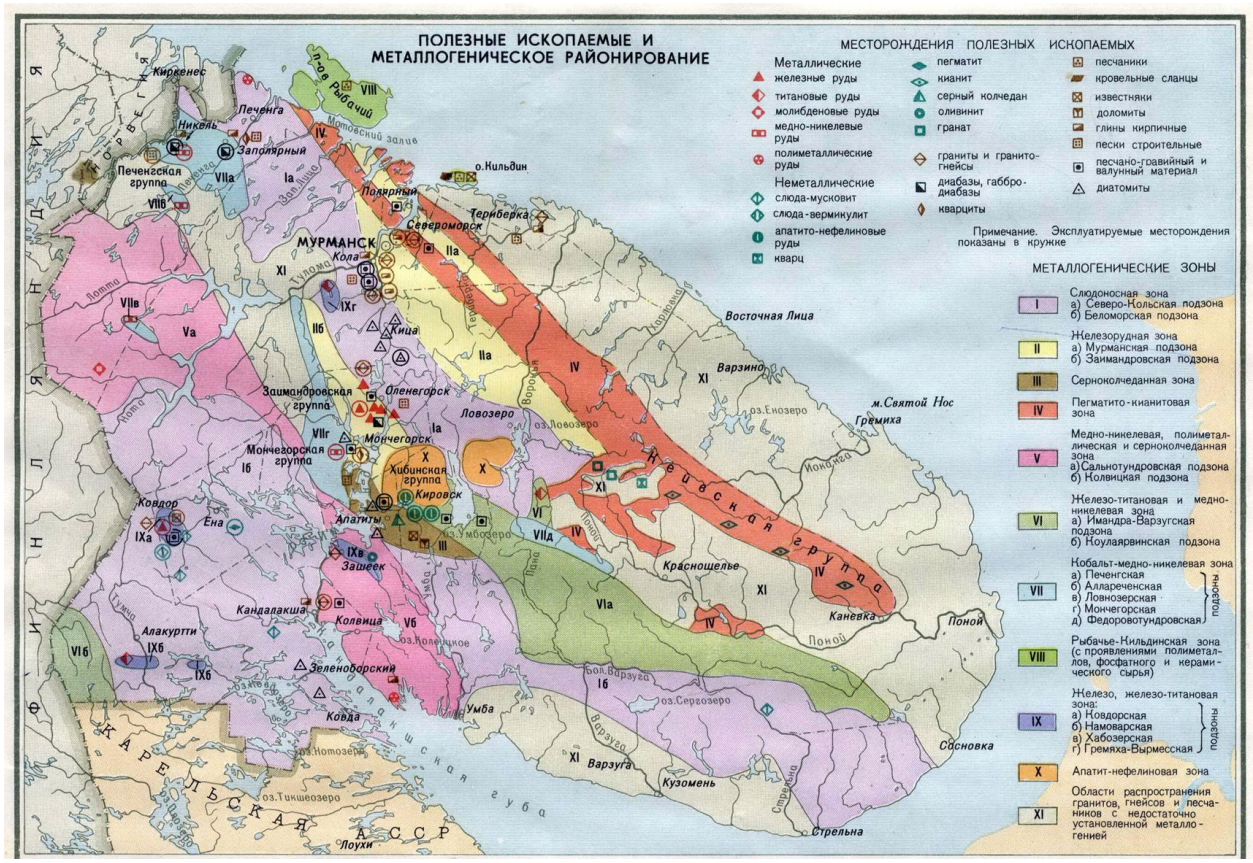


Рисунок 2.10 – Карта полезных ископаемых и металлогенического районирования Мурманской области [Атлас…, 1971]

К породам протерозоя на территории Мурманской области приурочены кианитовые сланцы Кейвской группы месторождений, необходимые для производства алюминия. С протерозойскими основными интрузиями связаны месторождения медно-никелевых руд Печенгского, Мончегорского и других районов региона. К каледонской группе интрузий приурочены крупные скопления железных и железо-титановых руд, слюд-вермикулит, из которых последний используется в качестве огнестойкого тепло- и звукоизоляционного материала. С герцинской группой интрузий на территории Мурманской области связаны месторождения апатито-нефелиновых руд мирового значения (район Хибинских гор). Апатит используется главным образом для производства минеральных удобрений.

Также на территории региона широко распространены строительные материалы. В частности, в районах Кольского залива, Печенги, Апатитов, Кандалакши, Ковдора эксплуатируются граниты, габбро-диабазы, кварциты и известняки. Из рыхлых строительных материалов разрабатываются залежи кирпичных глин и песчано-гравийного материала в районе Колы, Печенги, Кандалакши, озера Имандра и других районах. Диатомовые образования

(отложения) развиты в районах многих озер Мурманской области [Атлас…, 1971].

В Ловозерском районе области разведаны крупные месторождения титановых руд, гранатов, кианита, редкоземельных элементов, тантала, ниобия, лития, рубидия, цезия, амазонита и бериллия [Пеков, 2001]. Исследования основных месторождений редкоземельных элементов в Мурманской области выявили, что приоритетными объектами для технолого-экономической оценки их извлечения являются Хибинские апатитовые месторождения (Кукисвумчорр, Юкспор, Апатитовый Цирк, Расвумчор, Коашва, Ньоркпахк, Олений ручей, Партомчор), РЗЭ-Ti-Fe месторождение Африканда, эвдиалитовый комплекс Ловозерского массива (в частности, месторождение Аллуайв), а также Zr-РЗЭ месторождения Юмперуайв и Большой Пьедестал [Базай и др., 2014].

Климат. Мурманская область относится к Атлантико-Арктической зоне умеренного климата с преобладанием теплых воздушных потоков из Северной Атлантики и холодных – из Атлантического сектора Арктики [Природа…, 2020]. Из-за влияния теплого течения Гольфстрим, вернее его ветви, на территории региона часто отмечаются аномально высокие температуры зимой. Также на климат Мурманской области оказывает влияние большое температурное различие района Баренцева моря и центральной (материковой) части региона. В частности, из-за этого в Мурманской области часты смены направления ветров.

Самый теплый месяц года в Мурманской области – это июль. В среднем в регионе в июле температура колеблется от +9 до +14 °С. Самый холодные месяцы – январь и февраль. Обычно в Мурманской области средняя температура в январе и феврале составляет от -9 до -13 °С [Природа…, 2020]. В последние несколько десятилетий наблюдается тенденция увеличения средних температур по месяцам и годам на территории Мурманской области. Например, средняя температура зимы в Мурманске в 1961–1990 гг. составляла -8.5 °С, а в 2004-2013 гг. она поднялась до -6.8 °С. Тоже самое наблюдается для весенних, летних и осенних температур [Демин и др., 2013]. Отмечено, что факт потепления климата Арктики, включающей Мурманскую область, не вызывает сомнения [Природа…, 2020].

Мурманская область – регион с избыточным увлажнением. В горных районах годовое количество осадков может быть более 1000 мм, а в целом по региону – от 500 до 700 мм [Природа…, 2020]. Число дней с атмосферными осадками колеблется от района к району Мурманской области от 150 до 245 дней. Большая часть из них – это снег. В городе Мурманске среднегодовое количество осадков в период с 1891 по 2010 гг. составило 493 мм, что выше,

чем за период 1936-1980 гг. (488 мм) [Демин, 2012]. Большая часть атмосферных осадков в городе Мурманске выпадает в июле и августе, меньше всего осадков выпадает в феврале (Рис. 2.11).

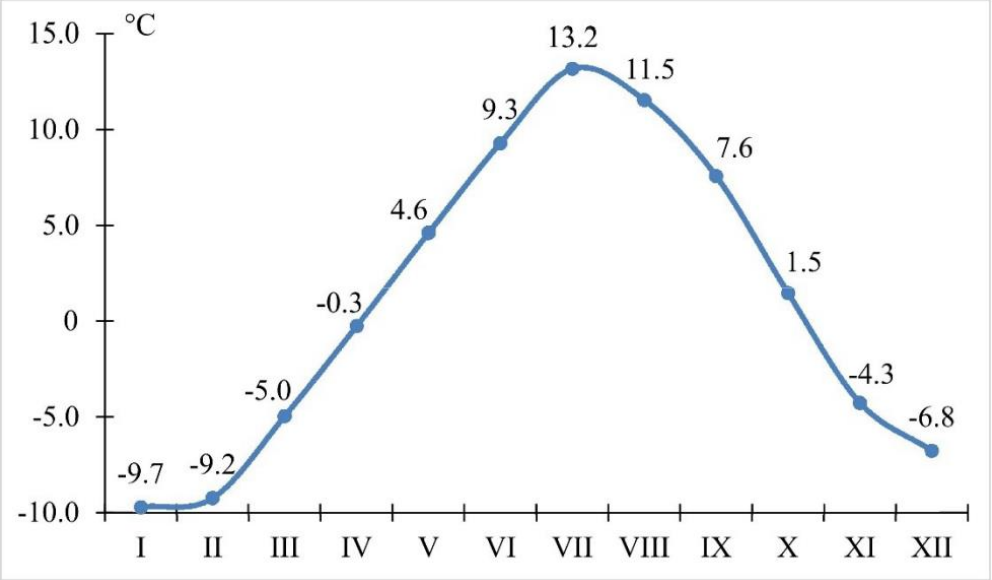


Рисунок 2.11 – Годовой ход атмосферных осадков в городе Мурманске за период с 1990 по 2019 гг. [Слуковский и др., 2023]

Одна из климатических особенностей Мурманской области – это сезонная смена ветров преобладающих направлений. В частности, зимой в регионе преобладают южные и юго-западные ветра, а летом – северные и северо-западные. Наиболее заметны смены ветровых режимов по сезонам года на побережье Баренцева моря, включая Кольский залив, где расположен г. Мурманск [Природа…, 2020]. Согласно архивным данным погоды world-weather.ru в Мурманске преобладающими ветрами являются ветра южного (39%), северного (20.2%) и юго-западного (14%) направлений (Рис. 2.12). Очень похожая картина наблюдается и в городе Мончегорске, где на долю южных ветров приходится 36.2% всех ветров, дующих в этом районе. Также в районе этого населенного пункта, расположенного на берегу озера Имандра, часто дуют северные (19.5%) и северо-западные ветра (17.1%). На рисунке ниже представлены еще розы ветров районов города Кировска, поселка городского типа Никель и сел Териберка и Умба.

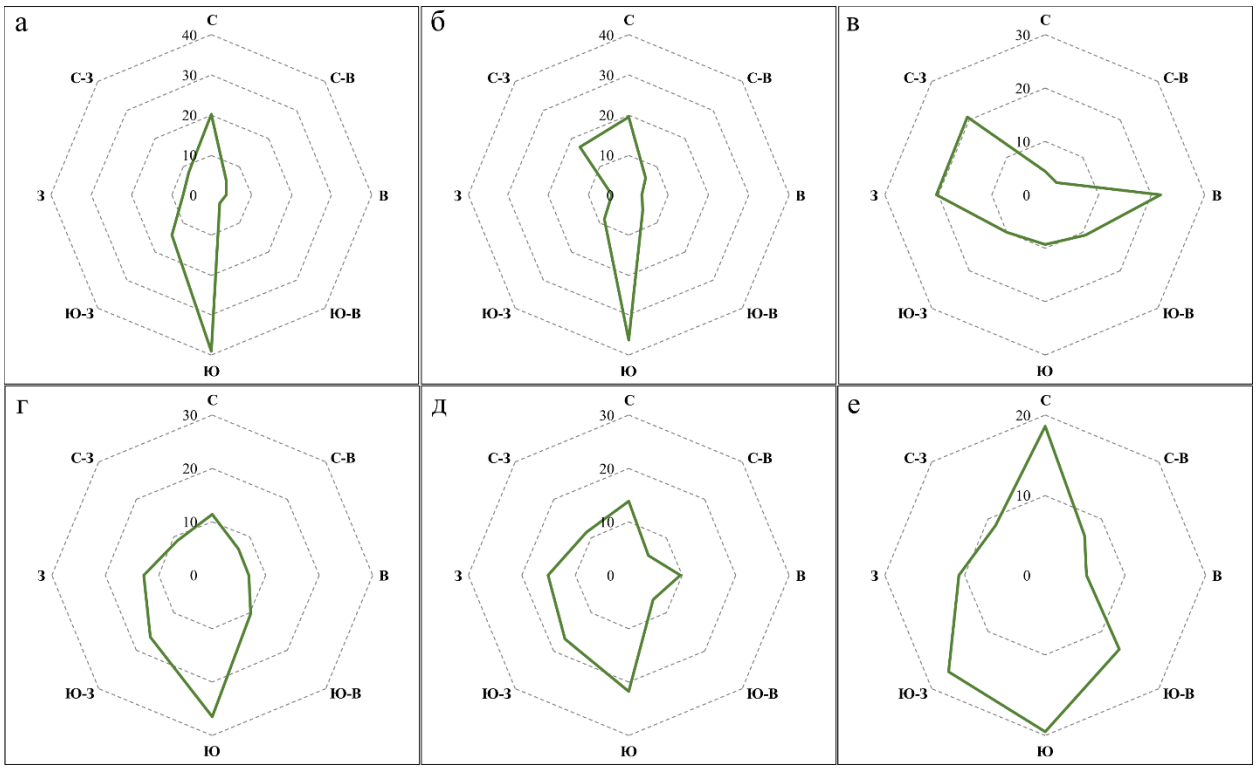


Рисунок 2.12 – Графики направлений ветра в населенных пунктах Мурманской области по данным архива world-weather.ru. Показаны розы ветров для Мурманска (а), Мончегорска (б), Кировска (в), Никеля (г), Териберки (д) и Умбы (е)

Водные ресурсы. Территория Мурманской области относится к бассейнам Белого, Баренцева и Балтийского (крайний юго-запад области) морей. В регионе насчитывается более 18 тыс. рек и более 105 тыс. озер [Кольская…, 2008; Даувальтер, Кашулин, 2014]. Как и в случае с Карелией, подавляющее большинство озер Мурманской области относится к малым с площадью не более 1 км^2. Крупнейшее озеро региона – Имандра (Рис. 2.13).

Озера Мурманской области имеют ледниковое, тектоно-ледниковое, реже морское и речное происхождения. Малые ледниковые водоемы зачастую не имеют сток или их сток крайне слабо выражен. Питаются такие озера в основном за счет атмосферных осадков. Часто они бывают сильно заболоченными [Природа…, 2020].

Как и на всем Севере России зимой озера области замерзают (Рис. 2.14). Ледостав длится с конца октября-начала ноября до конца мая-начала июня в зависимости от района Мурманской области [Кольская…, 2008]. Толщина льда в конце зимы на небольших озерах горных районов региона может достигать 1 метра и даже больше.



Рисунок 2.13 – Озеро Имандра (фото З.И. Слуковского)



Рисунок 2.14 – Процесс становления льда на озере Сейтесъявр (Хибинский горный массив) в начале ноября 2024 года (фото З.И. Слуковского)

В гидрохимическом отношении малым озерам Мурманской области свойственна низкая минерализация, обилие гумусовых веществ, низкая

прозрачность вод. В основном воды озер региона относятся к гидрокарбонатному типу [Даувальтер, Кашулин, 2014]. Фоновое значение минерализации озерных вод региона равно 14 мг/л [Аннотированный…, 2010]. Медианные показатели pH вод озер Мурманской области колеблются от 6.27 до 6.93 при среднем фоновом значении – 6.42 [Аннотированный…, 2010; Даувальтер, Кашулин, 2014]. В болотистой местности региона значение pH может существенно снижаться, также в этих районах снижается общая минерализация воды и повышается уровень органических веществ (Рис. 2.15).

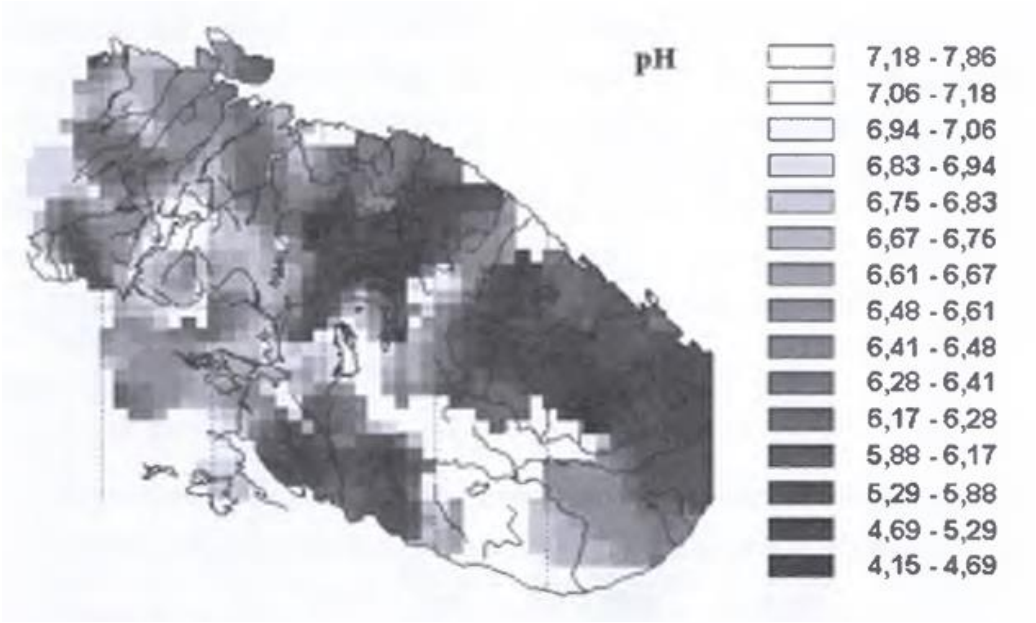


Рисунок 2.15 – Распределение показателя pH в поверхностных водах, включая озера, Мурманской области [Даувальтер, Кашулин, 2014]

Низкие показатели pH характерны также для вод озер, расположенных вблизи промышленных объектов. Этот процесс называется закислением [Моисеенко, Гашкина, 2015]. Кроме него (закисления) к негативным последствиям влияния антропогенных факторов на состояние озер региона относятся эвтрофикация, загрязнение тяжелыми металлами. В основном это происходит в озерах, которые расположены в непосредственной близости от промышленных объектов Мурманской области. Например, в районе действующего металлургического производства в г. Мончегорске. Установлено, то в воде озер вблизи медно-никелевого комбината повышены концентрации Ni, Cu, Pb, Cd и др. элементов в воде, снижены показатели pH, что сказывается на живых организмах, обитающих в этих водоемах [Denisov et al., 2020]. Кроме прямого загрязнения на качество вод озер Мурманской области оказывает влияние перенос различных веществ в Арктику через атмосферу из других регионов мира, а также изменение климата. В частности,

в результате комплекса различных факторов происходит усиление эвтрофирования озер региона [Сценарии…, 2019].

2.3. Район города Архангельска

Географическое положение. Архангельск – столица и самый крупный город Архангельской области, субъекта Российской Федерации на севере Европейской части России. Город расположен в устье реки Северной Двины (Рис. 2.16), примерно в 30 км от побережья Белого моря. Несмотря на то, что город находится южнее Северного полярного круга, он включен в список 9 муниципалитетов Архангельской области, входящих в состав Арктической зоны Российской Федерации.



Рисунок 2.16 – Вид на Архангельск с высоты (фото С. Яковлева)

Район города Архангельска, как и значительная часть всей области (около 55%), относится к зоне северной тайги. Самый распространенные виды деревьев – ель сибирская и сосна обыкновенная. Почвы города представлены подзолами, что характерно для таежной зоны региона.

Население города Архангельска составляет на 01.01.2024 301.4 тыс. человек. По этому показателю Архангельск – пятый по численности город Северо-Западного федерального округа после Санкт-Петербурга, Калининграда, Вологды и Череповца.

Геологическое строение и рельеф. Рельеф города Архангельска преимущественно равнинный, так как Архангельская область находится на севере Восточно-Европейской равнины [Онякова, 2020]. В целом рельеф региона сформировался в эпоху голоцена в результате таяния (отхождения) волдайского ледника. Покрывающие (осадочные) породы мощностью до 550 м сложены в основном элювиальными, аллювиальными, торфяниковыми, озёрными, морскими и ледниковыми отложениями и представляют собой пески, глины, супеси с кластолитами (глыбы, валуны, гальки), алевритами, торфяники.В широко распространенной морене этого времени обычно встречаются валуны нефелинового сиенита [Государственная…, 2012]. Коренные породы (граниты, гнейсы) отвечают в основном докембрийскому возрасту [Титов, 2016]. В самом городе Архангельске коренные породы не выходят на дневную поверхность. Геология территории представлена морскими суглинками с прослоями песка и мореной, сложенной суглинками с включением гравия и гальки [Онякова, 2020].

Климат. Город Архангельск находится в зоне умеренного климата. Зима продолжительная умеренно холодная, лето короткое и прохладное. Самый холодный месяц года – январь. Средняя температура января в Архангельске равна, согласно данным сайта world-weather.ru, -11.5 °C. Самый теплый месяц года – июль. Средняя температура июля в Архангельске составляет 19.5 °C. Ежегодная норма атмосферных осадков в Архангельске равна примерно 635 мм. Больше всего осадков выпадает в августе в виде дождей, минимальное количество осадков выпадает в марте. Господствующие ветра в Архангельске южного (18.8%), северо-западного (14.8%) и западного направления (14.2%) (Рис. 2.17).

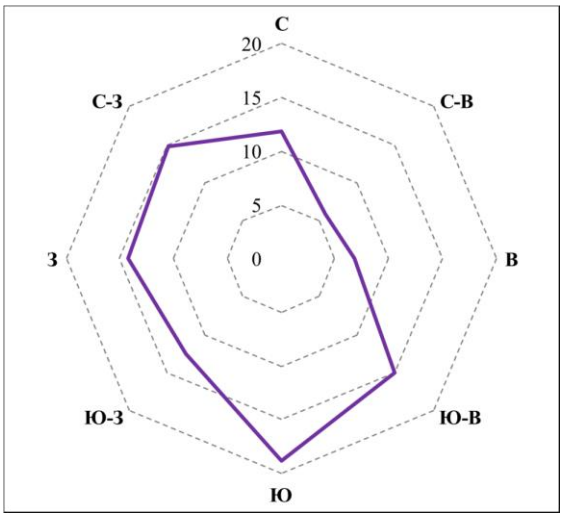


Рисунок 2.17 – Роза ветров территории города Архангельска данным архива world-weather.ru.

Водные ресурсы. В целом в Архангельской области очень густая сеть рек и озер. Почти все они относятся к бассейну Белого моря. Всего в регионе насчитывается около 2500 озер. Озера Архангельской области находятся на Беломорско-Кулойском плато, территории которого относятся к природной зоне северной тайги. Воды озер северной тайги формируются под влиянием многолетнемерзлых рыхлых четвертичных отложений, представленных в основном кварцевыми песками водно-гляциального и аллювиального происхождения и пресными морскими и гляциальными глинами и суглинками [Сысо, 2007]. Эта зона испытывает кислотное выщелачивание, обусловленное влиянием продуктов интенсивного распада биомассы хвойной и моховой растительности [Кремлева, 2015]. В самом городе Архангельске и территории вокруг него можно насчитать полтора-два десятка озер. Практические в самом центре города находится небольшое озеро Бутыгино (Рис. 2.18), которое окружено плотной городской застройкой. Исследования показывают, что урбанизированная среда города влияет на накопление тяжелых металлов в озерах города. В частности, отмечается негативное влияние местного предприятия энергетического блока [Стародымова и др., 2023].



Рисунок 2.18 – Вид на озеро Бутыгино, Архангельск (фото З.И. Слуковского)

2.4. Район города Челябинска

Географическое положение. Челябинск – административный центр Челябинской области, расположенной на юге Уральского федерального округа России. С географической точки зрения город Челябинск находится почти в центре материка Евразия в лесостепной зоне, к востоку от Уральских гор [Челябинская…, 2012]. Челябинск – это промышленный город-миллионник. На 2024 год население города составляет 1177 тыс. человек. Во всей Челябинской области проживает 3395 тыс. человек, то есть в Челябинске живет примерно 35% населения всего региона.

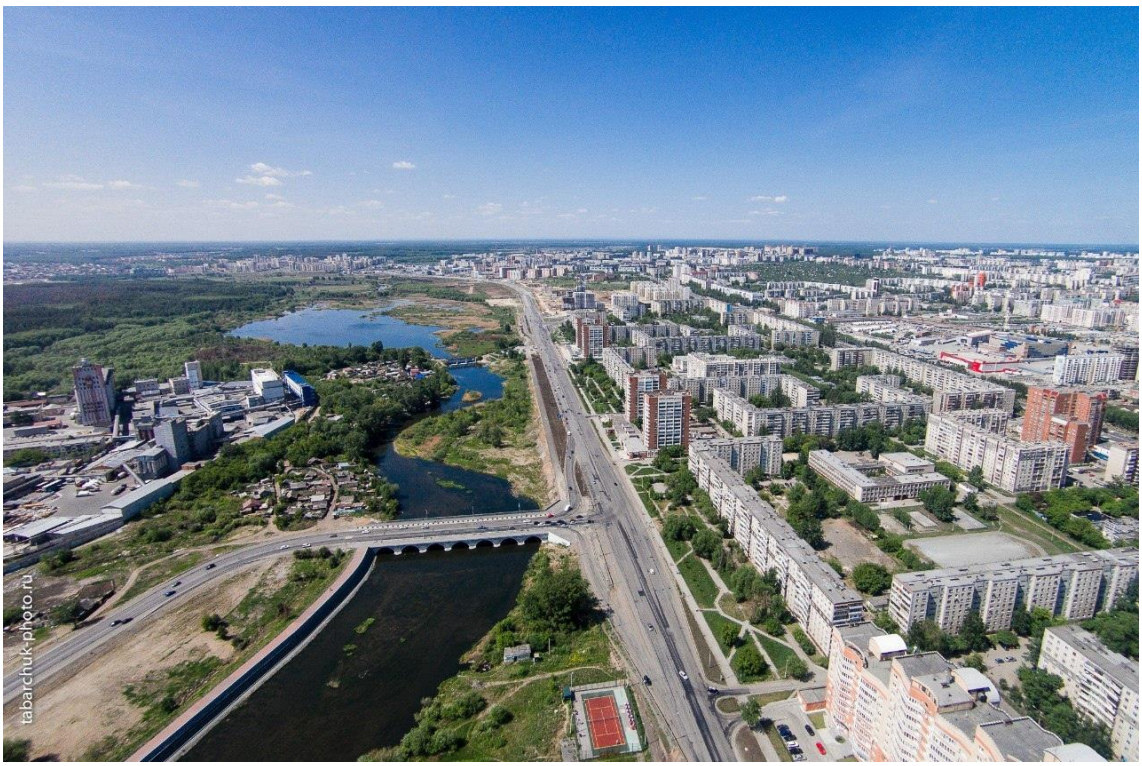


Рисунок 2.19 – Вид на город Челябинск с высоты (фото Павла Табарчука)

Геологическое строение и рельеф. Челябинская область расположена в северной части Южного Урала, где развиты практически все известные на Урале формации осадочных, метаморфических и изверженных пород [Левит, 2005]. В целом регион характеризуется разнообразием геологических формаций, относящихся к различным геологическим эрам, включая докембрий, мезозой и кайнозой. Формирование облика и глубинного строения Южного Урала завершилось в позднем мезозое, когда завершились процессы магматизма и тектоники. Особенностью является Магнитогорский вулканический пояс, образовавшийся 490-470 млн лет назад. Основу геологического строения региона составляют гнейсы, граниты, вулканические породы и осадочные образования [Левит, 2005].

В пределах города Челябинска и близлежащих территорий геологические образования представлены гранитами, гранодиоритами, кварцитами, вулканитами, туфами, туффитами, метавулканитами, метасланцами, песчаниками, аргиллитами, бурыми углями, конгломератами, глинами (иногда с галькой, гравием и песками) [Государственная…, 2013]. Среди полезных ископаемых, разведанных в этом районе, можно выделить месторождения гранитов, медно-цинково-колчеданной руды, угля и кварцита. И в целом Челябинская область довольно богата месторождениями металлических и неметаллических минералов: формовочных песков; доломитов и известняков; асбеста; вермикулит и мусковита; скарново-магнетитовых руд, железных руд, титаномагнетита; урановых руд; никелевых руд, свинца, серебра [Государственная…, 2013]. В четвертичное время в Челябинской области сформировалось промышленное месторождение урана нового типа (Санарское), расположенное в долине реки над корой выветривания гранитов [Геология…, 1973].

Климат. Город Челябинск характеризуется умеренным климатом, а точнее умеренно континентальным. Зимы тут длинные, умеренно-холодные и снежные, лета умеренно теплые и сухие. Самый холодный месяц – январь. Средняя температура воздуха в январе по данным сайта world-weather.ru от -13 до -16 °С. Самый теплый месяц – июль, средняя температура воздуха в Челябинске в июле варьирует от 22 до 23 °С. Среднегодовое количество атмосферных осадков в районе города Челябинска – 430 мм. Большего всего осадков в виде дождей выпадает в июле (около 90 мм). В Челябинске по данным сайта world-weather.ru преобладают ветра южного (25.7%), западного (23%) и северного направлений (18.4%) (Рис. 2.20). Среднегодовая скорость ветров в районе города от 3 до 4 м/с. Порывы могут достигать 25-28 м/с.

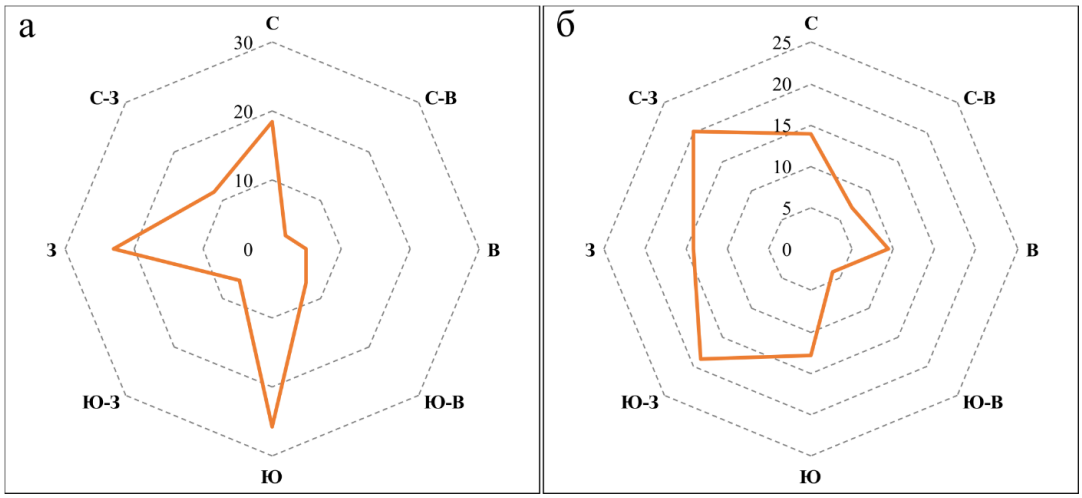


Рисунок 2.20 – Розы ветров города Челябинска (а) и города Карабаша, крупного промышленного узла области (б)

Водные ресурсы. Всего в челябинской области насчитывается свыше 3700 озер. Большинство из них относится к категории небольших и малых с площадью водосбора менее 1 км^2 [Челябинская…, 2012]. Котловины озер области преимущественно имеют эрозионно-тектоническое, просадочное и карстовое происхождение. Также в долинах крупных рек отмечаются озера речного происхождения (старицы).

Город Челябинск стоит на реке Миас. В пределах города также находится Шершнёвское водохранилище, а также несколько крупных (Смолино, Синеглазово, Первое, Второе) и множество мелких озер (Рис. 2.21), которые преимущественно находятся на небольшом отдалении от города. В результате деятельности промышленных предприятий Челябинской области многие озера региона испытывают антропогенную нагрузку, что выражается, в частности, в повышенных концентрациях химических элементов в воде и отложениях озер региона [Масленникова и др. 2014].



Рисунок 2.21 – Вид на озеро Малое Курейное, расположенное близ города Челябинска (фото З.И. Слуковского)

2.5. Норильский промышленный район

Географическое положение. Норильский промышленный район, который иногда именуется, как «Большой Норильск», это группа населенных пунктов, административно образующих единое муниципальное образование

«город Норильск» и расположенных на севере Красноярского края, на полуострове Таймыр. В Норильский промрайон входят город Норильск, включая районы Талнах и Кейеркан, а также жилое образование Оганер и Снежногорск. Также рядом с Норильским промрайоном находится город Дудинка (не включен в него), который выполняет роль порта для предприятий района.

Норильский промышленный район находится за Северным полярным кругом, а также входит в состав Арктической зоны Российской Федерации. Большая часть района находится в зоне тундры и частично (на юге района) лесотундры. Также территория Норильского промышленного района находится в зоне развития вечной мерзлоты.

Население Норильска (и по сути всего Норильского промрайона) на 2024 год составляет примерно 176.7 тыс. человек. Норильск – это самый северный город мира с население более 150 тыс. человек и второй по численности населения в Красноярском крае после Красноярска. В городе Дудинка, который находится рядом с Норильским промрайоном, население составляет около 19.3 тыс. человек. Таким образом, всего в этом районе на севере Красноярского края проживает чуть менее 200 тыс. человек. Промышленная история Норильского промрайона насчитывает около 90 лет с момента строительства тут горно-металлургического комбината (Рис. 2.22).



Рисунок 2.22 – Вид на Надеждинский металлургический завод (Норильск), фото Photoblag.

Геологическое строение и рельеф. Норильский район расположен на северо-западной окраине Сибирской платформы, где осадочный чехол включает породы палеозойского и кайнозойского возрастов [Рудакова, 2012]. Территория характеризуется высокоградиентными прогибами, высокой плотностью разломов и мощными вулканогенно-осадочными толщами, достигающими 15 км. Подъем плато Путорана привел к радиальной трещиноватости, сформировавшей современную речную сеть. В плейстоцене ледники разработали тектонические трещины, создавая глубокие троговые долины [Большиянов и др., 2007].

Фундамент платформы Норильского района не выходит на дневную поверхность. В отдельных блоках представлены осадочно-вулканогенные и молассоидные формационные ряды нижнепротерозойского складчатого структурного яруса, а также терригенно-карбонатные и вулканогенные формации складчатых ярусов. В основании залегают известняки и глинистые сланцы протерозоя, перекрытые терригенными породами, включая алевриты и песчаники. Верхнепротерозойская часть разреза представлена доломитами и известняками. В кембрийском разрезе преобладают карбонатные породы. Отложения ордовика, силура и девона схоже по составу и отличаются литологическим разнообразием, включая доломиты, аргиллиты, известняки и мергели, образующие маркирующий геоэлектрический горизонт. Данная серия пород перекрыта эффузивами верхней перми - нижнего триаса [Дюжиков и др., 1988].

В пермском и триасовом периодах зона Норильска стала центром траппового магматизма. Это геологическое событие привело к образованию крупных вулканических комплексов, в которых сосредоточены уникальные по запасам и ценности Pt-Cu-Ni месторождения. [Криволуцкая, 2013]. Основной рудоподводящей структурой является Норильско-Хараелахский разлом, протяженность которого составляет 470 км [Рудакова, 2012]. Под трапповой толщей находятся пермские отложения угольных пластов (мощностью до 20 м) Тунгусского угольного бассейна [Разработка…, 2007].

Норильский рудоносный комплекс характеризуется дифференцированными ультрабазит-базитовыми массивами с средневзвешенным содержанием MgO в диапазоне 10-12 %. Породы классифицируются по свитам представленным высокотитанистыми субщелочными и пикритовыми базальтами, и низкотитанистыми толеитовыми базальтами [Геологическая…, 1963]. Сравнение геохимических особенностей рудоносных интрузивов Норильского района с Карело-Кольским свидетельствует об их сходстве: все они обладают типичными коровыми спектрами распределения микроэлементов в породах [Криволуцкая, 2013].

На сегодняшний день в Норильском районе сосредоточены 70% общероссийских запасов Ni, 70% – Cu, 89% –Pt и 72% – Co. Из норильских руд также добывают Au, Ag, Pd, Ir, Se, Os, Ru и Te [Севастьянов и др., 2014]. В месторождениях выделяются два типа руд: платино-медно-никелевые сульфидные и платиновые малосульфидные. Последние расположены в верхних частях массивов, приурочены к горизонту, сложенному лейкогаббро и магматическими брекчиями, иногда – пикритовыми габбро-долеритами [Лихачев, 1996].

Особенностью норильских месторождений является несоответствие мощности интрузивов и объемных руд, составляющих до 15%. Основные минералы включают пирротин, пентландит и минералы группы халькопирита. В настоящее время в Норильском районе разрабатываются три крупнейших месторождения: Октябрьское, Талнахское и Норильск-1 (Рис. 2.23) [Криволуцкая, 2013].



Рисунок 2.23 – Общий вид сверху на карьер Медвежий ручей, месторождение Норильск-1 (фото Ю.Д. Гриценко)

Рельеф территории Норильского промышленного района характеризуется как возвышенный равнинный слаборасчлененный (холмистый) и местами – гористый [Доничева, Кочнев, 2009]. Максимальные

абсолютные отметки в основном выше 600 м, минимальные – в районе 30-50 м. Непосредственной Норильский геоблок имеет низкогорный (холмистый) рельеф с высотами от 100 до 600 м. Наивысшие отметки имеет вершина, с которой стекают притоки наиболее крупных водотоков района [Доничева, Кочнев, 2009].

Климат. Норильск и населенные пункты рядом с ним относится районам Крайнего Севера. Климат тут суровый субарктического типа с долгими и холодными зимами, коротким летом и сильными ветрами. Самый холодный месяц тут – это февраль. Средняя температура воздуха в феврале в Норильске по данным сайта world-weather.ru составляет от -27… - 28 °С. Самый теплый месяц года тут – июль, средняя температура которого в Норильске составляет около 16 °С. Среднегодовая температура воздуха в этом районе примерно -9.5 °С.

Среднегодовая норма атмосферных осадков в районе Норильска составляет 341 мм. Больше всего осадков в виде дождей выпадает в августе, а меньше всего – в феврале. Наиболее популярное направление ветра в Норильске, включая район Талнах, юго-восточное (28.4%) (Рис. 2.24). Также здесь часто дуют ветра северо-западного (17.3%) и восточного направлений (16.5%). В городе Дудинка наиболее преобладают ветра южного, юго-восточного и восточного направлений.

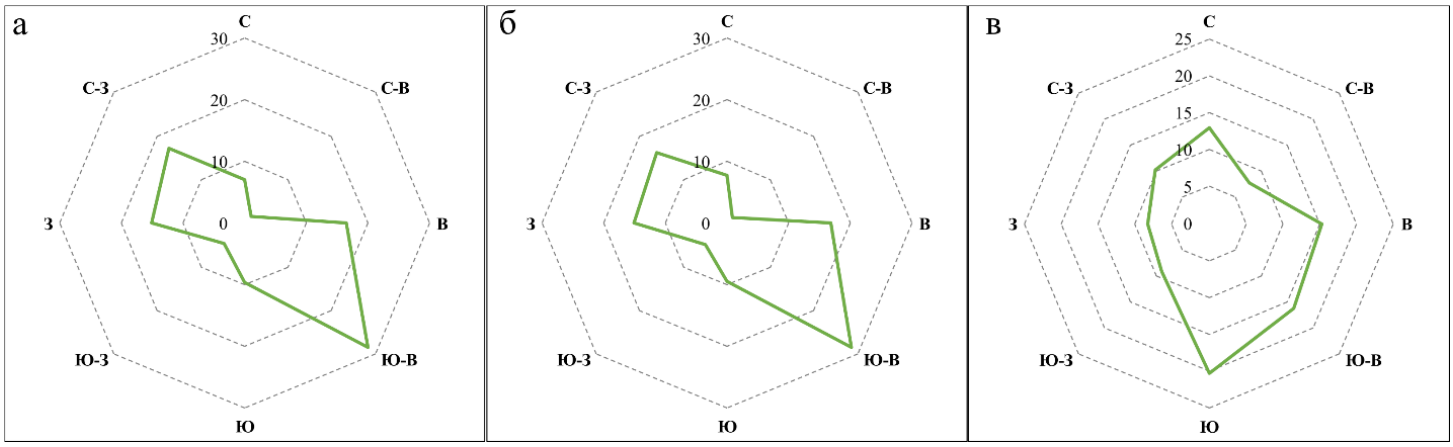


Рисунок 2.24 – Розы ветров города Норильска (а), района Талнах (б) и города Дудинка (в)

Водные ресурсы. Во всем Красноярском крае насчитывается более 323 тыс. озер, причем большинство из них (около 85%) находится за полярным кругом, в частности, на территории полуострова Таймыр. Согласно картам, в районе Норильского промрайона и города Дудинка, между реками Норильской и Енисей, находятся крупные озера (Пясино, Усун-Кюель и др.), а также десятки мелких водоемов. Большинство озер тут имеют ледниковое, термокарстовое и речное происхождение. Воды в озерах в районе Норильска

относятся к сульфатно-кальциевой или гидрокарбонатно-кальциевой группе. Водоемы характеризуются повышенной минерализацией и низкой цветностью [Базова, Кошевой, 2017]. В водах местных озер выявлены повышенные концентрации тяжелых металлов: Cu (до 20.5 мкг/л), Ni (до 67.6 мкг/л), Sr (до 189 мкг/л), Mn (37.4 мкг/л), Co (1.02 мкг/л), Mo (0.27 мкг/л), что связано с антропогенной нагрузкой на водосбор и сильной заболоченностью района. Приоритетными загрязнителями донных отложений водных объектов, согласно обширному эколого-геохимическому картированию, в зоне Норильского промышленного района являются Pb, Cr, Cu, Ni, Mo, Co, V, Zn [Головин и др., 2012]. Основные источники загрязнения связаны с деятельностью Норильского горно-металлургического комбината, Кайерканского металлургического завода, Талнахская обогатительная фабрика, а также ряд крупных рудников.



Рисунок 2.25 – Вид на безымянное озеро в районе Норильского промрайона (фото Сергея Пархоменко)

2.6. Остров Кинг-Джордж, Антарктика

Географическое положение. Остров Кинг-Джордж – крупнейший остров в архипелаге Южные Шетландские острова, расположенном к северу от Антарктического полуострова в западном секторе Антарктики. Второе

название острова – Ватерлоо. Используется редко (в основном в русскоязычной литературе) по сравнению с международным названием «Кинг-Джордж».

Остров Кинг-Джордж находится на стыке двух океанов – Атлантического и Тихого, если исходить из того, что океанов четыре. В противном случае, остров – часть Южного океана. В северной части Кинг-Джордж омывается водами пролива Дрейка (Рис. 2.26), в южной – водами пролива Брансфилд. Первый отделяет остров от Южной Америки, второй – от материковой части Антарктики (Антарктиды).



Рисунок 2.26– Вид на пролив Дрейка с берега острова Кинг-Джордж в январе 2022 года (фото З.И. Слуковского)

Около 95% территории острова Кинг-Джордж покрыто ледником [Jiahong et al., 1998]. Самая большая свободная от ледника часть суши острова называется полуостровом Файлдс, который находится в юго-западной части Кинг-Джорджа и имеет площадь около 30 км^2 [Симонов, 1973]. На территории Файлдса находятся круглогодичные полярные станции России (Беллинсгаузен) (Рис. 2.27), Чили (Президент Эдуардо Фрей Монталва), Китая (Великая стена) и Уругвая (Артигас). Еще семь полярных станций, включая четыре круглогодичные станции Южной Кореи, Польши, Бразилии и Аргентины, находятся в других районах острова Кинг-Джордж, что делает это

место самым густонаселенным районом Антарктики [Braun, Hock, 2004]. Кроме полярных станций на полуострове Файлдс функционирует аэропорт, принадлежащий Чили и расположенный недалеко от станции этой страны и российской станции Беллинсгаузен. Также Файлдс – это популярное туристическое место, особенно в период лета в Южном полушарии, то есть с декабря по март. Благодаря развитию полярных станций на полуострове Файлдс вдоль его восточного побережья от станции Великая стена до станции Артигас функционирует (в основном в летнее время) грунтовая автомобильная дорога.



Рисунок 2.27 – У входа на станцию Беллинсгаузен
(фото из архива З.И. Слуковского)

Несмотря на то, что остров Кинг-Джордж и его часть (полуостров Файлдс) – не часть континента Антарктиды, они все равно находятся в зоне антарктической пустыни. Здесь развита вечная мерзлота [Simonov, 1977], а скудная растительность представлена преимущественно лишайниками и мхами [Андреев, Курбатова, 2020]. Из цветковых растений на Файлдсе, который по сути является антарктическим оазисом, можно встретить только колобантус кито и луговик антарктический. Также тут отмечаются находки шляпочных грибов вида *Galerina antarctica* (Рис. 2.28). Это ядовитые грибы из-за содержания в них аматоксинов, что роднит их с бледной поганкой. На полуострове Файлдс преобладают первичные субантарктические почвы. Сплошного почвенного покрова нет. Примитивные почвы встречаются пятнами под мохово-лишайниковой дерниной или водорослевой коркой, где скапливается мелкозем. Первичные субантарктические почвы содержат от 1 до 17% гумуса, который сосредоточен в верхней части почвенного профиля.

Источниками органических веществ являются растительный детрит и плазма микроорганизмов [Simonov, 1977].



Рисунок 2.28 – Шляпочные грибы на мху, остров Кинг-Джордж (фото З.И. Слуковского)

Геологическое строение и рельеф. Рельеф полуострова Файлдс представлен невысокими холмами (сопками) с абсолютными отметками от 100 до 150 м и многочисленными сквозными долинами субширотного простирания (Рис. 2.29) [Simonov, 1977]. Береговая линия местами сильно изрезана заливами, напоминающими фьорды. На обоих побережьях полуострова Файлдс имеются пляжи, сложенные песком, галькой и скальными породами, выходящими на дневную поверхность. Небольшой ледниковый купол, занимающий северо-восточную часть полуострова и входящий в состав ледникового покрова острова Кинг-Джордж, также является частью рельефа Файлдса. Абсолютная высота купола составляет 245 м [Simonov, 1977]. Понижения рельефа заполнены талыми водами, что образует десятки неглубоких (до 1.5-2 м) озер [Mills, 2003]. Есть и глубокие водоемы, они приурочены к понижениям дна сквозных долин. Некоторые из этих озер имеют сток в виде ручьев, вскрывающих аккумулятивные морские террасы [Симонов, 1973].



Рисунок 2.29 – Панорама вида на полуостров Файлдс в феврале 2022 года (фото З.И. Слуковского)

Геология острова Кинг-Джордж характеризуется разнообразием вулканических пород и сложной тектонической эволюцией [Stüwe, Oliver, 1989]. Тектонические процессы данного района связаны с процессом движения Южно-Американской, Скотия и Антрактической литосферных плит, начавшимся в палеозой-мезозое и продолжающимся до настоящего времени [Hamilton, 1995]. Тектонический режим считается экстенсивным и ограничивается районами вулканических островных дуг, где доминирует третичная вулканогенно-осадочная деятельность, которая ассоциируется с нормальными разломами, разломами скольжения и интенсивной трещиноватостью.

Основной горной породой на острова Кинг-Джордж является малообломочный безгранатовый ортогнейс [Stillwell, 1918]. Также большое петрологическое значение имеют мафические включения и параллельные складчатости дайки амфиболитов, интрудирующие ортогнейс, поздние аплитовые и пегматитовые жилы, содержащие пирит, гранат, белую слюду, кварц и сульфиды. На западе порта Мартина наиболее распространены гранитные и диоритовые гнейсы с гранатом, которые прерываются линзами пелитовых гнейсов. Мыс Хантер состоит из метаморфизированных филлитов с вертикальной слоистостью [Stillwell, 1918].

В районе Адмиралтейского залива (бухты) (Рис. 2.30), крупнейшего залива острова Кинг-Джорж выделяются следующие комплексы: мезозойский слоистый комплекс андезитовых и риолитовых лав (юрский); андийские интрузии в виде даек, сопровождающиеся пиритовой минерализацией (меловой); третичный комплекс базальтовых и андезитовых лав с осадками

(эоцен-миоцен); поздние третичные базальтовые и андезитовые интрузии (миоцен- плиоцен); поздний третичный эффузионный комплекс: оливиновые базальты и андезиты (плиоцен-плейстоцен); четвертичные интрузии и эффузивные породы, в основном оливиновые базальты (голоцен) [Birkenmajer, 1980].



Рисунок 2.30– Вид на Адмиралтейский залив острова Кинг-Джордж (фото Alex Shatravka)

На полуострове Файлдс преобладают вулканические породы представленные базальтами, андезито-базальтами, андезитами и дацитами, а также туфами и вулканическими брекчиями. В результате исследований, проведенных Smellie et al. [1984], с помощью K–Ar метода был установлен возраст вулканических пород полуострова Файлдс – 58.5 и 47.2 млн. лет соответственно, что отвечает палеогеновому периоду.

Стратиграфические исследования выделили четыре основных формации в группе полуострова Файлдс: 1) Клемент Хилл: базальты, базальто-андезиты и андезиты, переслаивающиеся вулканическими брекчиями; 2) Пролив Файлдс: трахибазальты и порфировые базальты, связанные с вулканическими брекчиями; 3) Залив Шнайдер: порфировые базальты, базальто-андезиты, андезиты и дациты, переслаивающиеся брекчиями; 4) Винкель Пойнт:

базальты и базальто-андезиты, переслаивающиеся вулканическими брекчиями, агломератами, конгломератами и туфами [Smellie et al., 1984].

В магматических породах полуострова Файлдс преобладают примеси оливина и клинопироксена. Анализ образцов показал содержание Al_2O_3 в диапазоне от 15 до 26 % и переменное содержание MgO от 2 до 9 %. Низкие значения Ni и Cr в большинстве образцов указывают на то, что они не являются первичными магмами. Кроме того, исследование пород полуострова Файлдс демонстрирует обогащение такими элементами, как P,V, Mn, Cu и Sr. В то же время, отмечается обеднение в содержании таких элементов, как Cr, Ni, Zr, Hf и Nb (Cr) [Machado et al., 2005].

Климат. На полуострове Файлдс отмечается влажный и прохладный океанический климат с небольшими сезонными колебаниями температуры. Он определяется географическим положением Южных Шетландских островов вблизи Антарктического фронта, окружающими водами и подстилающей поверхностью. Погода здесь схожа с погодой в зоне дрейфующих льдов [Simonov, 1977]. Среди ключевых особенностей погодных условий района Файлдса можно выделить постоянную облачность, частые туманы, снегопады и дожди.

Согласно данным сайта aari.ru среднегодовая летняя температура воздуха, отмечаемая на метеостанции Беллинсгаузена, равно +1 °C. Среднегодовая зимняя температура равна -5.9 °C. Полуостров Файлдс – это одно из самых теплых мест всей Антарктики. Самым теплым месяцем тут считается январь, а самым холодным – июль. Среднегодовая сумма атмосферных осадков по данным метеостанции Беллинсгаузена составляет 701.3 мм при колебаниях от 500 до 1000 мм за период наблюдения с 1968 года по 2011 год (Рис 2.31) [Kejna et al., 2013]. Больше всего осадков в районе полуострова Файлдс выпадает в марте, а самый сухой месяц в этом районе Земли – ноябрь. Основной вид осадков тут – это снег (Рис 2.32). Количество дней со снеговыми выпадениями, согласно сайту meteoblue.com, колеблется от 9 в феврале до 23.8 в октябре.

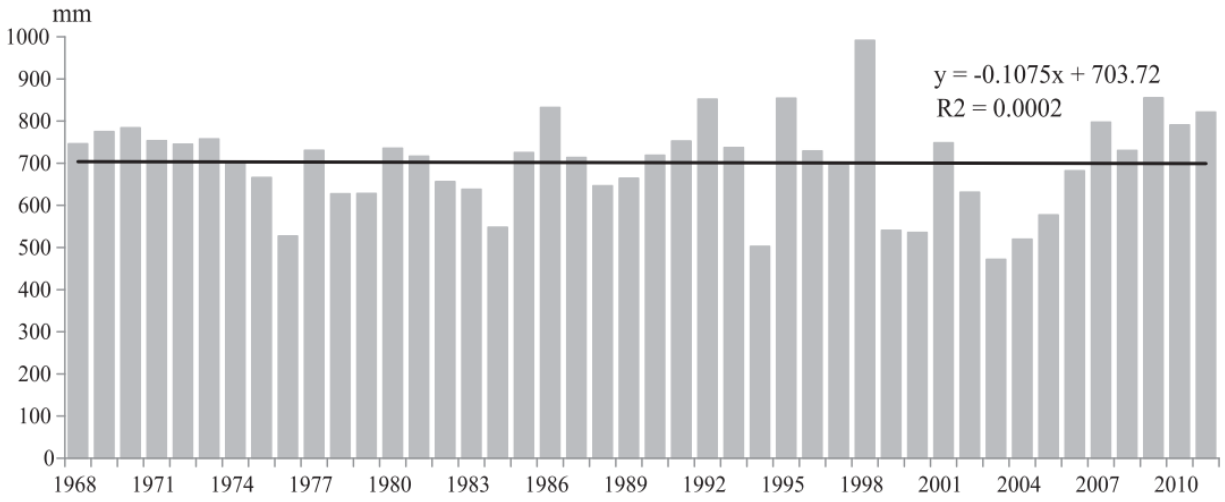


Рисунок 2.31– Среднегодовые колебания количества атмосферных осадков в районе станции Беллинсгаузен (Россия) [Kejna et al., 2013]



Рисунок 2.32– Заснеженные окрестности станции Беллинсгаузен в феврале 2022 года при плюсовой температуре воздуха (фото Юлии Хоменко)

На полуострове Файлдс почти всегда дует ветер. Согласно данным сайта meteoblue.com господствующие ветра в данном районе имеют силу от 5.6 м/с до 11.1 м/с. Такие ветра дуют в большей части дней каждого месяца года. Безветренные дни крайне редки. Преобладают ветра западного, западно-юго-

западного и западно-северо-западного направлений. В редкие безветренные дни или часы на территорию полуострова Файлсд опускаются густые туманы.

Водные ресурсы. Полуостров Файлдс имеет хорошо развитую гидрографическую сеть с многочисленными реками, ручьями и озерами [Симонов, 1973]. Отмечается около 60 озер [Simonov, 1977]. По происхождению озера этого района Антарктики делятся на лагунные, которые встречаются вдоль морского побережья, ледниковые и тектоно-ледниковые. Например, самое крупное озеро полуострова Файлдс, которое называется Китеж (Рис 2.33), имеет тектоно-ледниковое происхождение. Самое глубокое озеро полуострова, называемое Глубоким или Уругвайским, единственное на Файлдсе имеет вулканическое происхождение. Его ложе было сформировано в кратере потухшего вулкана [Simonov, 1977].



Рисунок 2.33– Вид на озеро Китеж, Антарктика (фото З.И. Слуковского)

Основное питание озер полуострова Файлдс осуществляется благодаря атмосферным осадкам и летнему стоку от тающих ледников и снежников. Вода в озерах пресная, относится к хлоридному классу натриевой группы первого, второго и третьего типов [Скороспехова и др., 2016]. Отмечено, что самое высокое содержание хлоридов было обнаружено в трех крупных озерах полуострова – Китеж, Глубокое и Длинное. Присутствие ионов Na и Cl в озерных водах объясняется активным морским влиянием на гидрохимию озер

района [Simonov, 1977; Скороспехова и др., 2016]. Также озера полуострова Файлдс отличаются невысокими концентрациями биогенных (P, N) и микроэлементов, включая тяжелые металлы. Хотя в отдельных работах отмечается влияние деятельности полярных станций на химический состав воды и отложений озер Файлдса [Bueno et al. 2018; Слуковский, Гузева, 2024]. Учитывая, что воды озер полуострова отличаются чистотой, их используют для водоснабжения полярных станций. Например, из озера Китеж берут воду полярники станции Беллинсгаузен, из озера Глубокого – полярники со станции Артигас, а из озера Буревестник – китайские полярники со станции Великая стена.

В отличие от многих других озер Антарктики, которые имеют круглогодично сплошной ледяной покров, озера полуострова Файлдс открываются в летний период. Сезон открытой водлы длится с ноября-декабря по март-апрель в зависимости от озера и года [Simonov, 1977]. Только в редкие холодные годы озера оставались замерзшими даже в летний период. Некоторые неглубокие водоемы и водотоки зимой могут промерзать до самого дна, однако это не относится к большим и глубоким озерам таким, как Китеж, Глубокое, Длинное и другие. Прибрежные участки озер сложены песком и мелкой галькой, донные отложения представлены илами, часто содержащими органическое вещество [Simonov, 1977; Alfonso et al., 2015]. Также на дне многих озер полуострова Файлдс произрастает мох *Drepanocladus longifolius*, чья длина стеблей может достигать полутора метров, что делает этот мох самым длинным мхом в мире [Li et al., 2009].

2.6. Описание озер исследования

Большинство озер, исследованных в рамках работы, имеют площадь до 1 км^2, что относит их к категории малых водоемов. Например, в Республике Карелии исследованные озера, за исключением Выгозера, имеют площадь от 0.001 до 0.79 км^2 (Табл. 2.1). Озер с такими параметрами подавляющее большинство в регионе [Каталог…, 2001]. Их часто называют ламбами, а одно из них (озеро Ламба в городе Петрозаводске) даже имеет такой лимноним. К ламбам или ламбушкам относят небольшие озера, окруженные лесом, часто бессточные или малопроточные и имеющие болотистые берега. Даже городские озера Карелии, несмотря на свой статус, имеют вокруг лесной массив и заболоченную местность. Например, так выглядит озеро Китайское, расположенное в городе Медвежьегорске (Рис. 2.34).

Городскими озерами или озерами урбанизированных территорий в работе будут именоваться водоемы, которые расположены в пределах урбанизированой среды в официальных административных границах города

или городского округа, а также озера, расположенные вблизи городов, вне его административных границ, но испытвающие влияние урбанизированной среды, то есть находящиеся в импактной зоне (зоне влияния) города. В ряде случаев городские озера или озера урбанизированных территорий будут именоваться озерами импактной зоны урбанизированной территории, в силу того что территория города – также являются зоной влияния города на природные экосистемы, включая озера. Фоновыми озерами в работе считаются водоемы, вблизи которых нет явных источников антропогенного влияния, то есть промышленных предприятий или оживленных и загруженных транспортных путей.



Рисунок 2.34– Вид на озеро Китайское, Медвежьегорск, Карелия (фото З.И. Слуковского)

Выгозеро или Выгозерское водохранилище – это единственный большой водоем, исследованный в рамках работы. Он является третьим по величине в Карелии [Потахин и др., 2018]. Площадь Выгозера составляет 1251 км^2. При этом глубины озера не очень большие – до 58 м при средней величине 25 м. Глубины остальных озер (малых) варьируют от 0.6 до 23.3 м. Самые глубокие из изученных малых озер – озера Китайское и Плотичье (Медвежьегорск). Они одни из немногих имеют тектоно-ледниковое происхождение, так как одним из признаков таких водоемов является большая глубина и продолговатая форма [Синькевич, Экман, 1995]. Остальные исследованные озера имеют ледниковое происхождение.

Таблица 2.1. Основные морфометрические показатели исследованных озер Республики Карелии с указанием статуса озера по отношению к городской среде (S – площадь озера, h – глубина. Для всех озер использованы собственные расчетные и измеренные данные, кроме Четырехверстного и Ламбы [Потахин, 2011; Водные…, 2013] и Выгозера [Белкина, 2021])

название озера	S ($км^2$)	h (м)		статус
		$h_{макс.}$	$h_{ср.}$	
Четырехверстное	0.118	4.60	3.20	городской
Ламба	0.014	5.20	3.40	городской
Ночное	0.020	6.20	-	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Рахкалампи	0.090	2.20	1.80	городской
Вехкалампи	0.022	5.00	3.60	городской
Китайское	0.120	23.30	9.40	городской
Плотичье	0.090	15.40	9.40	городской
Айранне	0.410	0.60	-	городской
Окуньозеро	0.790	3.50	2.60	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Сордолампи	0.135	-	-	фоновый
Грязное	0.072	2.30	1.82	фоновый
Юконлампи	0.110	-	-	фоновый
Курмойльское	0.085	-	-	фоновый
Рахойлампи	0.063	-	-	фоновый
Райватталанлампи	0.400	6.80	3.60	фоновый
Лиункунлампи	0.100	3.30	2.50	фоновый
Хейлампи	0.020	4.50	-	фоновый
Савала	0.663	-	-	фоновый
Ганьковское	0.562	-	-	фоновый
Мишкино	0.064	-	-	фоновый
Карасозеро	0.116	-	-	фоновый
Лепалампи	0.242	6.60	3.00	фоновый
Перманто	0.110	12.50	4.90	фоновый
б/н № 1	0.140	15.10	7.60	фоновый
б/н № 2 (Апрельское)	0.030	11.20	6.70	фоновый
Удачное	0.001	-	-	фоновый
Выгозеро (Выгозерское вдхр.)	1251	58	25	фоновый, отдельные участки – импактная зона урбанизированной территории

Ледниковые озера – самые распространенные из числа исследованных озер в Мурманской области. Здесь также преобладают малые водоемы, за исключением озера Шуонияур (11.9 км^2) (Табл. 2.2). Площади остальных озер варьируют от 0.007 до 3.97 км^2. Озера южной и центральной областей Мурманской области, за исключением Хибинского горного массива, визуально схожи с карельскими ламбами, то есть также окружены лесом и часто имеют заболоченные берега. На севере региона (в зоне тундры и лесотундры) озера занимают впадины между сопок и в ледниковых отложениях. Эти водоемы часто имеют небольшие глубины, за исключением озер тектонического происхождения. Самое глубокое озеро, исследованное в Мурманской области, это – Большой Вудъявр (Рис. 2.35), водоем, относимый к категории горных озер, которые характеризуются внушительными глубинами [Кашулин и др., 2008].



Рисунок 2.35 – Вид на озеро Большой Вудъявр, Мурманская область (фото З.И. Слуковского)

Таблица 2.2. Основные морфометрические показатели исследованных озер Мурманской области с указанием статуса озера по отношению к городской среде (S – площадь озера, h – глубина. Для всех озер использованы собственные расчетные и измеренные данные, кроме Нюдъявра [Даувальтер, Кашулин, 2011] и Большого Вудъявра [Кашулин и др., 2008])

название озера	S ($км^2$)	h (м)		статус
		$h_{макс.}$	$h_{ср.}$	
Северное	0.009	3.9	1.8	городской
Семеновское	0.213	11.3	2.4	городской
Окуневое	0.048	5.6	2.3	городской
Южное	0.053	11.3	3.1	городской
Ледовое	0.04	15.7	7.8	городской
Среднее	0.248	23.5	7.7	городской
Большое	1.85	-	-	городской
Треугольное	0.1	8.6	5.6	городской
Комсомольское	0.12	6.5	1.9	городской
Нормальное	0.058	1	-	городской
Нюдъявр	3.97	2	1.6	городской
Большой Вудъявр	3.9	37.6		городской
Шуонияур	11.871	17.5	9.5	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Соукер-2	0.03	4.3	1.8	городской (импактная зона урбанизированной территории)
LN-3	0.069	9.1	4.5	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Портлубол	1.63	20.5	7.5	фоновый
Кархуу	0.063	2.8	1.8	фоновый
Питьевое	0.09	3.7	2.3	фоновый
б/н (Рыбачий-1)	0.087	1	-	фоновый
б/н (Рыбачий-2)	0.03	1.2	-	фоновый
б/н (Рыбачий-3)	0.019	0.5	-	фоновый
б/н (Урановое)	0.093	20.2	9.8	фоновый
Улитка	0.04	2.1	1.4	фоновый
Лодейное	0.118	0.7	-	фоновый
Песчаное	0.04	2.3	1.4	фоновый
Серебрянское	0.143	2	1.2	фоновый
Профессорское	0.052	1.1	0.7	фоновый
Даулампи	0.062	1.2	0.9	фоновый
Терское	0.007	5.9	4	фоновый
Кашка	0.023	1.9	1.4	фоновый
Малое Лендозеро	0.09	4.1	2.8	фоновый
Круглое	0.245	8.9	3.8	фоновый

В остальных регионах, где проводилась работа, озера также имеют небольшие размеры (категория малых озер). Например, в районе города Архангельска озера имеют площадь от 0.03 до 0.26 км^2 (Табл. 2.3). Глубины этих водоемов, внешне схожих с ламбами из Карелии (Рис. 2.18), также невелики – до 5.3 м. Это ледниковые озера. Размеры озер, исследованных в районе Норильского промышленного района, еще меньше – от 0.005 до 0.5 км^2. Это близко к размерам тундровых озер Мурманской области. Правда, некоторые из озер в районе Норильска имеют не только ледниковое, но и термокарстовое происхождение, что крайне распространено на севере Красноярского края.

Таблица 2.3. Основные морфометрические показатели исследованных озер в районе города Архангельска с указанием статуса озера по отношению к городской среде (S – площадь озера, h – глубина. Для всех озер использованы собственные расчетные и измеренные данные)

название озера	S (км^2)	h (м)		статус
		$h_{макс.}$	$h_{ср.}$	
Бутыгино	0.12	5.6	2.9	городской
Опогра	0.26	4.9	2.9	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Плотское	0.12	5.7	3.5	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Сорожье	0.03	8.2	5.3	городской (импактная зона урбанизированной территории)

Размеры озер, исследованных в районе города Челябинска, варьируют от 0.08 (Малое Курейное) до 2.64 (Теренкуль), последнее из которых можно отнести к разряду средних озер (Табл. 2.4). Два озера Челябинской области (Теренкуль и Еткульское) – единственные соленые (вернее, солоноватые) озера из всех, исследованных в данной работе. Известно, что в степной и лесостепной зоне, где они расположены, такое явление распространено [Плотников и др., 2017].

Размеры озер в районе острова Кинг-Джордж варьируют от 0.0003 до 0.15 км^2 [Симонов, 1973]. Самое большое озеро тут – Китеж (Рис. 2.33), о чем уже сообщалось выше. То есть в этом районе Земли также были исследованы малые озера. Их глубины варьируют от 0.5 до 18.4 м (озеро Глубокое или Уругвайское). Визуально исследованные озера Антарктики схожи с озерами

центральных областей полуострова Рыбачьего на севере Мурманской области (зона тундр).

Таблица 2.4. Основные морфометрические показатели исследованных озер в районе города Челябинска с указанием статуса озера по отношению к городской среде (S – площадь озера, h – глубина. Для всех озер использованы собственные расчетные и измеренные данные)

название озера	S ($км^2$)	h (м)		статус
		$h_{макс.}$	$h_{ср.}$	
Еткульское	0.779	-	-	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Малое Курейное	0.079	-	-	городской (импактная зона урбанизированной территории)
Теренкуль	2.64	-	-	городской (импактная зона урбанизированной территории)

ГЛАВА 3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1. Методы полевых работ

Полевые работы на озерах проводились с 2014 по 2024 годы в период открытой воды (летом и осенью), так и в весенне-зимний период со льда водоемов на территории Северо-Запада России (Республика Карелия, Мурманская область, Архангельская область), Челябинской области и Антарктики. Работы на острове Кинг-Джордж, где расположена российская полярная стация Беллинсгаузен (Западная Антарктика), осуществлялись в 2022 году в ходе 67-й Российской антарктической экспедиции, в которой автор был непосредственным участником. Также автором обработаны данные по озерам севера Красноярского края, предоставленные д.г.-м.н. В.Н. Удачиным (Миасс, Челябинская область). На рисунках 3.1 и 3.2 указаны все озера, данные по которым легли в основу диссертационной работы.



Рисунок 3.1 – Карта расположения изученных озер России (автор М.А. Шестаков)

В период отрытой воды полевые исследования на озерах проводились при помощи надувных лодок, передвижение на которых осуществлялось с использованием весел или мотора. Например, в Карелии и в Антарктике все

работы проводились с использованием надувной лодки «Тайга-320» и мотора Yamaha 2. В Мурманской области исследования велись при помощи лодки «Фрегат-370» (Рис. 3.3). Работы 2017 и 2018 годов на озере Выгозеро (Выгозерское водохранилище) проводились во время совместных экспедиций с Институтом водных проблем Севера КарНЦ РАН в летний период с борта научно-исследовательского судна «Эколог» (Рис. 3.4).



Рисунок 3.2 – Карта расположения изученных озер в районе полярно станции Беллинсгаузен (Антарктика), автор М.А. Шестаков



Рисунок 3.3– Летние работы на оз. Семеновском (июль 2020 г.). Слева направо: Черепанов А.А., Постевая М.А. и Слуковский З.И. (фото С.А. Вальковой)



Рисунок 3.4 – НИС «Эколог» (фото З.И. Слуковского)

В период открытой воды на большинстве изученных озер проводилась батиметрическая съемка (Рис. 3.5). Согласно рекомендациям ученых-палеолимнологов, отбор кернов и колонок донных отложений малых озер лучше всего производить в районах максимальной глубины [Даувальтер, 2012; Шелехова и др., 2020]. Работы по оценке морфологии дна озер велись с

использованием эхолота-картплоттера Garmin Echomap Plus 42cv. Количество профилей, которые необходимо пройти на лодке во время батиметрической съемки, выбиралось исходя из площади озер и его формы. Следует отметить, что батиметрическая съемка позволяет не только провести детальное исследование глубин озера, но и установить в онлайн-режиме факт наличия в водоеме рыбы или большого количества макрофитов на дне. Кроме того, эхолотирование позволяет выявить опасные предметы, захороненные в озере, к их числу можно отнести затонувшую технику, в том числе автомобили, и крупные стволы деревьев.



Рисунок 3.5 – Студент Е. В. Сыроежко с эхолотом-картплоттером Garmin Echomap Plus 42cv во время батиметрической съемки (Лахденпохский район Республики Карелии), фото З.И. Слуковского

Зимой для отбора проб при создании проруби (майны) использовались ручной ледобур и пила для льда, а для расчистки майны от шуги – лопата и шумовка. Далее приборы для отбора проб воды и донных отложений погружались под лед.

Водные пробы отбирали 2-х литровым пластиковым ***батометром***, который позволяет брать образцы воды с разных глубин, в полиэтиленовые бутылки объемом 1 л [Сандимиров и др., 2019]. Для исследования

химического состава воды пробы отбирались обычно с поверхностного слоя (1 м от поверхности) и придонного слоя (1 м от дна). В некоторых случаях пробы воды для оценки химического состава отбирались прямо в бутылку с поверхностного слоя.

Для отбора донных отложений использовались различные приборы, позволяющие изучать современные отложения, как с нарушением стратификации, так и с сохранением оной.

Пробоотборник Limnos (производство Финляндия). Этот прибор позволяет отбирать колонку осадков высотой до 60 см [Korkonen, 2020]. Основная, то есть захватывающая, часть прибора состоит из пластиковых колец высотой 1 см и диаметром 9.5 см, которые соединены в единую трубообразную конструкцию при помощи двух стержней из нержавеющей стали. Внешняя конструкция Limnos’а, как и стержни, также изготовлена из нержавеющей стали. Для утяжеления общего веса прибора, что необходимо для максимально возможного погружения прибора в толщу донных отложений, используются свинцовые грузы, которые прикрепляются к внешнему каркасу Limnos’а или непосредственно к сомкнутым в трубу пластиковым кольцам [Шелехова и др., 2020].

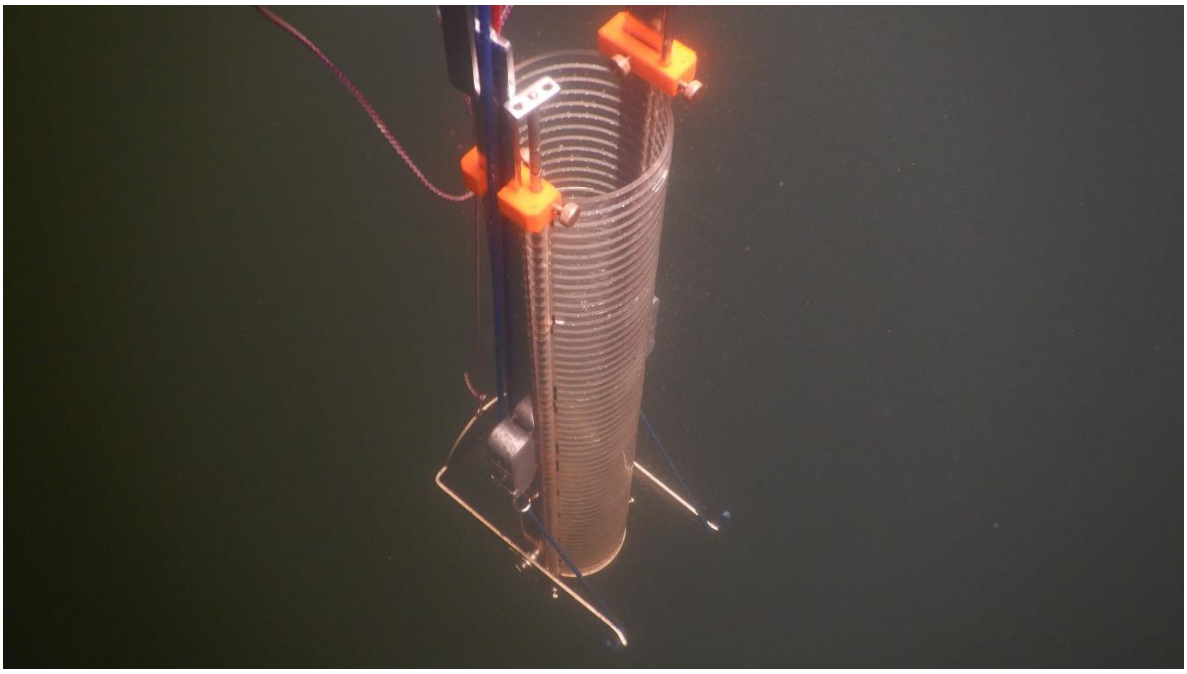


Рисунок 3.6 – Пробоотборник Limnos, погруженный в воду (фото З.И. Слуковского)

Прибор вручную опускается на дно озера в вертикальном положении на веревке (Рис. 3.6), которая крепится к внешнему каркасу Limnos’а при помощи карабина. Рекомендуется погружать пробоотборник плавно, без рывков,

чтобы закрывающий механизм не сработал преждевременно. Однако если достоверно известна глубина водоема в месте, где производится отбор проб донных отложений, то за 1.5–3 м до дна можно ослабить хват веревки, чтобы ускорить погружение пробоотборника и тем самым усилить давление на изучаемые осадки. После отбора колонки донных отложений прибор поднимается наверх и доставляется к планируемому месту разбора колонки.

Разбор колонки донных отложений, полученной при помощи Limnos'а осуществляется непосредственно на водоеме или возле него, так как транспортировка Limnos'а с колонкой отложений на дальние расстояния крайне нежелательна – осадки могут разболтаться и расплескаться вследствие тряски. В этой связи наиболее удобно производить отбор проб донных отложений при помощи Limnos'а со льда водоема в весенне-зимний период (с середины марта по конец апреля). В этом случае разбор колонки можно осуществлять прямо у полыньи. Если работа осуществляется летом или осенью при помощи лодки, то плавсредство необходимо заякорить с двух сторон, чтобы его не сносило ветром и прибор погружался вертикально. Желательно не проводить работы по отбору проб донных отложений с использованием Limnos'а во время сильного ветра.

Пробоотборник системы Скогхейма (производство Норвегия). Берущая часть прибора представлена пластиковой трубкой диаметром 8.5 см. Высота трубки – 68.5 см, то есть именно такой максимальной мощности можно отобрать колонку донных отложений данным прибором. Для отбора проб трубка закрепляется в утяжелитель из нержавеющей стали. Также сверху на трубку надевается специальный клапан, который пропускает воду при погружении прибора и, наоборот, не пропускает ее при подъеме наверх, что позволяет отложениям удерживаться в колонке до контакта нижней части берущей трубки с воздухом.

Отборник Скогхейма также как и отборник Limnos погружается на дно под собственным весом при помощи веревки (Рис. 3.7). При непосредственном контакте с отложениями необходимо проконтролировать, чтобы прибор не завалился на бок, учитывая, что утяжелитель находится в верхней части прибора и центр тяжести всей конструкции смещен. После подъема прибора из воды трубка с отложениями закрывается двумя резиновыми пробками сначала снизу (чтобы проба не вывалилась), а затем сверху, чтобы колонку отложений можно было транспортировать. Каждая пластиковая трубка отборника Скогхейма съемная, что позволяет отобрать с одно места озера сразу несколько колонок донных отложений, привезти их в лабораторию и там осуществить дальнейшее исследование полученных проб [Шелехова и др., 2020].

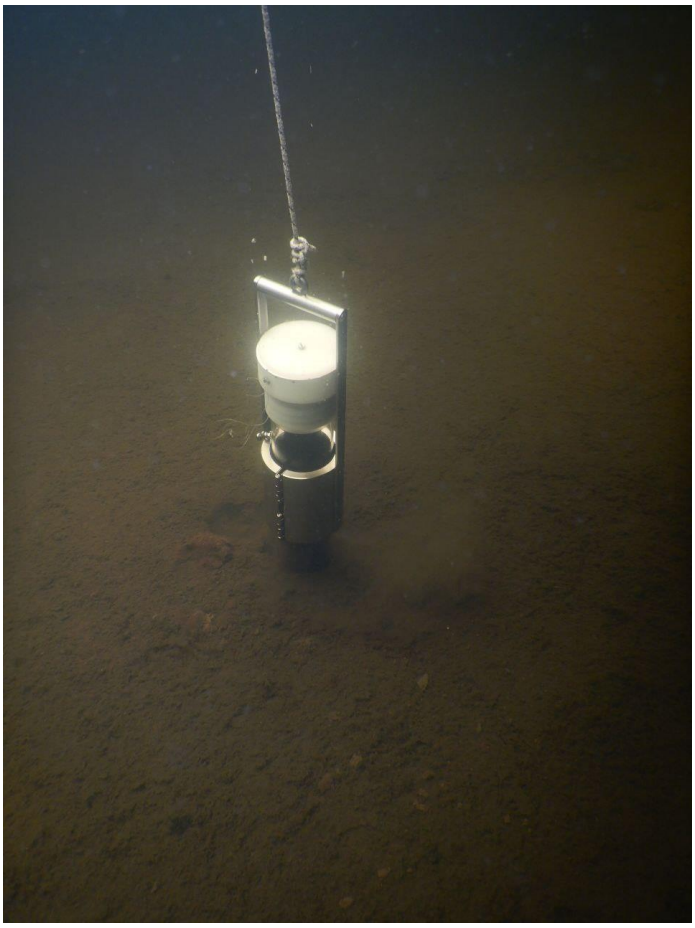


Рисунок 3.7 – Пробоотборник Скогхейма, погруженный на дно озера (фото З. И. Слуковского)

Разбор колонок отложений, полученных при помощи отборника Скогхейма, можно осуществлять в полевых и лабораторных условиях. Перед началом разбора необходимо снять верхнюю пробку и откачать воду, слив ее, либо взяв на анализ, затем нужно снять нижнюю пробку и поставить трубку с пробой на пластиковый цилиндр диаметром соответствующим диаметру внутренних стенок трубки, зафиксированный на металлическом шомполе длиной около 1 метра. Для отбора проб с нужных слоев отложений (от 0.5 до 5 см) колонка в вертикальном положении выдавливается из трубки при помощи цилиндра с шомполом, а слои отделяются от нее с использованием тонкой пластины и пластиковых колец нужной толщины (Рис. 3.8).



Рисунок 3.8 – Слуковский З.И. и Гузева А.В. за разбором колонки донных отложений озера Китеж, Антарктика (фото Ю. Хоменко)

Дночерпатели Эмана-Берджа и Ван-Вина применялись при отборе поверхностных слоев донных отложений некоторых озер без сохранения стратификации. Оба прибора изготовлены из нержавеющей стали и представляют из себя пару пробозаборных коробок ковшового типа, которые симметрично соединены между собой. В обоих дночерпателях пробозаборные коробки подвижны, поэтому приборы имеют два состояния: в первом ковши сомкнуты, во втором – разведены. Второе состояние используется только перед началом непосредственного отбора проб до момента опускания дночерпателя на дно озера. Для опускания и подъема приборов в водную толщу используется веревка.

Торфяной (русский) бур использовался для отбора донных отложений озер на глубину от 50 см до нескольких метров на некоторых из изученных озер. В основном такой прибор используется в случае исследования самых глубоких слоев донных отложений позднеледниковья и голоцена (Рис. 3.9). Прибор состоит из метровых металлических штанг, ручки и основной (берущей) части бура. Все составляющие буровой конструкции крепятся между собой перед работой при помощи металлических шкантов. Бурение осуществляется вручную посредством давления на ручку бура сверху вниз одним или двумя людьми. При опускании прибора в грунт захватывающая часть бура должна быть открытой для возможности попадания в нее осадка с нужной глубины. После достижения нужных горизонтов донных отложений ручку бура следует повернуть по часовой стрелке на 180°. После этого

конструкцию необходимо также вручную поднять наверх, отсоединяя последовательно скрепленные шкантами штанги.



Рисунок 3.9 –Отбор керна донных отложений безымянного озера в Республике Карелии при помощи русского бура со сплавины (слева З. И. Слуковский, справа А. С. Медведев), фото Т. С. Шелеховой

Сразу после отбора проб и разбора колонок донных отложений непосредственно в поле вносилась следующая информацию в полевой дневник (Рис. 3.10): дата и время работ, географические координаты точки отбора отложений, глубина озера в месте отбора, прозрачность воды, измеренная при помощи диска Секки, цвет, консистенция и запах (если есть) отобранных осадков, высота (мощность) отобранной колонки, частота отбора проб, виды анализов, на которые пойдут пробы донных отложений. Также в случае измерения физико-химических параметров воды и отложений портативными приборами (мутномер, pH-метр, Eh-метр, термодатчик и т. д.), то полученные с их помощью данные вносились также в полевой дневник до возвращения в лабораторию или к месту экспедиционного базирования. Кроме того, делались общее описание исследуемого водного объекта. Например, указывались его размеры, тип берегов, наличие или отсутствие какой-либо растительности, близость к населенным пунктам, автомобильным дорогам или железнодорожным путям, близость к возможным источникам антропогенного загрязнения и т. д. Это важно, так как любая записанная мелочь может в дальнейшем пригодиться при интерпретации аналитических данных по изучаемым озерным донным отложениям.



Рисунок 3.10 –З.И. Слуковский за заполнением полевого дневника в лесу рядом с изучаемым озером (Лоухский район Республика Карелия), фото А.С. Мицукова

Учитывая почти всегда комплексную специфику работ автора диссертации, что подразумевало сотрудничество с коллегами-лимнологами смежных специальностей, на некоторых объектах были выполнены также исследования биологического плана: исследования диатомовых водорослей в донных отложениях, макрозообентоса и ихтиофауны. В основном такие исследования касались исключительно городских водных объектов – основных объектов изучения в диссертации.

Пробы зообентоса отбирали в летний период в центральной и литоральной зоне озер г. Мурманска (Рис. 3.11). Литоральная зона исследованных водоемов, за исключением озера Окуневое, в значительной степени антропогенно трансформирована. На мелководье преобладали каменисто-песчаные субстраты, часто заиленные, покрытые детритом и растительными остатками. В более глубоководной центральной зоне грунты во всех водоемах были представлены илами. Отбор проб донной фауны в глубоководной зоне осуществлялся дночерпателем Экмана-Берджа. Количественные и качественные сборы из мелководных участков (на глубине <1 м) производили с помощью гидробиологического сачка, снабженного рамой 30х30 см. В каждой зоне ежегодно отобрали от 3 до 5 образцов. Фиксация зообентосных проб проводилась спиртом [Слуковский и др., 2023].

Пробы для исследования бентосных проб озер г. Медвежьегорска отбирались летом 2018 года также дночерпателем Экмана-Берджа. Отбор производился с лодки из центральных частей озер Китайское и Плотичье. Отложения представлены коричневыми и серовато-зелеными [Savosin, Slukovskii, 2025].



Рисунок 3.11 – Валькова С.А. за отбором зообентосных проб на оз. Северном летом 2020 года (фото З.И. Слуковского)

Ихтиологические работы проводились на озерах городов Петрозаводск (в 2016-2017 годах) и Мурманск – сентябре-октябре 2020-2021 гг. на следующих озерах г. Мурманск: Большое, Семеновское, Среднее, Окуневое, Ледовое и на озере Северном. Рыбу отлавливали стандартными наборами ставных жаберных сетей из монофиламента. В литоральной зоне (на глубине 1.5-3 м) устанавливались сети длиной 25 м, высотой 1.5 м и размером ячеи 10, 12, 16, 18, 20, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60 мм, что обеспечивало вылов рыбы длиной ≥5 см. Сети устанавливались порядками по 1-2 сети перпендикулярно берегу в местах с песчано-гравийными отмелями и крупными валунными отложениями. В профундальной зоне с глубинами более 18 м использовалось до 10 и более сетей с различной комбинацией указанных ячей в один порядок. В пелагической зоне водоема для отбора ихтиологического материала применялись мультиразмерные сети «Nordic» высотой 3 м и длиной 30 м, состоящие из отдельных секций по 2.5 м с размерами ячеи 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43, 55 мм [Правдин, 1966; Сандимирови др., 2019]. Отловленную рыбу взвешивали, определяли длину, пол, возраст по жаберным

крышкам. Для изучения уровня накопления химических элементов в рыбе были отделены разные органы: мышцы, жабры, печень, кости.

Образцы отложений озер Ламба (Петрозаводск) и Семеновское (Мурманск), отбираемые для химического анализа также брались для качественной и количественной оценки диатомовых комплексов для последующих палеолимнологических реконструкций [Слуковский и др. 2018; Косова и др., 2023].

3.2. Аналитические методы исследования

3.2.1. Гранулометрический анализ

С развитием аналитического оборудования в последние десятилетия стало возможным отказаться от традиционных методов (ситового, пипеточного, ареометрического и др.), которые использовались для оценки гранулометрического состава четвертичных отложений, почв и донных осадков водоемов. Современные технологии позволяют проводить такие оценки с помощью новых приборов, например, многофункционального анализатора частиц LS13 320 (Beckman Coulter, США) – Рис. 3.12. Определение размера частиц донных отложений на этом анализаторе выполняется методом лазерной дифрактометрии в воде на основе использования физического принципа рассеяния электромагнитных волн различной длины.



Рисунок 3.12 – Многофункциональный анализатор частиц серии LS13 320

Технические характеристики прибора позволяют анализировать частицы размером от 0.04 мкм до 2.0 мм в соответствии с международным стандартом ISO 13320-1. Поскольку точность определения гранулометрического состава зависит от подготовки материала к анализу, процесс выделения образцов включает тщательное усреднение с использованием квартования и делителя Джонса. Чтобы исключить возможные погрешности, вызванные коагуляцией мелких частиц, образцы дополнительно обрабатываются ультразвуком.

Также, для повышения точности анализа, рекомендуется использовать пробы с естественным содержанием влаги, не подвергая их сушке, а храня в лабораторном холодильнике. Обработка полученных результатов осуществлялась с помощью программы Microsoft Excel 2007. Анализ гранулометрического состава с использованием анализатора LS13 320 менее трудоемок по сравнению с традиционными методами, что значительно ускоряет процесс получения результатов: один инженер может обработать 20–40 образцов озерных отложений за день [Di Stefano et al., 2010; Здобин, Семенова, 2011].

В настоящее время существует множество классификаций осадочных образований на основе гранулометрического анализа. Обычно выделяют грубообломочные (>1–2 мм), песчаные (псаммитовые) (0.05–1–2 мм), алевритовые (пылеватые) (0.005–0.05 мм) и глинистые (пелитовые) (<0.005 мм) фракции [Рухин, 1969; Логвиненко, 1974]. Такое классифицирование эффективно применяется в палеолимнологии [Субетто, 2009]. Для смешанных озерных отложений предлагается более сложная классификация (Табл. 3.1).

Таблица. 3.1. Гранулометрическая классификация смешанных осадков [Субетто, 2009]

Тип осадка	*Наименование осадка*	*Содержание фракций, %*		
		2.00–0.05 мм	*0.05–0.005 мм*	*<0.005 мм*
Пелитовый	Пелит (глина)	0–30	0–30	>70
	Алевропелит	0–25	15–30	50–70
	Песчаный пелит	15–30	0–25	50–70
Алевритовый	Алеврит	0–30	>70	0–30
	Глинистый алеврит	0–25	50–70	15–50
	Песчаный алеврит	15–50	50–70	0–25
Песчаный	Песок	>70	0–30	0–30
	Алевритовый песок	50–70	15–50	0–25
	Глинистый песок	50–70	0–25	15–50
Смешанный	Песок алеврито-глинистый	33–50	0–50	0–50
	Алеврит песчано-глинистый	0–50	33–50	0–50
	Пелит песчано-алевритовый	0–50	0–50	33–50

Тем не менее, при исследовании донных отложений с высоким уровнем органического вещества и низким содержанием кремнезема и глинозема (органоминеральные или органические сапропели) необходимо с

осторожностью использовать термины «песок» и «алеврит», даже если в этих отложениях обнаруживается значительное количество аналогичных гранулометрических фракций. Это связано с тем, что органические частицы в озерных осадках могут достигать размеров до 2 мм. Более того, частицы органических донных отложений малых озер размером от 0.05 до 1 мм могут преобладать в образцах, но это не обосновывает использование названий «песчаные» или «алевритовые» для таких осадочных образований. Вероятно, при исследовании сапропелевых отложений в Карелии целесообразнее сосредоточиться исключительно на числовом обозначении гранулометрических фракций [Шелехова и др., 2020].

3.2.2. Определение главных (породообразующих) элементов и потерь при прокаливании

Изучение химического состава – одна из важнейших составляющих при исследовании донных отложений малых озер. В первую очередь проводится определение так называемых главных элементов, к числу которых относятся Si, Al, Fe, Na, Ca, K, Mn, Ti, P и S. Эти элементы выделяются в отдельную группу, потому что они входят в состав любых геологических образований, к которым относятся и такие современные образования, как донные отложения озер. Вместе с H, C, Cl, P, N, F и Ba они составляют 99.8 % массы земной коры. При изучении геологических объектов, включая озерные осадки, главные элементы играют важную классификационную роль. Обычно анализ концентраций окислов главных элементов – это первый шаг к анализу генезиса донных отложений и к пониманию возможного антропогенного влияния на озерные экосистемы.

Содержание указанных главных элементов в работе проводилось при помощи рентгенофлуоресцентного спектрометра ARL ADVANT'X (ThermoFisher Scientific, США). Метод рентгенофлуоресцентного анализа основан на сборе и последующем анализе спектра, возникающего при облучении исследуемого материала (в нашем случая образцов донных отложений) рентгеновским излучением. Перед РФА-анализом образцы донных отложений следует просушить в сушильном шкафу при температуре 100–105 °C до постоянного веса изучаемых образцов. Далее пробы необходимо истереть до порошкообразного состояния на лабораторном истирателе или в ступке при помощи пестика.

К непосредственному анализу образцы приготавливаются методом сплавления с флюсом. Флюс представляет собой смесь 66.7 % лития тетраборнокислого (хч ТУ6-09-04-253-86) и 33.3 % лития метаборнокислого (хч ТУ 6-09-4756-79). Вместе с анализируемыми образцами производится

сплавление одного стандартного образца. Предварительно образцы массой 2 г прокаливаются в керамических тиглях при 1000 °С в муфельной печи в течение 30 минут. Прокаленные образцы массой 1 г смешиваются с флюсом массой 9 г, в смесь добавляется 25%-й водный раствор LiBr (Lithiumbromide, 99 %, pure, anhydrous, AcrosOrganics). Полученная смесь сплавляется в золотоплатиновом тигле до получения однородного расплава. Расплав выливается в золотоплатиновую изложницу и охлаждается до комнатной температуры [Шелехова и др., 2020].

Учитывая, что значительную массу озерных донных отложений обычно составляет органическое вещество, его содержание также крайне важно при их изучении. Анализ потерь при прокаливании (ППП или LOI (loss on ignition)), которые характеризуют содержание органического вещества в донных отложениях (органические соединения выгорают обычно в диапазоне температуры от 100 до 500 °С), проводится весовым способом после прокаливания образцов при температуре 500 °С в муфельной печи. Контроль качества анализа ППП можно осуществлять при помощи синхронного термического анализа (Рис. 3.13).

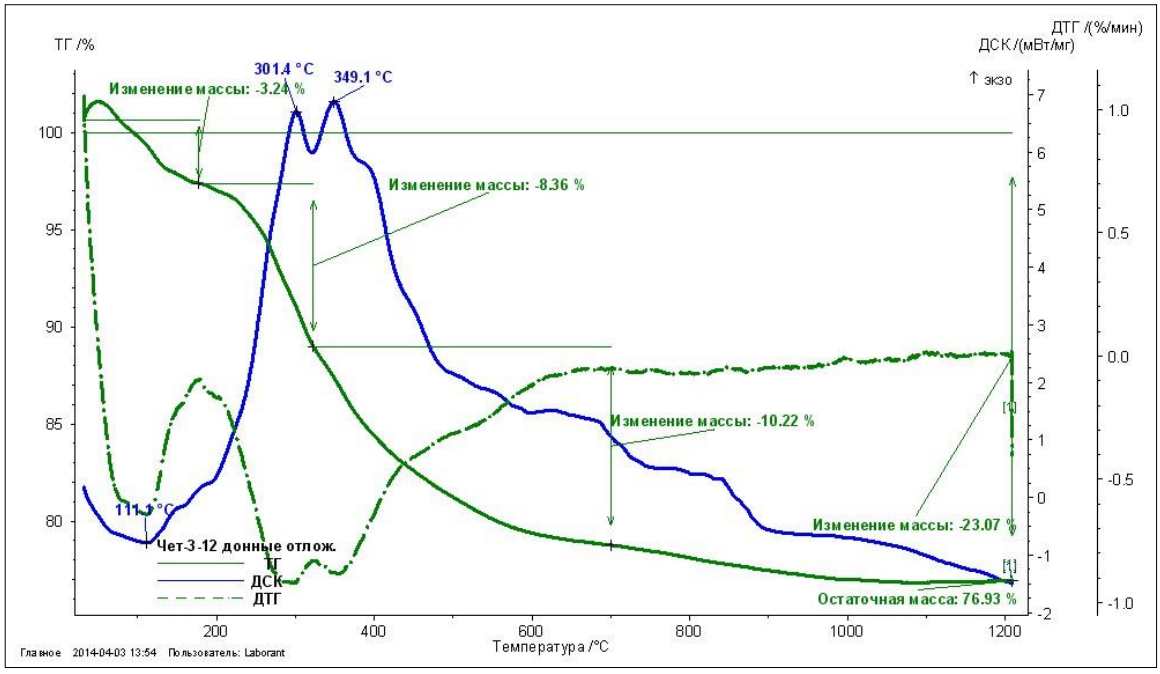


Рисунок 3.13 – Термограмма образца донных отложений озера Четырехверстного (г. Петрозаводск), выполненная при помощи термоанализатора NETZSCH STA 449F1 (ИГ КарНЦ РАН) [Шелехова и др., 2020]

3.2.3. Определение микроэлементов, включая тяжелые металлы

Общеизвестно, что химические элементы озерных отложений могут служить чуткими индикаторами геохимических условий в водной среде, поскольку изменяют свое фазовое состояние в соответствии с динамикой механической, биологической и физико-химической преобразованности осаждающегося в водоемах материала. Причем оценка их концентраций в донных отложениях может позволить выявить доминирование как природных, так и антропогенных факторов, влияющих на озера. В случае с оценкой антропогенного влияния среди микроэлементов элементов важно выделять группу тяжелых металлов (heavy metals), элементов, которые поступают в окружающую среду в результате деятельности промышленных предприятий и транспорта и проявляют ярко выраженные токсические свойства по отношению к живым организмам. На сегодняшний день к тяжелым металлам относят такие элементы, как Pb, Cd, As, Hg, Tl, W, V, Cu, Zn, Sb, Cr, Ni, Sn, Co, Mo, Mn и Bi [Водяницкий, 2008; Batley, 2012; Pourret, Hursthouse, 2019]. Для некоторых из них используется дополнительный термин «металлоиды». В части работ к тяжелым металлам относят также Al, Fe, Ba, что демонстрирует отсутствие единства у ученых по поводу этого вопроса (Рис. 3.14). В данной работе под тяжелыми металлами будет пониматься группа следующих элементов: V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Tl, Pb и Bi.

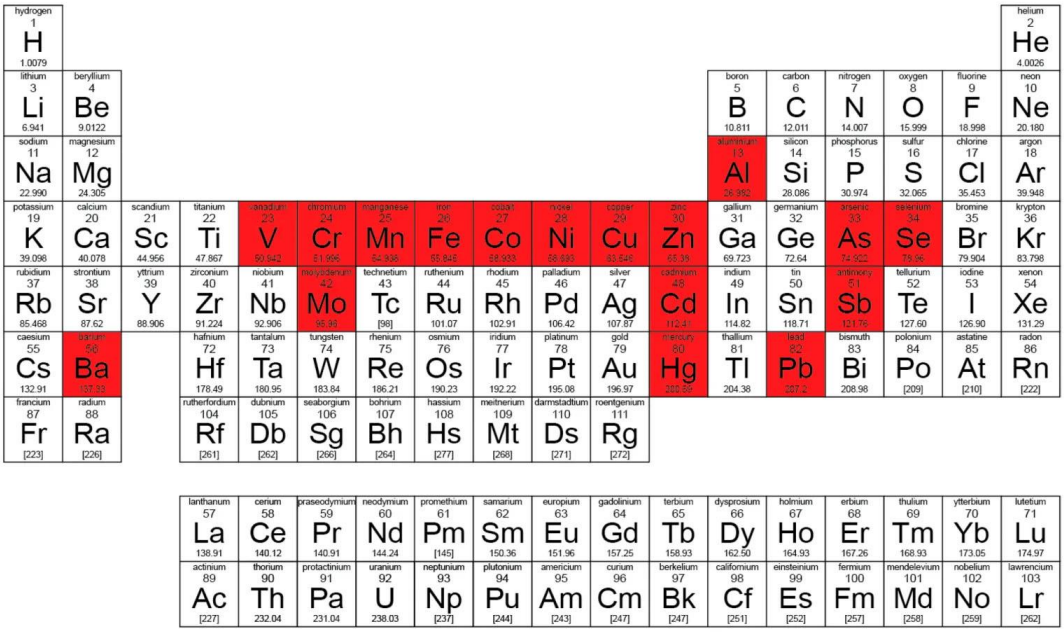


Рисунок 3.14 – Периодическая таблица химических элементов, в которой выделены элементы, которые считаются «тяжелыми металлами» в журнале International Journal of Environmental Research and Public Health (сгенерировано на основе 167 статей с heavy metals в названии по состоянию на 10.10.2019; [Pourret, Hursthouse, 2019])

В данной работе содержание химических элементов (Li, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo,Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, W, Tl, Pb, Bi, Th, U) в пробах донных отложений определялось масс-спектральным методом на приборе XSeries-2 ICP-MS (ThermoFicherScientific, США). Основой для масс-спектрального измерения служит ионизация компонентов, позволяющая физически различать компоненты на основе характеризующего их отношения массы к заряду; измерение интенсивности ионного тока позволяет производить отдельный подсчет доли каждого из компонентов (получать масс-спектр вещества). Подготовка к анализу обычно заключается в просушивании проб донных отложений в сушильном шкафу при температуре 100–105 °С до постоянного веса изучаемых образцов и истирании до порошкообразного состояния на лабораторном истирателе или в ступке при помощи пестика [Шелехова и др., 2020].

Для оценки валового содержания указанных выше химических элементов разложение образцов донных отложений проводится путем кислотного вскрытия в открытой системе. Для анализа используются аналитические навески образцов массой 0.1 г. Образцы помещаются в тефлоновые стаканы (объем 50 мл), к ним добавляется 0.1 мл раствора, содержащего 8 ppb 161 Dy (контроль химического выхода при проведении процедуры разложения образцов), смачивается несколькими каплями деионизованной воды. Затем добавляется 0.5 мл $HClO_4$ (Perchloricacidfuming 70% Supratur, Merck), 3 мл HF (ОСЧ ТУ 6-09-3401-88), 0.5 мл HNO_3 (ОСЧ ГОСТ 11125-84) и выпаривается до появления интенсивных белых паров. Кислоты HF, HNO_3, HCl подвергаются дополнительной очистке в перегонном аппарате PTFE/PFA SubboilingEco IR. Стаканы охлаждаются, их стенки обмываются водой, и раствор снова упаривается до влажных солей. Затем добавляется 2 мл HCl (ОСЧ ГОСТ 14261-77) и 0.2 мл 0.1М раствора H_3BO_3 (ч.д.а.) и упаривается до объема 0.5–0.7 мл. Полученные растворы переносятся в полиэтиленовые бюксы, разбавляются деионизованной водой до 20 мл. Для съемки используются разбавленные в 20 раз основные растворы. В качестве холостых проб в тефлоновых стаканах проводятся описанные выше процедуры без образцов. Кроме того, вместе с анализируемыми образцами проводятся разложения холостых проб и одного стандартного (контрольного) образца (химический состав донного ила озера Байкал БИЛ-1 – ГСО 7126-94).

Для оценки форм нахождения химических элементов также с использованием масс-спектрометра были использованы две близкие по сути схемы последовательной экстракции элементов из проб донных отложений. Для определения различных форм нахождения элементов в озерах Карелии,

включая городские водные объекты использовалась методика (схема) последовательного экстрагирования форм элементов в почвах [Tessier et al., 1979], включающая в себя определение: водорастворимых форм (реагент H_2O); подвижных (обменных) форм (реагент NH_4CH_3COO); форм, связанных с гидроксидами железа и марганца (реагенты 0.04 M NH_2OH*HCl в 25% CH_3COOH); форм, связанных с органическим веществом (реагенты 0.02 M HNO_3 + 30% H_2O_2 и 3.2 M NH_4CH_4COO в 20% HNO_3); кислоторастворимые (остаточных) форм (реагент HNO_3); минеральных (силикатных) форм, получаемых в результате вычета суммы концентраций всех вышеперечисленных форм из валовых концентраций.

Для постадийной экстракции форм микроэлементов, в том числе тяжелых металлов в отложениях озер города Мурманска в работе использовались следующие реагенты [Ladonin, Karpukhin, 2011; Опекунов и др., 2012]: 1 фракция – 1М раствор $MgCl_2$ для извлечения обменных катионов металлов и металлоидов; 2 фракция – 1М раствор CH_3COONa + CH_3COOH, pH 5 для извлечения металлов специфически сорбированных различными компонентами осадка; 3 фракция – раствор $K_4P_2O_7$, pH 11 для извлечения металлов, связанных с органическим (гумусовым) веществом донных осадков; 4 фракция – 0.04М NH_2OH-HCl в 25% CH_3COOH, pH 2 для экстракции тяжелых металлов, связанных с гидратированными оксидами Fe и Mn; 5 фракция – остаточная (устойчивая) фракция, которая вычисляется при помощи вычитания суммы результатов предыдущих четырех фаз из валового содержания химического элемента.

В конечно счете во всех случаях подготовки проб получаются гомогенные растворы, в которых анализируется содержание элементов. За погрешность измерений на масс-спектрометре принимается значение стандартного отклонения S при определении концентрации каждого элемента в изучаемой пробе донных отложений. Абсолютная погрешность измерения, выраженная в единицах измерения (мг/кг или ppm), равна собственному значению стандартного отклонения; относительная погрешность, выраженная в процентах, равна значению относительного стандартного отклонения RSD. Анализ имеющихся на данный момент у автора данных с учетом эталонного образца показывает, что измеренные значения концентраций элементов элементов в донных отложениях характеризуются значениями относительного стандартного отклонения (RSD) от 5.5 до 16.7% и коэффициентом корреляции $R^2 = 0.997$ (Табл. 3.2).

Таким образом, уровень относительной погрешности измерений не превышает допустимых значений для всех определенных в данном

исследовании химических элементов, включая тяжелые металлы [Светов и др., 2015].

Таблица. 3.2. Результаты измерения химического состава в мг/кг аттестованного стандарта БИЛ-1 методом ICP-MS на квадрупольном масс-спектрометре X-Series 2 (ThermoFisher Scientific) в аналитической лаборатории ИГ КарНЦ РАН (2016–2018) [Slukovskii, 2020]

Элемент	*ПО*	*БИЛ-1$_{ат.}$*	±	*БИЛ-1$_{изм.}$, n = 32*	*RSD$_{асб.}$*	*RSD$_{отн.}$, %*
Li	0.24	37.00	4.00	40.33	2.56	6.3
Sc	8.9	13.00	2.00	16.00	2.35	14.7
Ti	5.5	н/а	н/а	3712.47	406.88	11.0
V	3.1	110.00	10.00	106.19	10.69	10.1
Cr	2.5	66.00	4.00	66.24	6.18	9.3
Mn	0.46	н/а	н/а	3110.09	274.90	8.8
Co	0.034	18.00	2.00	16.16	0.98	6.1
Ni	6.2	54.00	6.00	50.09	4.44	8.9
Cu	0.68	52.00	7.00	48.28	3.24	6.7
Zn	0.51	96.00	14.00	102.59	5.61	5.5
Rb	0.086	93.00	5.00	95.40	6.38	6.7
Sr	0.13	266.00	30.00	262.43	19.73	7.5
Y	0.1	30.00	4.00	23.59	1.52	6.5
Zr	0.22	156.00	13.00	89.43	12.11	13.5
Nb	0.02	12.00	2.00	10.69	1.04	9.8
Mo	0.1	2.90	0.50	3.53	0.37	10.6
Cd	0.01	н/а	н/а	0.32	0.05	16.5
Sn	0.21	3.20	0.50	2.85	0.48	16.7
Sb	0.024	0.95	н/р	0.84	0.12	14.3
Cs	0.005	6.00	1.00	5.63	0.42	7.5
Ba	4.3	710.00	70.00	698.40	47.36	6.8
La	0.01	45.00	6.00	41.59	2.89	6.9
Ce	0.012	80.00	5.00	73.15	7.35	10.1
Pr	0.02	8.00	н/р	9.21	0.86	9.3
Nd	0.005	39.00	5.00	35.56	2.16	6.1
Sm	0.002	7.00	1.00	6.87	0.41	6.0
Eu	0.001	1.40	0.20	1.37	0.08	6.0
Gd	0.001	5.80	н/р	5.74	0.35	6.2
Tb	0.002	0.90	0.10	0.84	0.05	6.4

Dy	0.002	4.60	н/р	4.51	0.27	6.0
Ho	0.001	1.00	н/р	0.87	0.06	6.4
Er	0.001	2.60	н/р	2.51	0.16	6.5
Tm	0.001	0.42	н/р	0.36	0.03	7.5
Yb	0.001	2.90	0.40	2.38	0.15	6.5
Lu	0.001	0.40	0.05	0.35	0.03	7.5
Hf	0.001	3.90	0.70	2.44	0.19	7.7
W	0.03	4.30	н/р	3.83	0.34	8.9
Tl	0.057	н/а	н/а	0.55	0.07	12.0
Pb	0.21	21.00	3.00	20.91	1.31	6.3
Bi	0.073	н/а	н/а	0.47	0.07	14.6
Th	0.008	12.70	1.30	13.57	1.14	8.4
U	0.004	12.00	1.10	11.92	1.00	8.4

Примечания: ПО – предел обнаружения элемента; ± – аттестованный диапазон погрешности измерения; $RSD_{асб.}$ – величина абсолютной погрешности для собственных измерений; $RSD_{отн.}$ – величина относительной погрешности для собственных измерений; н/а – неаттестованный элемент; н/р – не рассчитан диапазон погрешности.

3.2.4. Электронная микроскопия

При проведении эколого-геохимических исследований донных отложений водных объектов, расположенных в пределах антропогенно нарушенных районов, особое внимание следует уделять анализу минеральных форм нахождения (или минеральных фаз) загрязнителей в современных образованиях окружающей среды [Gredurek et al., 1999; Lanteigne et al., 2012; Слуковский, Даувальтер, 2019]. Формы и состав минеральных частиц из донных отложений отдельных городских озер и озер промышленных районов в работе изучался при помощи сканирующего электронного микроскопа (СЭМ) VEGA II LSH, работающего при 20 кВ, с энергодисперсионным микроанализатором INCA Energy 350.

Частицы исследовались с помощью обратного рассеянного электрона и вторичной электронной микроскопии и количественного химического анализа, полученного с помощью энергодисперсионной рентгеновской спектрометрии. Важным методическим моментом при изучении образцов проб донных отложений является увеличение времени набора спектра в точках анализа до 120–200 с (вместо «стандартных» 60–90 с), что в итоге определяет относительно положительный результат проведенных исследований (Рис. 3.15). Аналогичным образом можно изучать и любые другие минеральные

образования, которые могут быть связаны с природными процессами, происходящими в водной среде [Нерадовский, Даувальтер, 2009; Strakhovenko et al., 2018].

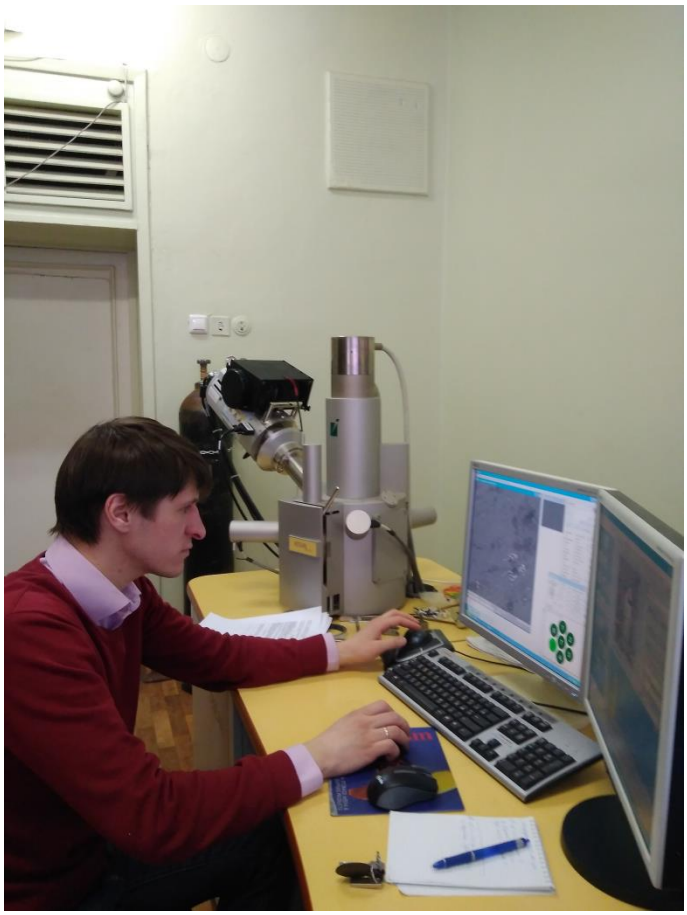


Рисунок 3.15 – З.И. Слуковский за работой на сканирующем электронном микроскопе, фото А.С. Медведева

3.2.5. Оценка химического состава воды

Аналитические исследования химического состава воды озер проводились преимущественно в Институте проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН (Апатиты) и в Институте геологии Карельского научного центра РАН (Петрозаводск). Химический состав воды определяли согласно методикам [Standard method…, 1999; Моисеенко и др., 2002]. В пробах воды были определены: pH (20°C) – pH-метром фирмы Metrohm®; электропроводность (20°C) – кондуктомером фирмы Metrohm®; щелочность – методом титрования Грана; концентрации Na и K – пламенной атомно-эмиссионной спектрометрией (модель Perkin-Elmer 460, воздушно-ацетиленовое пламя); концентрации Ca и Mg – пламенной атомно-эмиссионной спектрометрией (модель Perkin-Elmer 460, закись азота-ацетиленовое пламя); содержание органического материала – методом

окисления Mn; концентрации форм Si, N и P – колориметрическим методом; концентрации SO^{4-} и Cl^{-} – жидкостным хроматографом Millipore® (модель Waters 430); концентрации микроэлементов – масс-спектрометрией с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS) на приборе XSeries-2 ICP-MS (ThermoFicher Scientific) и приборе ELAN 9000. Результаты химического анализа воды с каждой станции усреднялись, и в дальнейшем интерпретация результатов проводилась с учетом усредненных данных. Для контроля качества измерений pH, щелочности, концентраций хлоридов, сульфатов, щелочных и щелочноземельных металлов использовался специализированный компьютерный пакет ALPEFORM, включающий оценку баланса ионов, а также измеренной и расчетной электропроводности. Качество химико-аналитических измерений, проводимых в центре коллективного пользования ИППЭС КНЦ РАН, подтверждалось участием в ежегодных международных верификациях [Intercomparison…, 2016].

3.2.6. Работы с биологическими пробами

Анализ бентосных проб с озер г. Мурманска проводился Вальковой С.А. с использованием рекомендованных стандартных методик [Руководство…, 1992]. Определение беспозвоночных проводилось по Определителю зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России (2016), Определителю пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий под редакцией С.Я. Цалолихина [2016] и Anintroductiontheaquaticinsectsof North America [Merritt, Cummins, 1984]. Выделение доминирующих в составе сообществ таксонов проводили отдельно по численности и биомассе беспозвоночных, используя классификацию С.Ульфстранда, по которой доминанты составляют не менее 25%, а субдоминанты – не менее 10% от общей биомассы [Ulfstrand, 1968]. Для оценки экологического состояния озер были рассчитаны наиболее распространенные в системах экологического мониторинга водных объектов биотические индексы: индекс Шеннона-Уивера, рассчитанный с учетом численности видов, индекс доминирования Бергера-Паркера, индекс выравненности Пиелу, олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея и Кольский биотический индекс [Яковлев, 2005] – биотический индекс р. Трент, модифицированный учетом особенностей региональной фауны [Слуковский и др., 2023].

Камеральная обработка бентосных проб с городских озер Республики Карелии проводилась Савосиным Е.С. в лаборатории с использованием бинокуляра МБС-10 и цифрового микроскопа ЛОМО Микмед-6 [Методические…, 1984; Руководство…, 1983; Введение…, 2019].

Взвешивание организмов проводили с точностью 0.1 мг. При идентификации организмов зообентоса использовали общепринятые определители [Нарчук, 1999; Чертопруд, Чертопруд, 2003; Определитель…, 2016; Wiederholm, 1983; Timm, 2009]. Анализ уровня сапробности озер с использованием выявленных видов-индикаторов зообентоса проводили по методу Пантле–Букк, учитывая региональные особенности водоемов Карелии [Макрушин, 1974]. Уровень трофности оценивали по шкале С.П. Китаева [Китаев, 2007].

Техническая обработка проб и приготовление постоянных препаратов на диатомовый анализ при изучении образцов из озера Ламба (Петрозаводск) производились Шелеховой Т.С. по общепринятой методике [Диатомовый…, 1949-1950; Давыдова, 1985]. Образцы дезинтегрировались в пирофосфорнокислом натрии с последующей отмывкой от него методом декантации. Для подъема диатомей использовалась калиево-кадмиевая тяжелая жидкость. В качестве твердой среды применялась аниллин-формальдегидная смола (показатель преломления 1.68). Подсчет и определение створок диатомей проводились по горизонтальному ряду в средней части стекла до 250 экземпляров. По возможности створки идентифицировались до вида, разновидности и формы [Диатомовые…, 2015; Диатомовый…, 1949]. Для выявления роли отдельных видов и состава доминирующих комплексов диатомеи подразделялись на: а) единичные, численность которых в осадках составляет менее 1%; б) обычные (1-5%); в) массовые (более 5%). Среди последних выделялись доминанты, численность створок которых составляла более 10%, и субдоминанты - от 5 до 10%. Подсчет створок и таксономическая идентификация выполнены в световом микроскопе Jenaval (Carl Zeiss Jena) при увеличении в 1000 раз. Диатомовый анализ выполнен по 11 образцам, которые отобраны послойно, без перерывов, каждые 5 см. По составу ископаемой диатомовой флоры выполнены реконструкции теоретических значений pH среды (по:[Renberg, Hellberg, 1982]). Расчет индекса разнообразия видов диатомей выполнялся по формуле Шеннона (индекс Шеннона H) [Shannon, 1948].

Для проведения биогеохимического накопления загрязнителей в органах рыб отбирались органы плотвы, окуней и щук озер Петрозаводска и Мурманска. Основное внимание уделено оценке накопления в рыбах Cu, Ni, Mn, Zn, Sr, Co, Cr, Cd, Pb, V, Mo, Sb и W. Валовое содержание V, Ni, Cu, Zn, Co, Pb, Sn, Sb, Mo, W, Sr, Mn, Cr и Cd в печени, почках, скелете, жабрах и мышцах рыб определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой после микроволнового разложения. Каждый образец ткани рыбы перед кислотным разложением сушили до постоянной массы при 105 ˚C. Навески сухих проб порядка 10-100 мг для почек, 50-300 мг для печени,

скелета, мышц и жабр помещали в автоклавы для микроволнового разложения. Ткани рыб из оз. Окунёвого разлагали в системе микроволнового разложения «MASTER-16» (SINEO, КНР), а ткани рыб из оз. Семёновского - в системе «MWS 4» (Berghoff, Германия). Для разложения образцов могут быть использованы различные смеси высокочистых или перегнанных кислот [Слуковский и др., 2023]. Для оценки качества анализа использовали стандартные образцы (СО) белка рыбы «DORM-4» и «DORM-3» (National Research Council of Canada, Канада) с микропримесями металлов, прошедшие ту же процедуру пробоподготовки и анализа, что и исследуемые образцы рыб.

3.3. Методы интерпретации геохимических данных

Очевидно, что сами по себе концентрации различных химических элементов, относимых к категории загрязнителей, в донных отложениях озер не могут давать полной картины экологического состояния изучаемых водных экосистем. Существуют подходы, позволяющие провести интерпретацию «голых» геохимических данных с учетом фоновых или нормативных значений, обычно известных исследователям заранее. Например, такие подходы применяются при расчете коэффициентов и индексов. В данной работе использованы следующие из них.

Коэффициент обогащения, или **коэффициент концентрации,** рассчитывается по формуле

$$K_c = {}^{C}/_{B},$$

где C – концентрация тяжелого металла в исследуемой пробе или слое донных отложений, B – фоновая или кларковая концентрация исследуемого элемента.

Экологическая интерпретация в данном случае заключается в ранжировании полученных значений K_c от самого большого значения до минимального, что дает понимание о величине накопления того или иного загрязнителя и, следовательно, его потенциально опасности.

Коэффициент геоаккумуляции (geo-accumulationindex) I_{geo} рассчитывается по формуле

$$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C}{1.5\times B}\right),$$

где C – концентрация тяжелого металла в исследуемой пробе или слое донных отложений, B – фоновая концентрация исследуемого элемента [Müller, 1979]. Учитывая, что концентрации загрязняющих веществ могут отличаться от фоновых значений в десятки, сотни и тысячи раз, использование логарифма по основанию 2 позволяет преобразовать этот широкий разброс в компактную шкалу значений от 0 до 5 и более. Таким образом, в зависимости от величины индекса уровень загрязнения озера тем или иным металлом может быть оценен

по следующей шкале: незагрязненный водоем ($I_{geo} \leq 0$); уровень от незагрязненного до умеренно загрязненного ($0 < I_{geo} < 1$); умеренно загрязненный водоем ($1 < I_{geo} < 2$); уровень от умеренного до сильного загрязнения ($2 < I_{geo} < 3$); сильно загрязненный водоем ($3 < I_{geo} < 4$); уровень от сильного до экстремального загрязнения ($4 < I_{geo} < 5$); экстремально загрязненный водоем ($I_{geo} > 5$).

Индекс антропогенной нагрузки PLI (Pollution Load Index) рассчитывается по формуле

$$\mathrm{PLI} = (\mathrm{CF}_1 * \mathrm{CF}_2 * \ldots \mathrm{CF}_n)^{1/n},$$

где *CF* – это коэффициент концентрации, *n*– число металлов, взятых для расчета индекса [Tomlinson et al., 1980]. Использование среднего геометрического вместо среднего арифметического относительных данных для индекса PLI связано с тем, что первое сохраняет относительность загрязнения, «уравнивая» все значения и не позволяя одному-двум экстремальным значениям «утянуть» итоговое значение индекса в сторону экстремальных значений. В зависимости от величины индекса PLI уровень загрязнения может быть оценен как низкий ($PLI \leq 1$), умеренный ($1 < PLI \leq 2$), высокий ($2 < PLI \leq 3$) и экстремально высокий ($PLI > 3$). Индекс PLI наиболее распространен в англоязычной научной литературе, поэтому при публикации статей в международных журналах предпочтительнее использовать индекс PLI, чем Z_c, который используется в основном исследователями из России и стран бывшего СССР.

Индекс потенциального экологического риска RI или PER (Potential Ecological Risk index), разработанный шведскими учеными [Håkanson, 1980], рассчитывается по формуле:

$$RI = \sum E,$$

где E рассчитывается по еще одной формуле:

$$E = C * T,$$

где C–это обычный коэффициент концентрации, а T–коэффициент чувствительности к токсичности отдельного металла. Рассчитаны следующие значения T-коэффициента: 40 для Hg, 30 для Cd, 10 для As, 5 для Cu, Pbи Ni, 2 для Cr и V, 1 для Zn, Mn и Ti [Guo et al., 2010; Weissmannová et al., 2019]. В зависимости от величины RI уровень экологического риска для экосистемы донных отложений и всего озера может быть оценен следующим образом: $RI < 150$ – низкий уровень риска, $150 \leq RI < 300$ – средний (умеренный) уровень риска, $300 \leq RI < 600$ – значительный (высокий) уровень риска, $RI \geq 600$ – экстремальный (серьезный) уровень риска [Guo et al., 2010; Kumar et al., 2020; Hamid et al., 2022].

Коэффициент биодоступности, или **коэффициент подвижности элемента**, рассчитывается по формуле

$$K_{\text{подв.}} = {100 * C_{\text{подв.}}}/{C_{\text{вал.}}},$$

где $C_{\text{подв.}}$ – концентрация химического элемента в исследуемой пробе или слое донных отложений в биодоступной или подвижной форме, полученной в результате обработки образца ацетатно-аммонийным буфером NH_4CH_3COO [Tessier et al., 1979] или 1М раствором $MgCl_2$ [Ладонин, Карпухин, 2003], $C_{\text{вал.}}$ – валовая концентрация того же элемента. Выражается в процентах.

К сожалению, в России до сих пор не разработаны предельно-допустимые концентрации (ПДК) тяжелых металлов в донных отложениях водных объектов, как это сделано для почв или воды. Существует лишь ГОСТ Р 54000-2010 «Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия», где представлены нормы содержания некоторых элементов для сапропелей озер 1-го и 2-го класса пригодности (Табл. 3.3).

Таблица 3.3 – Нормы содержания тяжелых металлов для сапропелей согласно ГОСТ Р 54000-2010

Тяжелые металлы	норма для сапропеля (мг/кг), не более	
	1-й класс пригодности	2-й класс пригодности
Cd	3	3-9
Zn	300	300-600
Pb	50	50-150
Cu	100	100-300
Mn	500	500-1500
Ni	50	50-200
Cr	100	100-260
Co	20	20-60
Mo	20	20-200

Стоит также отметить, что некоторые исследователи иногда сравнивают получаемые концентрации тяжелых металлов в донных отложениях озер с почвенным или водным ПДК, подставляя их значения в вышеописанные формулы вместо фоновых значений. Однако почвы, вода и донные отложения – это хоть и близкие по генезису и некоторым другим характеристикам субстанции, но все-таки сильно отличающиеся друг от друга, поэтому использование ПДК почв и ПДК воды для экологической интерпретации

геохимических данных, полученных в результате исследования донных отложений озер, весьма некорректно.

Для нормирования концентраций химических элементов в донных отложениях водных объектов более допустимо использование среднего состава континентальной земной коры, среднего состава осадочных пород или среднего состава горных пород исследуемой территории [Ярошевский, 2004; Wedepohl, 1995; Страховенко, 2011]. При изучении концентраций редкоземельных элементов в донных отложениях озер можно применять популярный в геологии метод нормирования по хондриту. Однако наиболее перспективным является расчет собственных фоновых концентраций химических элементов для донных отложений малых озер изучаемого района [Tylmann et al., 2011]. Учитывая, что разные районы нашей планеты могут иметь различные геологические условия, то и фоновые концентрации химических элементов в разных средах будут отличаться. В этой связи важна оценка фоновых концентраций именно той территории, которую исследователю предстоит изучать.

Кроме применения различных коэффициентов и индексов, существует и чисто биологический подход для экологической интерпретации геохимических данных. Он может быть выражен, например, в бентосном анализе изучаемых донных отложений, когда исследуются численность и состав всех живых организмов, населяющих озерные осадки. Также он может быть выражен в спорово-пыльцевом и диатомовом анализе проб из колонок современных донных отложений. Сопоставление биологических данных, представленных выше, с геохимическими данными, в первую очередь с уровнем накопления тяжелых металлов в осадках озер, может дать более полную картину изменений, происходящих и происходивших в прошлом в самом водоеме и на территории его водосбора.

3.4. Программы и прочие ресурсы, использованные в работе

В ходе исследований данные были статистически обработаны. Рассчитаны среднее арифметическое, стандартное отклонение, медиана и коэффициент корреляции Пирсона и Спирмена. Использован факторный анализ (метод главных компонент). Перед проведением факторного анализа данные для него были преобразованы к нормальному виду по методу Бокса-Кокса. Все аналитические расчеты выполнены в Microsoft Excel 2010 и StatPlusPro 7.6.5.0. Для графической иллюстрации результатов использовались программы Inkscape 0.48, ArcGIS и др.

ГЛАВА 4. ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕР, НАХОДЯЩИХСЯ ПОД ВЛИЯНИЕМ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ

4.1. Урбанизированные территории и их импактные зоны: понятие и примеры воздействия города на озерные экосистемы

Импактная зона (территория) – это участки в пределах территориально-промышленного комплекса, на которых в результате антропогенного воздействия произошли (или происходят) негативные изменения природной среды, приводящие к появлению и развитию острых экологических ситуаций [Евсеев, Красовская, 1997]. Импактные зоны отдельных источников загрязнения (например, промышленных предприятий или транспортных узлов) могут сильно варьировать по площади – от нескольких до сотен километров [Ganor et al., 1998; Сергазинова и др., 2018; Xia et al., 2020; Евсеев и др., 2021]. Учитывая, что город (или урбанизированная территория) может иметь большой спектр антропогенных факторов с разным уровнем и интенсивностью воздействия на окружающую среду, однозначно невозможно установить конкретные границы и определение понятие «импактной зоны урбанизированной территории». В данной работе под ним, перефразируя определение из работы [Евсеев, Красовская, 1997], будет пониматься следующее: *импактная зона города или урбанизированной территории – это участки в пределах города и за его пределами, на которых в результате антропогенного воздействия происходят негативные изменения природной среды*. Очевидно, что у каждого города, как и у каждого точечного источника загрязнения, будет своя импактная зона, определяемая чаще всего эмпирическим путем. Известно, что импактный район около города Норильска (Норильского промышленного района) простирается почти на 200 км [Евсеев и др., 2021]. Таким образом в работе под урбанизированной территорией понимается не только территория города, определенная в официальных административных границах, но и территория вблизи города, где влияние города на экосистемы сказывается несмотря на юридически обозначенные контуры населенных пунктов.

В зарубежной литературе выделяется понятие *urban critical zone* (критическая зона влияния города), под которым понимается территория Земли, на которую распространяется влияние города, его инфраструктуры, промышленных предприятий, транспорта и других компонентов [Yu et al., 2024]. Схема *urban critical zone* представлена на Рис. 4.1. Урбанизация является значимым фактором изменений в использовании земель и социоэкономических преобразований, что оказывает влияние на различные слои Земли в пределах критической зоны влияния города. Исследования

показывают, что урбанизация создает значительное давление на территорию внутри города и рядом с ним, изменяя экосистемы и их функции. Это включает в себя множество изменений в экосистемах разного уровня, в том числе трансформацию и загрязнение водных объектов со всеми их компонентами [Vani, Kamraju, 2016; Wang et al., 2023].

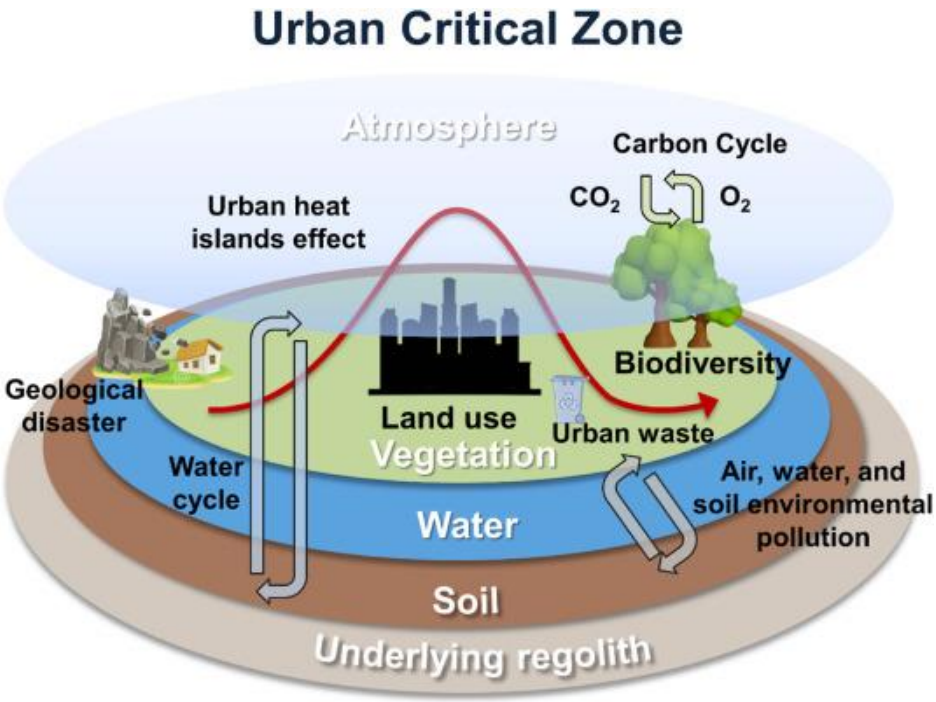


Рисунок 4.1 – Классификация различных воздействий урбанизации на природную среду и природные объекты внутри и вблизи городских территорий [Yu et al., 2024]

В России понятие импактных зон городов или урбанизированных территорий не проработано в нужной мере, выражаясь лишь в отдельных исследованиях. Однако хорошо проработана тема импактных зон Арктической зоны РФ, где отчасти и были сосредоточены исследования автора. Отмечается, что тяжелые металлы наряду с диоксидом серы, диоксидом азота, фосфором, радионуклидами, нефтепродуктами и поверхностно-активными веществами выступают в качестве приоритетных загрязняющих веществ в импактных районах на Севере и в Арктике России [Евсеев и др., 2021]. Важно заметить, что большая часть из этих импактных зон связана с городскими (урбанизированными) территориями, где расположены основные промышленные мощности предприятий субъектов Российской Федерации, включая всю Мурманскую область и частично Карелию и Красноярский край.

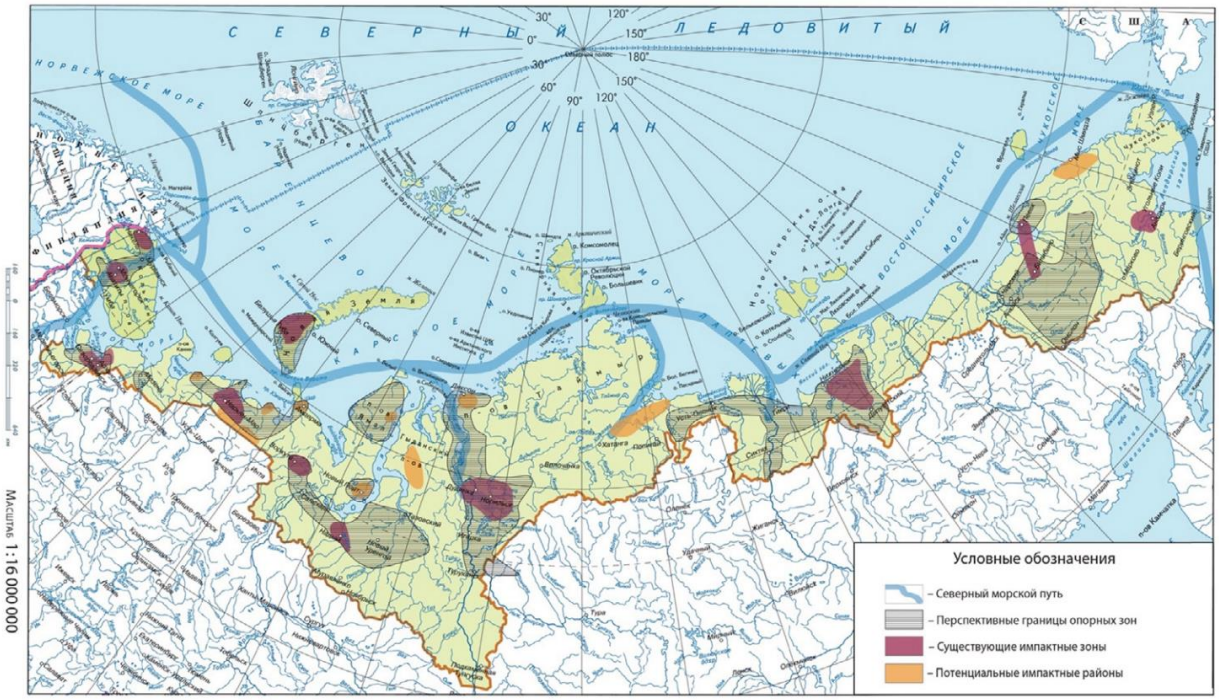


Рисунок 4.2 – Опорные зоны развития АЗРФ и импактные районы [Евсеев и др., 2021]

Как показано на Рис. 4.1 влияние городской среды затрагивает и наземные, и водные экосистемы. Ранее уже отмечалось [Naselli-Flores, 2008; Persson, 2012], что в пределах городов в озерах происходят различные изменения, включающие в себя:

- интенсивное разрушение берегов,
- захламление берегов и дна бытовым мусором,
- повышение мутности воды,
- эвтрофирование и цветение воды,
- интенсивный рост высшей водной растительности,
- поступление в воду и донные отложения органических и неорганических элементов и веществ, включая тяжелые металлы, нефтепродукты, поверхностно-активные вещества, хлориды, гербициды и т.д.,
- бактериальное загрязнение,
- ухудшение запаха и вкуса воды.

Важно отметить, что городская среда влияет на водные объекты, включая озера, в совершенно разных регионах мира с разыми климатическими, геологическими и другими условиями. В Финляндии, при исследовании городской территории на качество отложений в озере Весиярви (Lake Vesijärvi), были оценены источники и распределение органических загрязняющих веществ (в частности, ПАУ и ПХБ) [Honkonen, Rantalainen,

2013]. Было установлено, что концентрации загрязнителей были выше (до 3–16 мг/кг ∑ПАУ и до 0.02–0.3 мг/кг ∑ПХБ) близко к берегу и снижались с удалением от него, а в пригородах оказались на уровне фона. Основными источниками загрязнения являются, по оценке исследователей, выбросы ливневых стоков и автомобильный транспорт. В другой работе, проведенной на примере городских озер уже Северо-Американского континента, было показано, что применение дорожной соли для очистки дорог в холодных регионах увеличивает концентрацию хлорида в поверхностных водах, что негативно сказывается на водных организмах и ухудшает качество воды [Scott et al., 2019]. Канадские ученые проанализировали мониторинговые данные девяти озер в Новой Шотландии за 35 лет, что позволило установить, что концентрации хлорида увеличились у большинства озер, показывая сезонные колебания, и шесть из них достигли устойчивых уровней в результате влияния урбанизации. Также в Северной Америке Залив Френчменс (Frenchman’s Bay) Озера Онтарио многие годы подвергается воздействию урбанизации, что привело к ухудшению качества воды в нем и далее к сокращению исторически большого насаждения надводной растительности, которая окаймляет надводные русла к северу и югу от залива [Seilheimer et al., 2007]. Кроме того, северный участок залива оказался не только более загрязненным от стоков крупной автомагистрали, но и более теплым по сравнению с южной частью залива. В итоге во Френчменс сформировались различия в рыбном сообществе на юге и севере залива озера Онтарио.

Причем негативные изменения в озерах в городах и вблизи них происходят не только из-за деятельности ливневых стоков, промышленных предприятий, транспорта и других факторов. Рекреационная нагрузка также ухудшает состояние водных объектов, которые находятся в небольшой по времени (до 15 минут) доступности для жителей городов, о чем сообщается в работе китайских ученых [Gao et al., 2019]. Рекреация ведет к развитию загрязнения озер, в том числе озер городских районов, микропластиком по всему миру [Pan et al., 2023]. В обзоре говорится, что плотность населения тех или иных территорий мира влияет на концентрацию частиц микропластика в воде и современных отложениях озер импактных зон урбанизированных территорий. Причем чаще всего загрязнители накапливаются в отложениях небольших озер или прудов. Так в небольшом водоеме в Лондоне содержание микропластика составляет 540 частиц на кг, в то время как в крупнейшем африканском озере Виктория, на берегу которого расположены множество городов, – 6.5 гранул на кг [Pan et al., 2023].

Малые озера и их донные отложения озер городов и их импактных зон являются уязвимыми мишенями для химического загрязнения, особенно

тяжелыми металлами [Lindström, 2001; Jumbe, Nandini, 2009]. Так, небольшие пруды в центральных городских районах Шанхая оказались более обогащены Cd, Cu, Pb и Zn в верхних слоях отложений по сравнению с водоемами, удаленными от центра города с его промышленностью и транспортом, то есть в пригородных районах (Рис. 4.3)[Li et al., 2012]. В другой работе китайских исследователей отмечается градиент увеличения концентраций Cd, Co, Pb, Cr. As, Ni и других тяжелых металлов и металлоидов в воде озер при приближении к городу Ухань и районам, попадающим под его влияние [Xia et al., 2020]. При этом для поверхностных донных отложений озер такой закономерности у ученых выявлено не было, так как осаждение – более длительный и сложный процесс, на который также влияют и природные факторы, поэтому авторы приходят к выводу о существенной роли геохимического фона в этом процессе. В другой же работе, на примере изучения отложений озер города Гуанжоу, оказалось, что металлы (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb) в больших концентрациях накапливаются в районах, близких к центру города с промышленностью и транспортом, по сравнению с пригородными территориями [Shang et al., 2017]. Это говорит о том, что степень влияния города (то есть размер его импактной зоны) может сильно варьироваться в зависимости от конкретного района и его объектов. В следующих подглавах рассмотрим все эти процессы на примере озер импактных зон урбанизированных территорий России, включая северные регионы и Арктику.

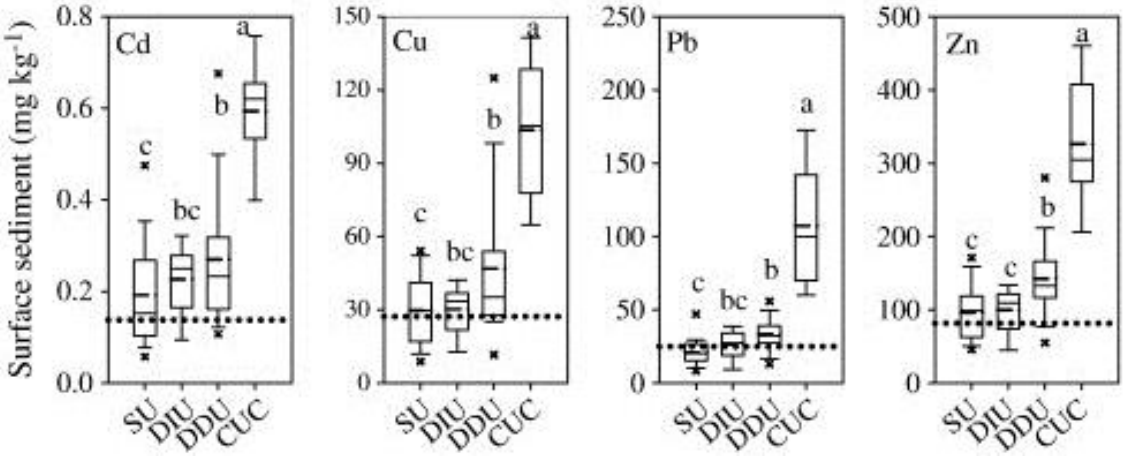


Рисунок 4.3 – Разные уровни накопления металлов в отложениях городских озер (прудов) Шанхая, где SU – пригородные районы, DIU – развивающие городские районы, DDU – развитые городские районы и CUC – центр города [Li et al., 2012]

4.2. Влияние городской среды на отложения озер Северо-Запада России

4.2.1. Состояние современных отложений озер урбанизированных территорий Республики Карелии

Как уже было показано выше, в главе 2.1, вблизи урбанизированных территорий Республики Карелии формируются районы с существенным уровнем загрязнения водных объектов, включая озера, как большие, так и малые [Каталог…, 2001]. Ранее некоторые комплексные данные об озерах урбанизированных районов Карелии были описаны на примере города Петрозаводска [Водные…, 2013]. Согласно эколого-химическим исследованиям очевидна роль антропогенных факторов, связанных с урбанизацией, в формировании современного состояния озер Петрозаводска. Про другие урбанизированные территории Республики Карелии и их озера ничего ранее не сообщалось.

Наши обобщенные данные [Слуковский и др., 2016] по химическому составу воды в озерах и попутно реках урбанизированных районов Карелии (Рис. 4.4) показали, что содержание многих элементов, включая тяжелые металлы, превышают их фоновый уровень для региона [Томилина и др., 2004], а также кларковые данные, полученные на основе анализа пресных речных вод мира (Рис. 4.5)[Gaillardet et al., 2013]. Кроме того, малые водные объекты городов Медвежьегорска и Суоярви характеризуются слабощелочной реакцией воды (диапазон значений от 7.70 до 8.20) [Слуковский и др., 2016]. Такая реакция водной среды городских поверхностных вод обусловлена антропогенным воздействием, вызванным попаданием в воду различных реагентов, используемых зимой для посыпки дорог и тротуаров, так как они имеют повышенные значения pH [Бабкина, Бабенков, 2018; Федорова, Четыркина, 2018]. Важно заметить, что в водах рек городов Петрозаводска и Медвежьегорска наблюдается общая тенденция увеличения основных компонентов химического состава (Ca, Na, K, Mg и др.) от пригородных районов к устью, что свидетельствует о значительном влиянии поверхностного стока с урбанизированных водосборных территорий изучаемых водных объектов городских районов Карелии [Слуковский и др., 2016]. Учитывая, что озера также находятся под влиянием поверхностного стока городских территорий, то с ними происходят аналогичные явления.

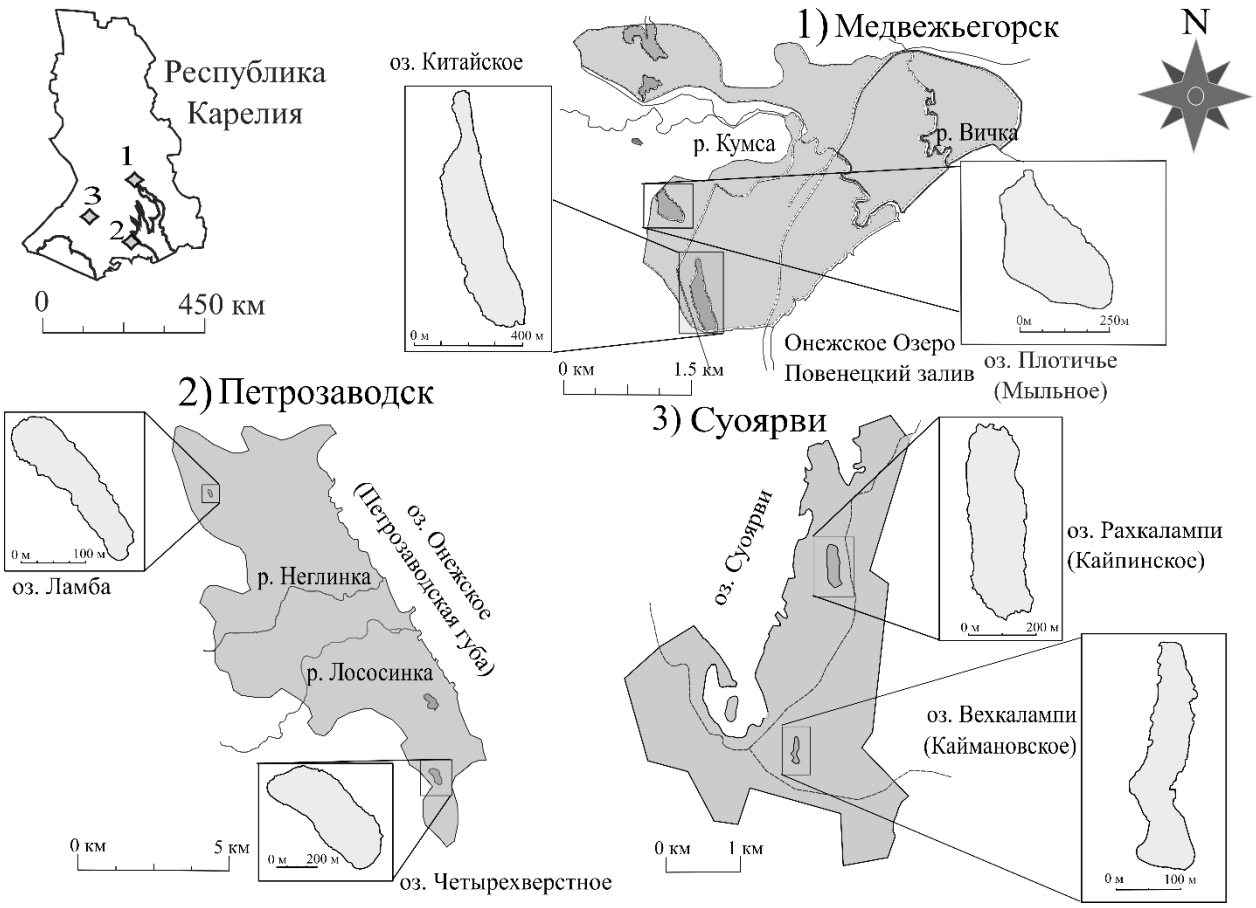


Рисунок 4.4 – Карта-схема расположения городских озер Республики Карелии

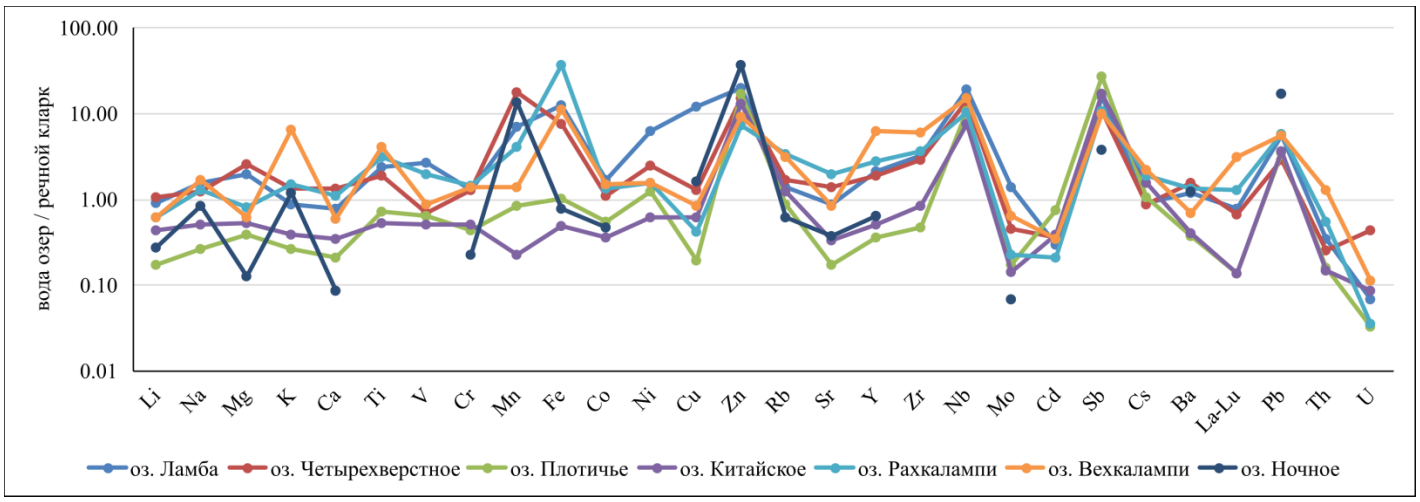


Рисунок 4.5 – Нормированные концентрации химических элементов в воде озер городов Республики Карелии. Данные представлены в логарифмированном виде.

Значения pH среды современных донных отложений озер урбанизированных территорий Карелии преимущественно близки к нейтральному уровню. Однако отмечается незначительное увеличение

щелочности в самых верхних слоях отложений озер города Петрозаводска с 6.92 до 7.38 (оз. Четырехверстное) и с 6.91 до 7.19 (оз. Ламба) [Слуковский, 2020]. При этом в доиндустриальных слоях осадков озера Четырехверстного, отобранных с глубин от 4.3 до 8.0 м, такой динамики не отмечается – значения pH находятся в нейтральром диапазоне (от 6.71 до 6.88). Аналогичная ситуация отмечена и в других городах Карелии – Медвежьегорске и Суоярви. Например, в отложениях озера Плотичье значения pH возрастают от нижних слоев к верхним с 6.67 до 7.04, а в отложениях озера Рахкалампи значения – с 7.11 до 7.56 [Новицкий и др., 2017]. При этом рост (хоть и небольшой) значений pH отложений происходит не только за счет поступления солей реагентов, но и за счет пыли, частичек пород и четвертичных отложений района водосборного бассейна городских озер, различных загрязнителей. Например, городские антропогенные отложения (не озерные, а отобранные на дорогах или дворовых территориях в районе г. Екатеринбурга) имеют слабощелочную реакцию и повышенные концентрации загрязнителей, включая тяжелые металлы [Селезнев и др., 2017]. Исследования pH донных отложений рек г. Петрозаводска показали [Слуковский, 2014], что осадки в городе также имеют нейтральную и слабощелочную реакцию по сравнению с кислым и слабокислым фоновым уровнем, свойственным всему региону [Белкина, 2021].

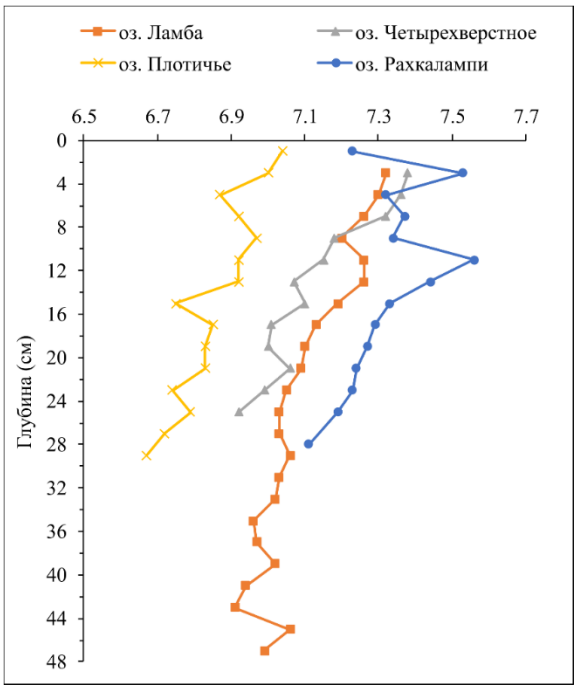


Рисунок 4.6 – Вертикальное распределение значений pH в колонках отложений озер урбанизированных территорий Карелии

Показателем того, что в воду и отложения озер урбанизированных территорий Республики Карелии поступает материал в виде частиц разрушенных пород, почв, дорожных покрытий и строений, влияющая на динамику pH отложений, служит закономерности накопления главных элементов в осадках изученных водных объектов. Например, в отложениях озер города Петрозаводска это иллюстрируется на повышенном накоплении окислов Al, Na, K, Mg, Ti в верхних слоях отложений по сравнению с нижними [Слуковский, 2020]. Уровень корреляционной связи между всеми обозначенными веществами в отложениях озера Ламба колеблется от 0.94 до 1.00 (при $p<0.01$). При этом теснота связи концентраций Al_2O_3, MgO, Na_2O, K_2O и TiO_2 с кремнеземом несколько ниже указанных цифр, хотя SiO_2 также увеличивается в отложениях этого городского озера [Слуковский и др., 2017]. Даже в небольшом городе Суоярви, в отложениях озера Рахкалампи отмечается схожая картина накопления Al_2O_3, чьи концентрации увеличиваются с 0.96 до 3.61 %, Na_2O (с 0.05 до 0.47), K_2O, CaO, MgO, MnO, TiO_2и P_2O_5 (Рис. 4.7). При этом относительно кларковых значений, рассчитанных по среднему составу земной коры [Wedepohl, 1995], верхние слои (0-10 см) отложений озер урбанизированных территорий имеют превышения лишь по $Fe_{общ.}$, MnO, P_2O_5 и S и то не для всех изученных водоемов (Рис. 4.8). В частности, крайне высокие значения концентраций Fe (от 8.5 до 21.3 %) имеют отложения озера Ламба, которые можно отнести к группе железистых сапропелей [Синькевич, Экман, 1995]. Окислами Fe и Mn обогащены верхние слои отложений озер города Петрозаводска, окислами P – осадки озер Петрозаводска, Медвежьегорска и Суоярви, что может быть следствием эвтрофирования изучаемых водоемов [Gao et al., 2005], так как они расположены непосредственно в городской черте, а вблизи них имеется частный сектор с небольшими сельскохозяйственными участками. Недалеко от озера Ламба вообще ранее располагался ягодно-плодовый участок [Синькевич, Экман, 1995]. Отчасти невысокие коэффициенты концентрации для большинства главных элементов в отложениях исследованных озер можно объяснить наличием существенного количества органического вещества в осадках, что характерно для озер в зоне тайги. Например, в озере Ламба (Петрозаводск) органика составляет 53% всей массы поверхностных отложений, в озере Четырехверстном (тоже Петрозаводск) – 40% [Слуковский, 2020], в озерах города Медвежьегорска – 61% (Китайское) и 68% (Плотичье) [Savosin, Slukovskii, 2025] и в озерах города Суоярви – до 77%. Согласно данным [Страховенко, 2011] органогенные отложения в меньшей степени накапливают Na, Mg, K, Ca, Alи Si по сравнению с терригенными,

карбонатно-терригенными и органо-терригенными современными отложениями малых озер Сибири.

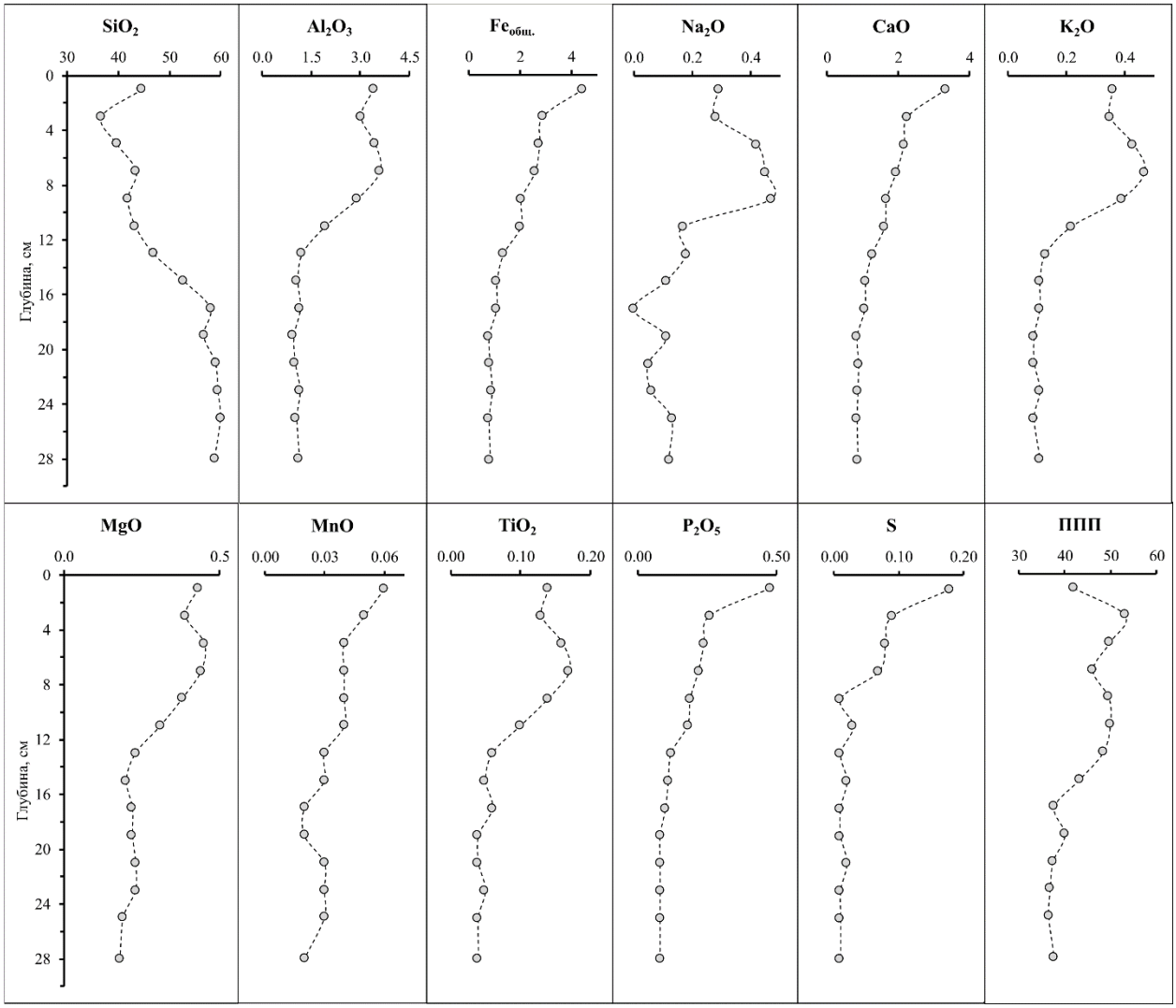


Рисунок 4.7 – Вертикальное распределение концентраций (в %) главных элементов и органического вещества (по ППП) в колонке отложений озера Рахкалампи (Суоярви, Карелия)

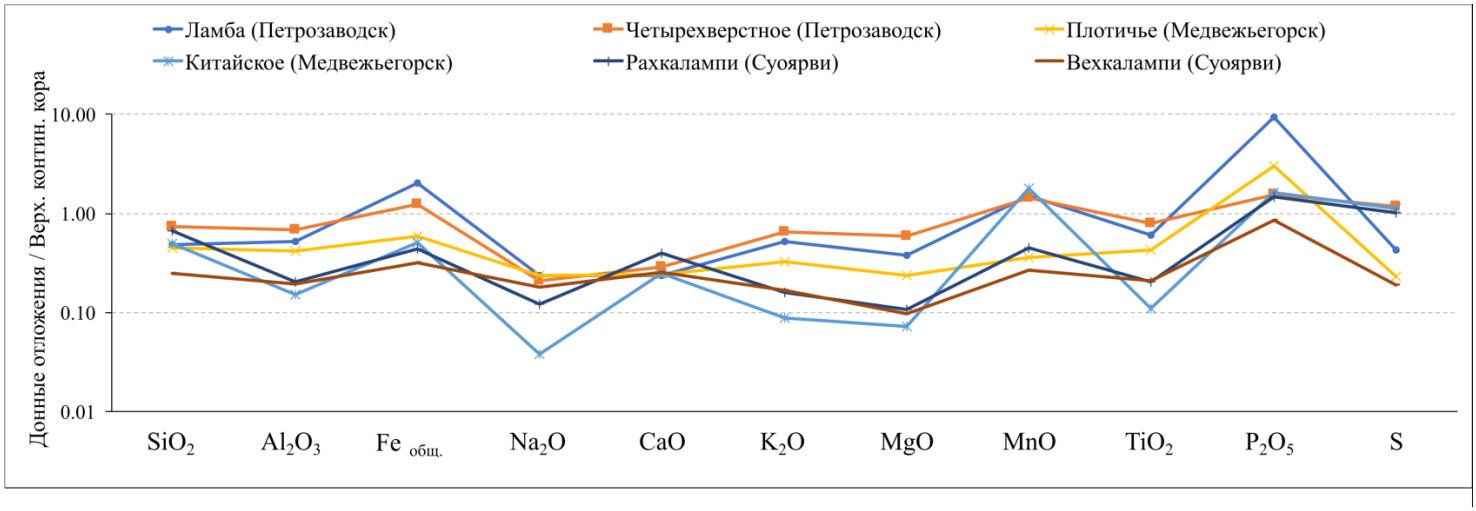


Рисунок 4.8 – Нормированные концентрации главных элементов в верхних слоях отложений озер городов Республики Карелии. Данные представлены в логарифмированном виде.

Нормирование концентраций микроэлементов, включая тяжелые металлы, в донных отложениях озер урбанизированных территорий Республики Карелии на кларк [Wedepohl, 1995] показало, что верхние (0-10 см) слои изученных осадков обогащены многими элементами (Рис. 4.9). Например, отложения озера Ламба, расположенного в черте города Петрозаводска, характеризуются крайне высоким уровнем накопления Cu (K_c=34.3), V (K_c=17.2), Zn (K_c=8.5), Sn (K_c=6.8), Cd (K_c=6.6), а также Ni, Mo, Sb, W, Bi, Pb (K_c от 2 до 4.7). В другом озере Петрозаводска (Четырехверстное) самые большие значения коэффициентов концентрации установлены для Cd, Cu, Sb, Zn, Pb, Bi и U (значения варьируются от 2.3 до 8.3). Во всех показанных на графике (Рис. 4.9) озерах донные отложения обогащены по отношению к верхней части земной коры Zn, Cd, Sb, Pb и Bi. В частности коэффициенты концентрации по Pb в отложениях озер урбанизированных территорий Республики Карелии варьируют от 1.6 (Выгозеро в районе города Сегежи) до 7.3 (озеро Плотичье (Медвежьегорск)). Показанные закономерности накопления микроэлементов в современных отложениях городских озер региона говорят о существенной роли антропогенного фактора или факторов при формировании геохимического облика осадков, учитывая, что наиболее активно в отложениях озер накапливались и накапливаются тяжелые металлы.

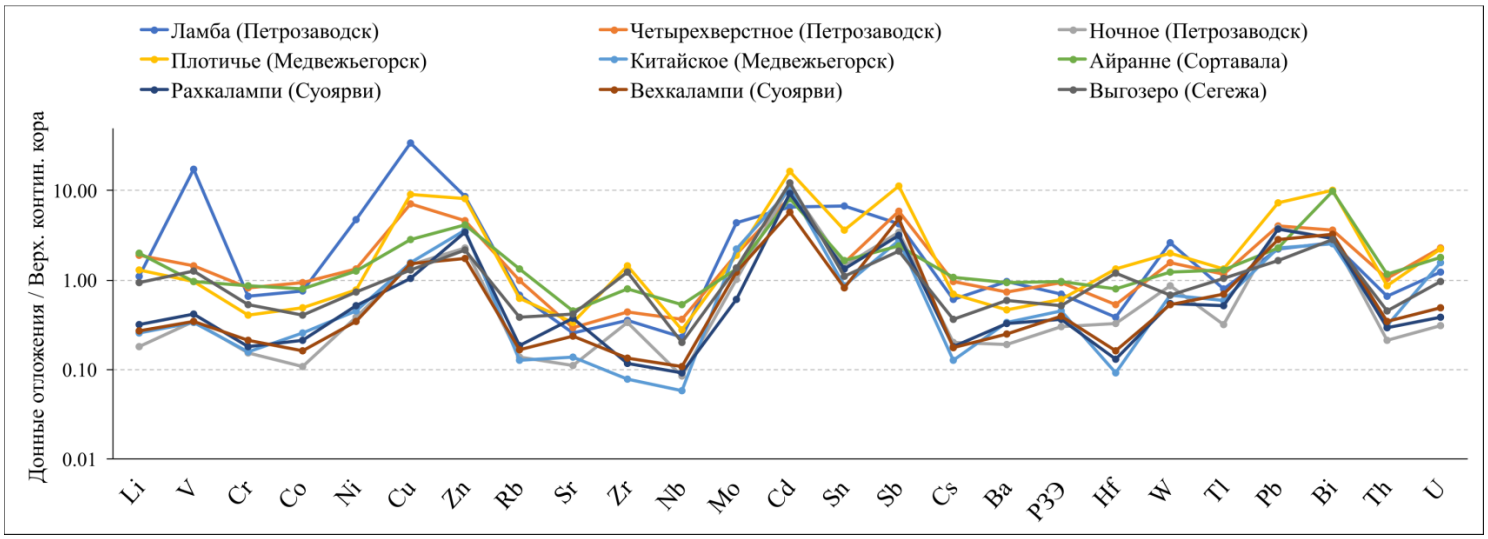


Рисунок 4.9 – Нормированные концентрации микроэлементов в верхних слоях отложений озер городов Республики Карелии. Данные представлены в логарифмированном виде.

О том, что накопление тяжелых металлов связано с влиянием человеческой деятельности можно судить также по характеру вертикального распределение изученных элементов в колонках современных донных отложений озер урбанизированных территорий Карелии. Палеолимнологические реконструкции, основанные на геохимии современных отложений озер, позволяют выявить степень антропогенной нагрузки в разные этапы существования озера, оценить скорость седиментации и определить ключевые источники загрязнения водоемов и территорий вокруг них [Kalyani, 2020; Parveen et al., 2023]. Например, подробный анализ колонки отложений озера Ламба (Петрозаводск) выявил тенденцию к увеличению концентраций тяжелых металлов [Slukovskii, 2023], включая Pb (до 137 мг/кг, в то время как фоновое значение составляет 4 мг/кг), Cd (до 1.2 мг/кг, фоновое значение – 0.2 мг/кг), Ni (до 607 мг/кг, фоновое значение – 22 мг/кг), V (до 4785 мг/кг, фоновое значение – 17 мг/кг), Cr (до 179 мг/кг, фоновое значение – 10 мг/кг), Cu (до 1189 мг/кг, фоновое значение – 45 мг/кг), Zn (до 963 мг/кг, фоновое значение – 136 мг/кг) и др. (Рис. 4.10). Анализ концентраций указанных элементов в нижних (голоценовых) слоях отложений этого водоема показал, что они были схожи с фоновыми или даже ниже их [Слуковский, 2020].

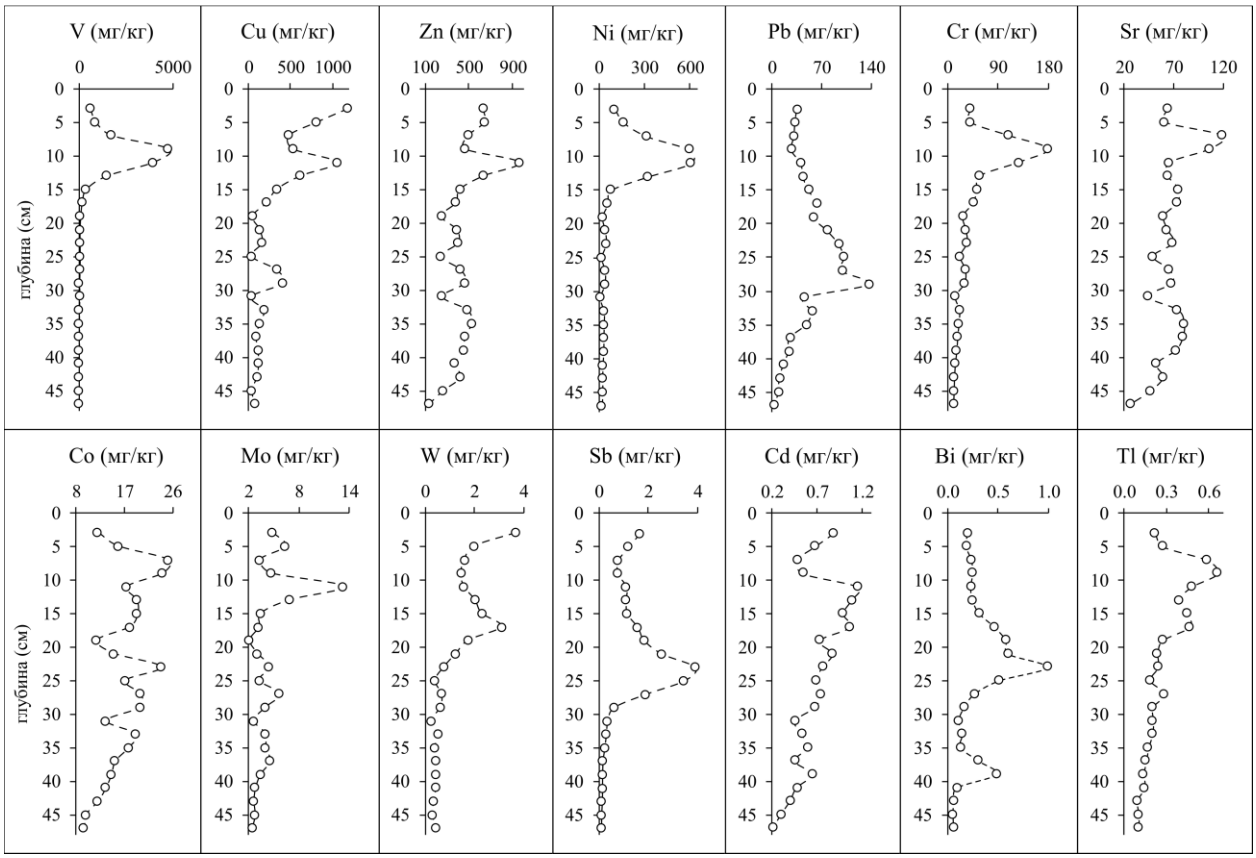


Рисунок 4.10 – Вертикальное распределение концентраций микроэлементов, включая тяжелые металлы, в колонке отложенй озера Ламба (Петрозаводск)

Исследования показали, что озеро Ламба подвергалось многофакторной внешней нагрузке. Например, повышенные уровни V и Ni связаны с работой ТЭЦ, которая использовала мазут с 1978 по 2000 год [Рыбаков, 1999], а затем начала использовать газ. На графике (Рис. 4.10) видно, как увеличивается содержание обоих металлов в слоях от 5 до 15 см (время работы мазутной ТЭЦ), а затем снова снижается (газификация ТЭЦ). Исследования показывают, что мазутные котельные и тепловые электростанции всегда вызывают повышенные концентрации V и Ni в окружающей среде [Ganor et al., 1988; Mejia et al., 2007; Гоголашвили, 2008]. Сообщается, что диапазон переноса частиц от мазутных тепловых электростанций и котельных обычно не превышает 15 км на примере исследования химического состава поверхностных слоев почвы [Сает и др. 1990]. Динамика накопления V и Ni в образцах почв города Тель-Авива (Израиль), отобранных на разном расстоянии от мазутной электростанции «Рединг», показывает, что основное накопление металлов приходится на территорию вблизи (до 1 км) от предприятия (Рис. 4.11), а в дальнейшем резком снижается и доходит до околофонового уровня [Ganor et al., 1988]. Именно поэтому в озере Ламба, которое расположено в 500 метрах от Петрозаводской ТЭЦ установлены столь высокие концентрации V и Ni. При этом концентрации этих металлов были значительно ниже в отложениях озера Четырехверстное (по сравнению с озером Ламба), поскольку оно расположено в 11 км от ТЭЦ [Слуковский, 2020; Slukovskii, 2023].

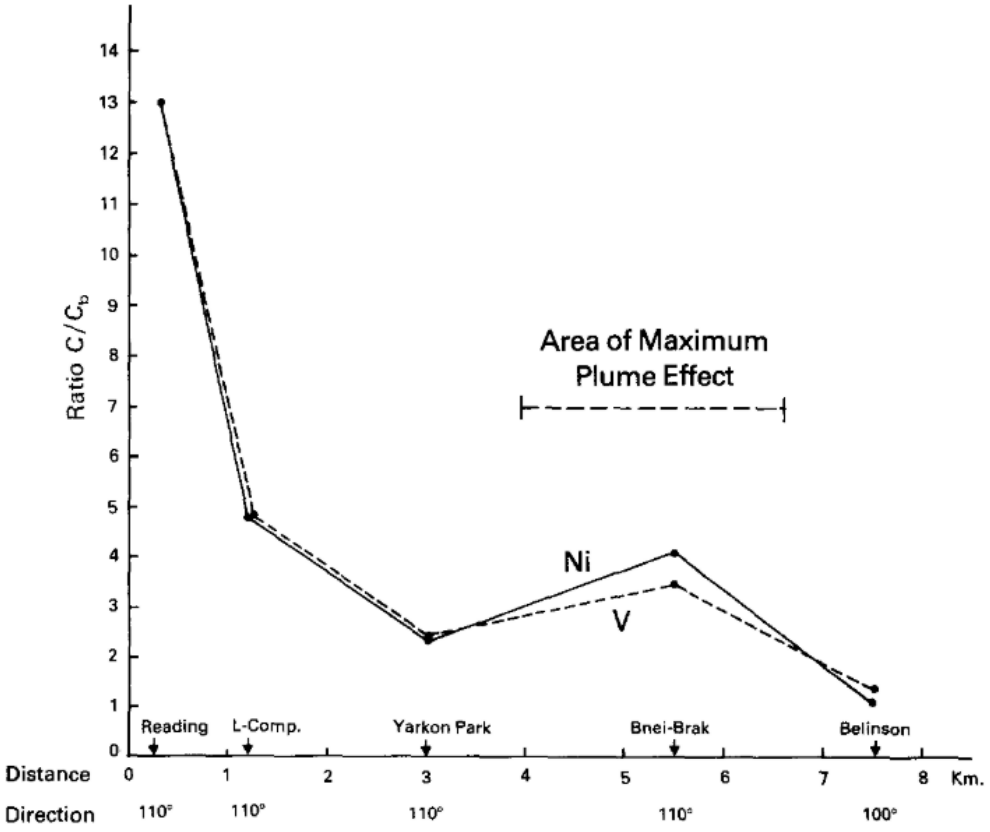


Рисунок 4.11 – Коэффициенты концентраций Vи Ni в почве города Тель-Авива на разном расстоянии от мазутной ТЭЦ (от 1 до 8 км) [Ganor et al., 1988]

Увеличение концентраций Zn, Cu, Co, W, Mo, Cd в отложениях озера Ламба связано с работой двух крупных машиностроительных заводов («Онежского тракторного завода» и «Петрозаводскмаша»), специализирующихся на производстве машин и оборудования для нужд лесоперерабатывающей, атомной, нефтехимической и целлюлозно-бумажной промышленности и имеющих собственное литейное производство [Рыбаков и др., 2013; Слуковский и др., 2017]. Рост концентраций этих металлов отмечается в нижней части разреза, что соответствует времени с начала 1920-х до середины 1950-х годов XX столетия. Тогда будущий «Онежский тракторный завод», перейдя в руки советской власти, перепрофилировался в предприятие по ремонту паровозов и вагонов, изготовления запасных частей для них, а в дальнейшем – производству дорожных машин и продукции лесного машиностроения [Слуковский и др., 2017]. Анализ химического состава почвогрунтов бывшей промышленной площадки «Онежского тракторного завода», расположенной в центральной части г. Петрозаводска, показал, что все указанные элементы, кроме Cd, имеют значительные превышения над ПДК и местным геохимическим фоном [Рыбаков и др., 2013].

Кроме того, эти тяжелые металлы входят в единую техногенную ассоциацию элементов (вместе с Cd), связанных с выбросами промышленного предприятия [Рыбаков, Веселкова, 2015]. Сохраняющиеся высокие концентрации Zn, Mo, Cd в толще ДО на глубинах от 0 до 30 см – следствие активной деятельности «Онежского тракторного завода» вплоть до конца 2000-х годов, когда предприятие было признано банкротом. Кроме того, на повышенный фон этих тяжелых металлов также повлияли выбросы функционирующего с середины 1960-х годов прошлого столетия по настоящее время ОАО «Петрозаводскмаш», расположенного в менее чем в трех километрах от озера Ламба [Слуковский и др., 2017]. Экстремальные значения содержания Cu (> 1000 мг/кг) в самых верхних слоях изученной толщи пресноводных осаждений, скорее всего, связаны с деятельностью литейного производства «Петрозаводскмаша». Взаимоотношение Cu и Zn как основных компонентов многих важнейших литейных сплавов [Расчет…, 2000], иллюстрирует тесную связь этих тяжелых металлов, поступивших в экосистему петрозаводского озера в различное время от двух разных техногенных источников, но имеющих общую природу загрязняющих выбросов (Рис. 4.12).

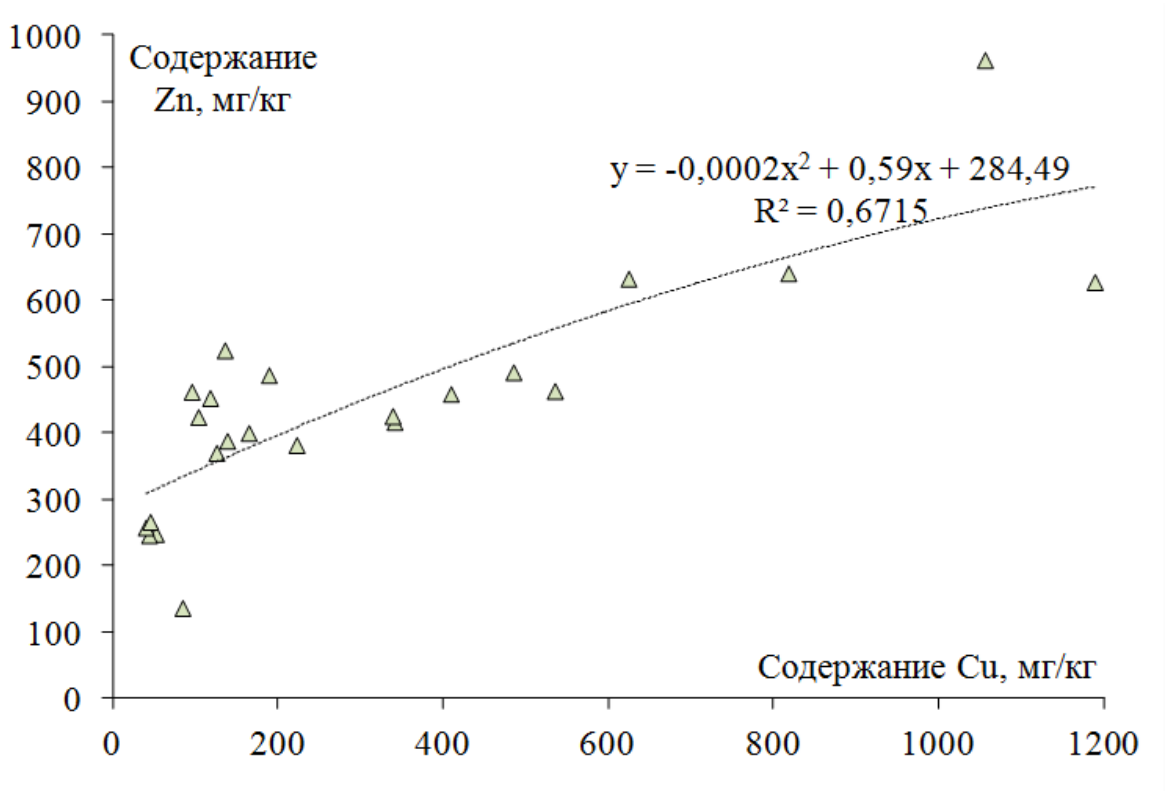


Рисунок 4.12 – Взаимосвязь концентраций Zn и Cu в колонке донных отложений, оз. Ламба, г. Петрозаводск [Слуковский, 2018]

Несмотря на то, что южная часть г. Петрозаводска, где находится озера Четырехверстное имеет гораздо меньшую концентрацию промышленных предприятий (южная промзона) по сравнению с севером города, а нагрузка на природные экосистемы здесь существенно ниже, содержание тяжелых металлов в верхних слоях озера Четырехверстного также динамично увеличивается от нижних слоев к верхним (Рис. 4.13). Хотя в целом в озере Ламба отмечаются более высокие максимальные концентрации отдельных элементов за счет близости к точечным источника загрязнения. В первую очередь это касается V, Ni (о них уже упоминалось), Zn, Cu, Sn, Mo и W. С другой стороны, на оз. Четырехверстное постоянно оказывают влияние выбросы автомобильного и железнодорожного транспорта, чьи пути находятся в непосредственной близости от водоема. Вероятно поэтому, согласно расчету формул геохимических ассоциаций элементов (Табл. 4.1), основным загрязнителем, озера Четырехверстного среди металлов является Pb, который зачастую в разных элементах городской среды накапливается вследствие использования тетраэтилсвинца $Pb(CH_3CH_2)_4$ как добавку к бензину с 1930-х до 1990-х годов по всему миру [Nriagu, 1990; Thomas, 1995].

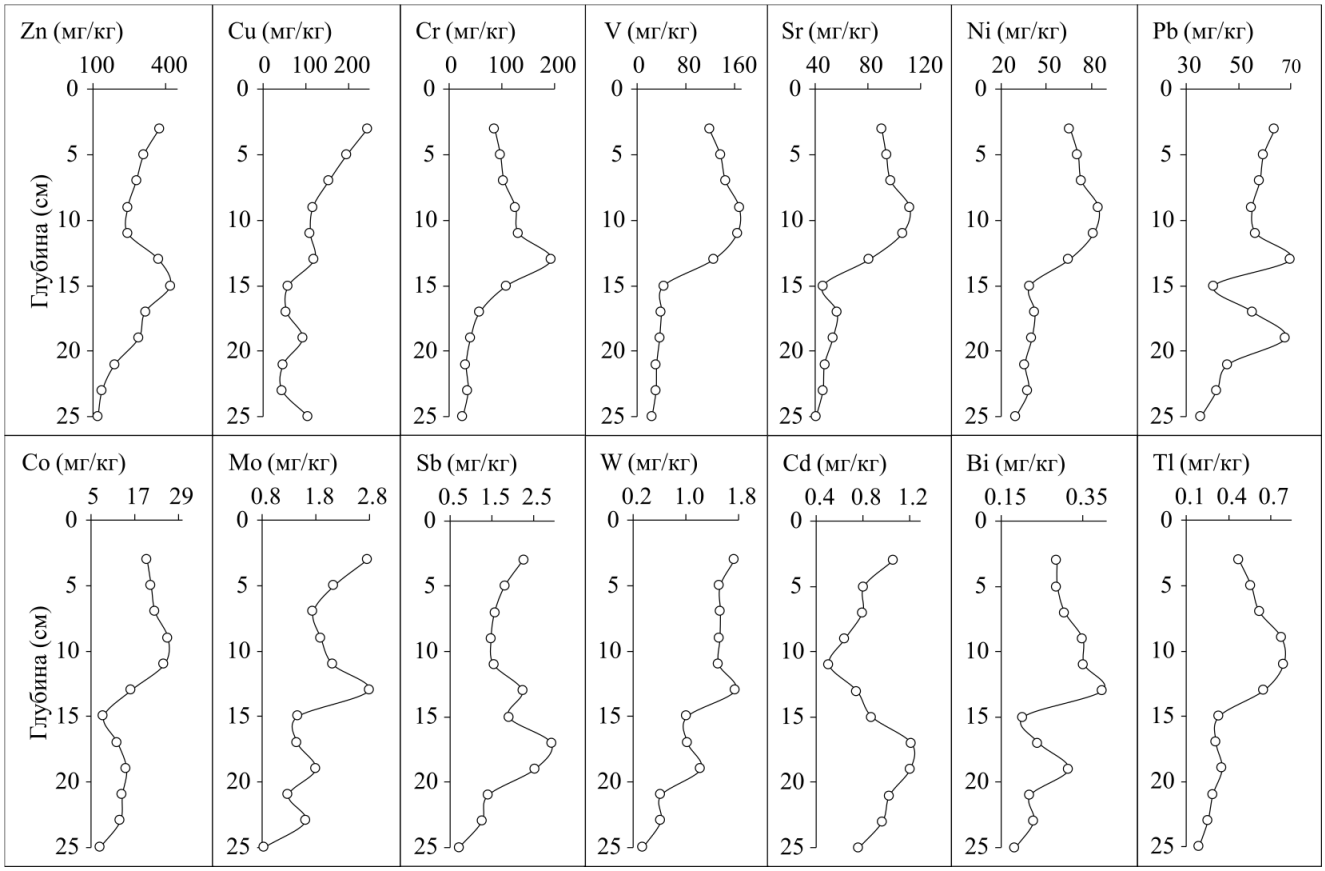


Рисунок 4.13 – Вертикальное распределение тяжелых металлов в колонке современных донных отложений озера Четырехверстного [Слуковский, 2020]

Согласно формулам геохимических ассоциаций, представленных в Табл. 4.1, Pb является приоритетным загрязняющим веществом не только для озера Четырехверстного, но для многих других урбанизированных водоемов. Концентрации этого элемента в верхних слоях озерных отложений многократно превышают условно фоновый уровень для исследованных донных отложений региона [Slukovskii, 2020]. Наибольшие концентрации Pb в верхних слоях отложений (0-10 см) установлены в отложениях озер Плотичье, Четырехверстное, Ночное и Рахкалампи, где наблюдается десятикратное превышения фонового уровня. В отложениях озера Ламба также наблюдается крайне высокое содержание Pb в современных отложениях (до 137 мг/кг, что в 29.8 раз выше фонового уровня для региона), но эти концентрации приходятся не на верхние 10 см колонки отложений, как это происходит у других озер, а на большей глубине (Рис. 4.14). Очевидно, что скорость седиментации в озере Ламба существенно выше: по уровню накопления V и Ni, для которых очевиден единственный источник загрязнения (ТЭЦ), было установлено, что она ориентировочно составляет около ~5 мм/год, что более чем в 5 раз превышает среднюю скорость седиментации осадочного материала на дне малых озер территории Фенноскандии [Субетто, 2009; Даувальтер, 2012]. В других озерах городских районов Карелии скорость седиментации, согласно данным распределения концентраций Pb, варьирует примерно от ~2 до ~5 мм/год [Slukovskii, 2023], что также выше фоновых уровней седиментации в озерах региона. С подобным явлением высокой скорости осадконакопления в пределах локальной урбанизированной территории по сравнению с «фоновой» скоростью – средней для региона исследований столкнулись геохимики из Татарстана, которые выяснили, что накопление донных отложений в городских водных объектах Казани происходит в 2-6 раз быстрее, чем в озерах Республики в целом [Иванов и др., 2011а, 2011б]. Также ускороение поступление материала в водные объекты в результате техногенного влияния и, как следствие, увеличение скорости седиментации отмечались на примере исследования современных отложений рек и каналов Санкт-Петербурга [Опекунов и др., 2017].

Таблица 4.1 – Геохимические ассоциации тяжелых металлов в донных отложениях озер урбанизированной среды Республики Карелии (K_c – коэффициент концентрации, рассчитанный с использованием фоновых данных [Slukovskii, 2020]; значения в скобках – величины коэффициентов концентрации для отдельно взятого элемента)

Озеро	Формула геохимической ассоциации донных отложений	
	$K_c \geq 10$	$10 > K_c \geq 5$
Ламба (Петрозаводск)	V(52)-Sn(28)-Cu(26)-Ni(11)	Sb(8)-W,Pb(7)-Zn(6)-Cr(5)
Четырехверстное (Петрозаводск)	Pb(13)-Sb(11)	Sn,Cr(6)-Cu(5)
Ночное (Петрозаводск)	Pb(12)	Sb,Sn(6)
Плотичье (Медвежьегорск)	Pb(24)-Sb(21)-Sn(15)-Bi(12)	Cu(7)-Zn,W(6)-Tl(5)
Китайское (Медвежьегорск)	-	Pb(7)-Sb(5)
Рахкалампи (Суоярви)	Pb(12)	Sb,Sn(6)
Вехкалампи (Суоярви)	-	Pb,Sb(9)
Айранне (Сортавала)	Bi(11)	Pb,Sn(7)-Cr(6)-Tl(5)
Выгозеро (Сегежа)	-	Pb(6)-Sn(5)

Следует отметить, что во всех водоемах график вертикального распределения Pb имеет плавный перевернутый U-образный вид, что связано с активным использованием в мире в соединений Pb при изготовлении моторного топлива (о чем уже отмечалось ранее) [Escobar et al., 2013], а также фактором трансграничного атмосферного переноса этого элемента из-за сжигания угля (дальность миграции этого поллютанта насчитывает сотни и тысячи километров [Norton et al., 1990; Vinogradova et al., 2017]), что многократно отмечалось при изучении малых водоемов севера России и сопредельных стран [Keinonen, 1992; Verta et al., 1998; Даувальтер, 2006]. Учитывая, что и от добавления Pb в бензин отказались, и снизились выбросы от промышленных предприятий в Северной Америке и Европе за последние десятки лет, то очевидно, что Pb стал накапливаться в отложениях озер менее активно. Интересно, что в результате того, что процесс поступления Pb в окружающую среду (в том числе городов) от выбросов автомобильного транспорта и предприятий, где сжигался уголь, происходило примерно в одно

время, то довольно сложно, исследуя накопление Pb сепарировать источники загрязнения озер и их донных отложений этим элементом, что показали в своих исследованиях японские геохимики [Kuwae et al., 2013]. Однако на этом, а также на том, какие элементы, кроме Pb, участвуют в процессе дальнего переноса загрязнителей, будет подробно сообщаться в главе 5, в которой пойдет речь о единых источниках загрязнения озер фоновых районов и озер урбанизированных территорий.

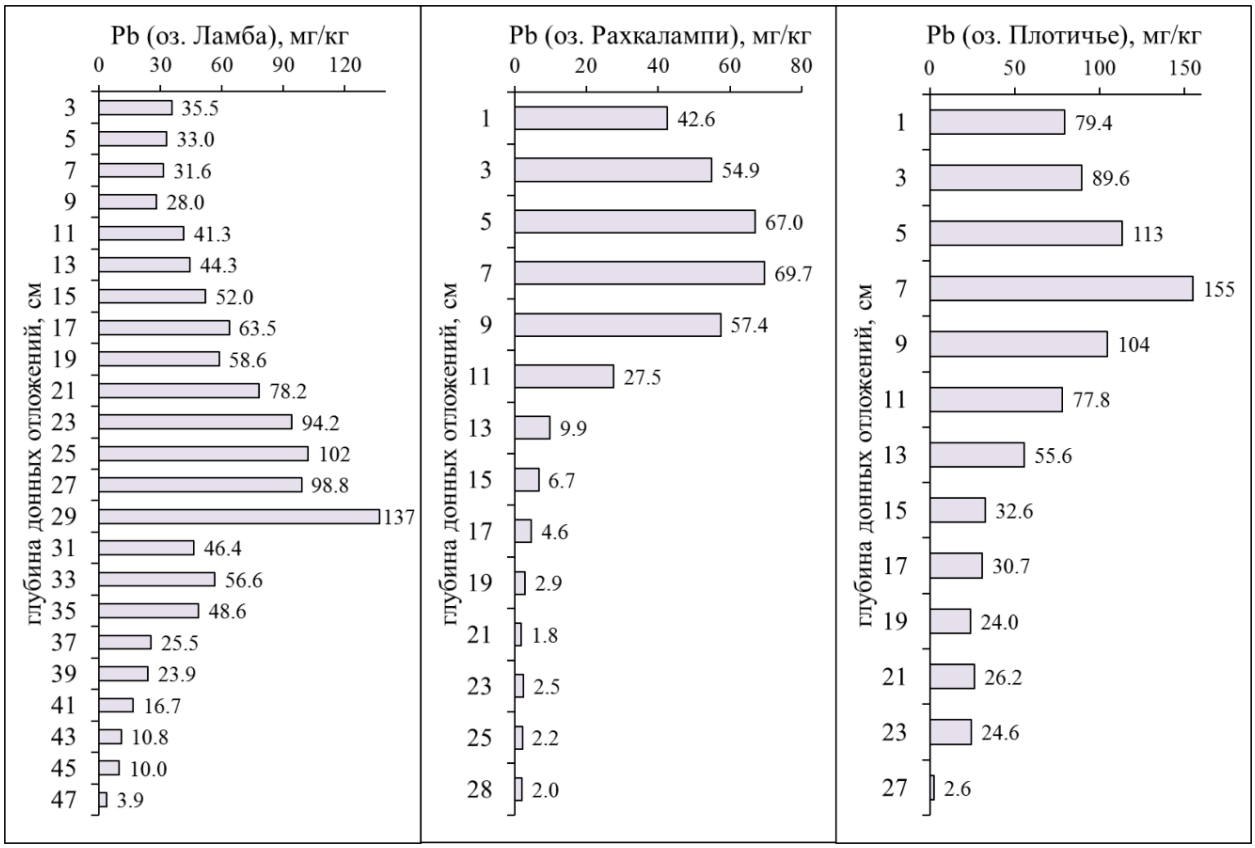


Рисунок 4.14 –Вертикальное распределение концентраций Pb в колонках донных отложений озер урбанизированных территорий Карелии [Слуковский, 2018]

Не только в Петрозаводске, как самом крупном городе Карелии, и не только Pb демонстрирует динамику повышения концентраций в колонках отложений озер от нижних (более древних) до верхних (более современных) слоев. На графике (Рис. 4.15) видно, что нижние слои (10-20 и особенно 20-30 см) отложений озера Рахкалампи имеют существенно более низкие концентрации изученных микроэлементов по сравнению с верхними (более современными) слоями. Причем наиболее сильно обогащение этими элементами, особенно тяжелыми металлами, начинается со слоя 10-12 см, где, как уже ранее отмечалось (Рис. 4.7), начинается обогащение большинством главных элементов и органическим веществом. Тяжелые металлы могли

поступать в озеро из-за выбросов железнодорожного, автомобильного транспорта, автосервисов и других небольших предприятий города Суоярви, а также мазутной котельной. Несмотря на то, что коэффициент концентрации, рассчитанный на основе кларка, по V и Ni в отложениях озера Рахкалампи ниже 1, оба металла показывают рост значений в верхних слоях отложений (до 59.8 мг/кг и до 34.1 мг/кг для V и Ni, соответственно). Таким образом, видно, особенно если учесть тесную корреляцию между этими металлами в отложениях озера Рахкалампи, что влияние предприятий энергоблока, работающих на мазуте, сказывается на загрязнении V и Ni озер, как крупных городов Карелии, так и малых населенных пунктов. Следует также отметить, что рост концентраций Vи Ni в отложениях озера Рахкалампи не замедляется, как это было отмечено в осадках озера Ламба (Петрозаводск). В отличие от Петрозаводской ТЭЦ, где больше не используется мазут уже несколько десятков лет, котельная в городе Суоярви использовала этот вид топлива вплоть до времени отбора проб (лето 2016 года).

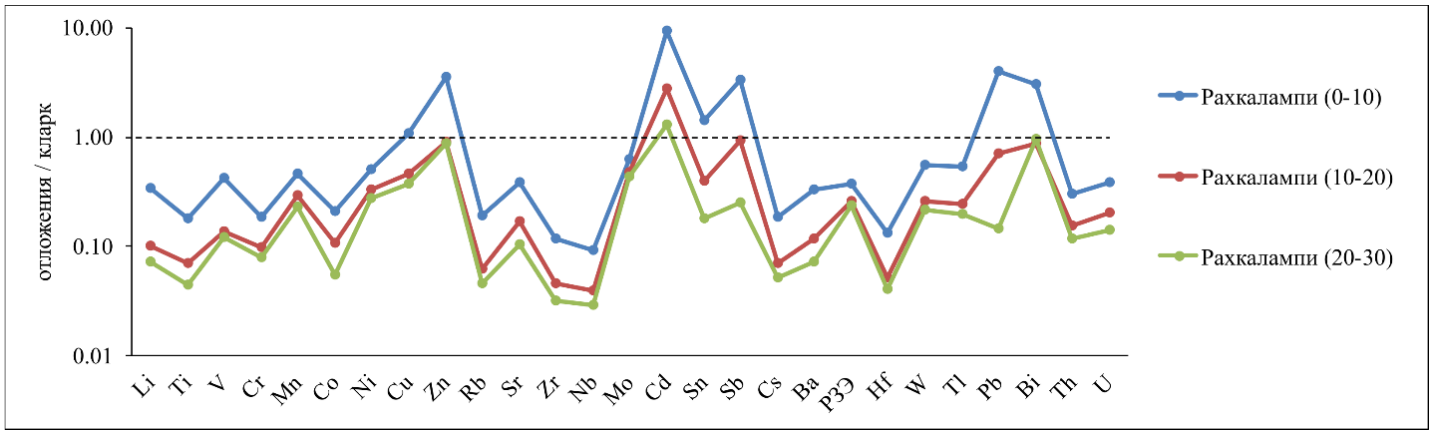


Рисунок 4.15 –Нормированные по кларку концентрации микроэлементов в разных слоях колонки отложений озера Рахкалампи. Данные представлены в логарифмическом виде.

Влияние деятельности мазутной ТЭЦ другого малого города Карелии (Сегежи) также можно проследить по геохимическим особенностям донных отложений. Только в данном случае – не малого озера, а крупного водного объекта – Выгозерского водохранилища (Выгозеро), на берегу которого расположен город Сегежа. Современные отложения Выгозера, сформированные после трансформации водоема в 1957 году (было создано Выгозерско-Ондское водохранилище) [Потахин и др., 2018], имеют повышенные концентрации V и Ni в верхних слоях (0-10 см) по сравнению с нижними [Slukovskii et al., 2021]. В частности, содержание V в отложениях, отобранных на станции в ~4 км от города Сегежи, возрастает от ~30-40 мг/кг

в слоях от 12 до 38 см до 170.9 мг/кг в самом верхней (0-2 см) слое изученных осадков Выгозера (Рис. 4.16). На другой станции, расположенной в ~7 км от города концентрация V в колонке отобранных в том районе отложений увеличивается от ~60-67 мг/кг в слоях от 10 до 36 см до 108 мг/кг в самом верхнем горизонте современных осадков Выгозера. Аналогично ведет себя и Ni в обоих колонках отложений, отобранных вблизи города Сегежи. Выделяется тесная связь между концентрациями V и Ni в колонках донных отложений Выгозера (R=0.78), что очевидно связано с выбросами мазутной ТЭЦ города Сегежи [Slukovskii et al., 2021]. При этом в южной части Выгозерского водохранилища (более, чем в 50 км от Сегежи) ни V, ни Ni не ведут себя таким образом в колонках отложений. Оба металла, наоборот, снижают концентрации к верхней части осадочного разреза, что говорит об отсутствии влияния ТЭЦ и урбанизированной территории в целом. Незначительное увеличение V в колонке отложений наблюдается в районе центра озера (около 20 км от источника загрязнения). Вероятно, дальность разноса выбросов ТЭЦ в этом районе позволяет достигать центральных частей водоема, тем более что ветра южного направления играют значительную роль в климате района города Сегежи (Рис. 2.5).

При этом в целом для современных отложений Выгозерского водохранилища характерно избыточное накопление в осадках всех станций Zn, Mo, Cd, Sb, Pb и Bi с составом континентальной земной коры [Wedepohl, 1995]. Повышенные концентрации этих элементов (в отличие от V и Ni) в верхних слоях колонок отложений по сравнению с нижними наблюдаются, как в северной части водоема, так и в южной, более удаленной от урбанизированной среды (город Сегежа). Например, превышения по Bi и Sn достигают 4-кратных значений, по Pb – 5-кратных значений, по Sb – 12-ти кратных [Slukovskii et al., 2021]. Предполагается, что это говорит не сколько о влиянии локальных источников загрязнения Выгозера этими тяжелыми металлами, сколько о дальнем атмосферном переносе загрязнителей. К сожалению, изученные отложения – результат накопления осадочного вещества в водохранилище за последние 30-50 лет, что произошло уже после процессов переформирования котловины водоема [Потахин и др., 2018], поэтому их не совсем некорректно сравнивать с аналогичными исследованиями в малых озерах, где современная седиментация, датируемая последними 100-150 годами, была непрерывной. Однако схожие тренды поведения Pb, Sb, Cd и других загрязнителей окружающей среды в Выгозере, в Онежском озере [Белкина и др., 2016; Белкина, Кулик, 2020], Ладожском озере [Davydova et al., 1999] (то есть других крупных водоемах Карелии) все же говорят о непрекращающемся процессе поступления этих металлов в

результате атмосферного переноса, что засвидетельствовано исследованиями последних 10-15 лет [Виноградова, Иванова, 2013]. О единстве поступления указанных элементов в экосистему Выгозера говорят также результаты корреляционного анализа (Табл. 4.2). В частности, отмечается тесная связь в парах Pb-Bi (0.91), Pb-Cd (0.89), Pb-Sn (0.88), Bi-Sn и Bi-Cd (оба случая 0.87). Свинец также тесно взаимосвязан с Sb (R=0.67), что ранее было отмечено для отложений малых озер южной части Карелии [Слуковский, Даувальтер, 2020]. Во многом связь этих металлов продиктована сжиганием топочного угля на промышленных предприятиях по всему миру [Pacyna, Pacyna, 2001; McConnell et al., 2019], о чем ранее сообщалось и еще будет обсуждаться в главе 5.

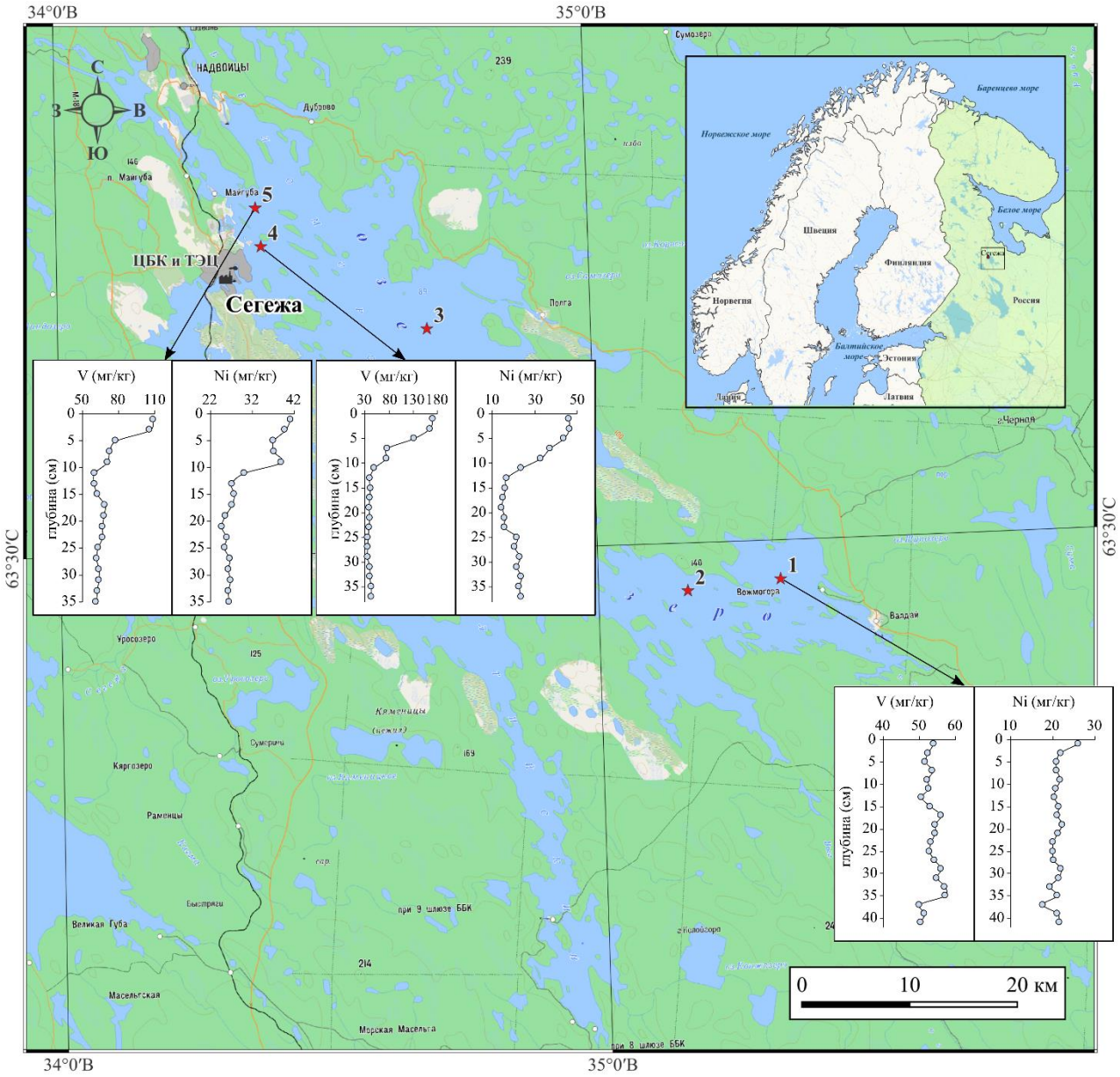


Рисунок 4.16 – Карта расположения станций отбора проб на Выгозерском водохранилище и графики вертикального распределение концентраций V и Ni в отложениях водоема на станциях 1 (южная часть) и 4-5 (северная часть)

Таблица 4.2 – Результаты парного корреляционного анализа между тяжелыми металлами в отложениях Выгозерского водохранилища ($R_{крит.}$=0.327 при p=0.01) [Slukovskii et al., 2021]

	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Sn	Sb	Tl	Pb
Cr	0.22										
Co	-0.13	0.02									
Ni	0.78	0.44	0.09								
Cu	0.62	0.72	-0.26	0.76							
Zn	0.35	0.48	0.51	0.59	0.49						
Cd	0.42	0.34	0.40	0.70	0.53	0.76					
Sn	0.36	0.46	0.24	0.62	0.61	0.66	0.87				
Sb	0.13	0.29	0.10	0.48	0.47	0.36	0.68	0.68			
Tl	0.34	0.31	0.33	0.26	0.24	0.28	0.41	0.31	0.02		
Pb	0.20	0.27	0.40	0.47	0.38	0.67	0.89	0.88	0.67	0.22	
Bi	0.23	0.13	0.49	0.49	0.27	0.57	0.87	0.79	0.64	0.35	0.91

4.2.2. Состояние современных отложений озер урбанизированных территорий Мурманской области

Как уже отмечалось в главе 2 (часть 2.2), водные объекты, включая озера, территории Мурманской области активно исследовались на предмет оценки уровня антропогенного влияния на них. При этом в таких лимнологических работах основной акцент делался исключительно на озера, расположенные в импактных зонах промышленных предприятий региона. Безусловно промышленные предприятия редко существуют в полном отрыве от городов, в том числе городов Мурманской области, однако на феномен «городских озер», как таковых ранее никто из тех, кто изучал водную среду региона, практически не обращал внимания. Даже несмотря на то, что крупнейший город и столица области (Мурманск) является самым крупным городом, расположенным за Северным полярным кругом, что делает его привлекательной территорией для эколого-геохимических исследований отложений озер, расположенных тут (Рис. 4.17).

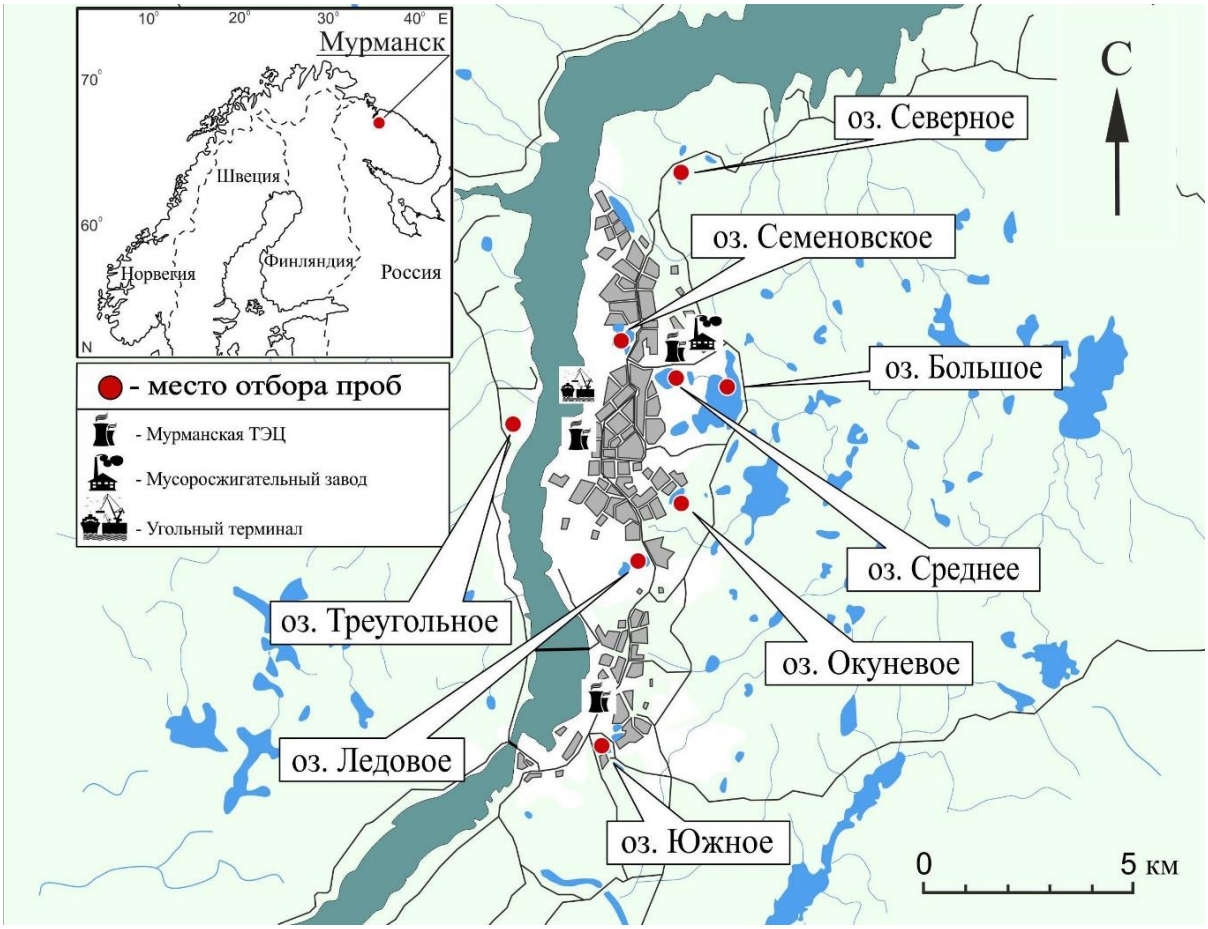


Рисунок 4.17 –Карта-схема расположения изученных озер г. Мурманска (автор А. Черепанов) [Слуковский и др., 2023]

Берега и прибрежные части озер города Мурманска, как и многие городские озера, характеризуются захламленностью бытовым мусором – от самых простых пластиковых бутылок или алюминиевых банок до резиновых покрышек для автомобильных колес и бочек (Рис. 4.18). Кроме того, мусор (крупные фрагменты пластика, рыболовная леска, этикетка от бутылки) был обнаружен также на дне озера Семеновского, расположенного в непосредственной городской черте Мурманска. Почти все водоемы урбанизированных территорий Мурманской области активно используются в рекреационных целях (отдых, рыбалка, купание), многие имеют пляжи, что оказывает дополнительную нагрузку на эти объекты, а также в виду близости промышленных предприятий и транспортных сетей создает риски для биоты и людей.



Рисунок 4.18 – Вид берега озера Северного, город Мурманск (фото З.И. Слуковского)

Исследование химического состава вод озер города Мурманска позволило установить (Табл. 4.3), что он значительно отличается от химического состава озер ненарушенных территорий региона [Аннотированный…, 2010]. Во всех исследованных озерах наблюдается превышения значений pH по сравнению с озерами фоновых территорий. Максимальные значения (практически на границе между щелочными и сильнощелочными – до 9.34) отмечены в воде озера Ледового, в которое поступают воды из сильно загрязненного ручья Варничного [Даувальтер и др., 2021]. Ручей Варничный входит в десятку экстремально грязных водоемов (пятый класс загрязнения) России по данным Гидрохимического института Росгидромета, который опубликовал интерактивную карту степени загрязненности поверхностных вод суши РФ (http://gidrohim.com/node/61). Воды остальных озер города Мурманска характеризуются в основном нейтральными значениями величины pH, что, однако, все равно выше фоновых слабокислых величин pH. Увеличенные значения pH воды изученных озер по сравнению с фоновыми связаны, как и в случае с городскими озерами Карелии, с разрушением элементов городских зданий и сооружений, использованием реагентов для противогололедной обработки городских дорог [Никифорова и др., 2016], а также поступлением в повышенных содержаниях главных катионов щелочных и щелочноземельных металлов (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} и K^{+}), а также главных анионов (HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}) [Даувальтер и др., 2021], что также отражено в повышенных значениях минерализации воды озер города Мурманска по сравнению с фоновыми

водоемами региона [Аннотированный…, 2010]. Максимальные значения минерализации воды, как и pH, зафиксированы в озере Ледовом – до 735 мг/л. Воды озер Мурманска также отличаются повышенным содержанием соединений N и P [Postevaya et al., 2023]. Концентрации биогенных элементов подвергались заметным сезонным колебаниям, что в основном обусловлено их потреблением фитопланктоном, а также изменением соотношения поверхностного и подземного стока [Слуковский и др., 2023].

Таблица 4.3 –Медианные значения величин pH, главных ионов и минерализации (мг/л) озер г. Мурманска и озер восточной части Мурманской области [Аннотированный..., 2010]. В числителе указано значение в поверхностном слое, в знаменателе – в придонном слое; если значение одно, то оно указано для поверхностного слоя [Слуковский и др., 2023]

Озера	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	SO_4^{2-}	Cl^{-}	Минерализация
Северное	7.01	24.9	5.6	79.6	3.9	24.2	23.6	145.4	312.4
Семеновское	6.91 6.64	7.8 8.0	2.0 2.0	11.1 11.0	1.9 1.9	18.2 19.3	10.6 10.8	18.6 18.2	71.2 71.4
Среднее	7.40 7.08	18.6 18.0	3.9 3.8	17.3 17.6	3.8 3.7	42.1 42.2	30.8 31.8	24.3 24.8	140.6 140.7
Большое	6.47 6.49	3.1 3.2	1.2 1.2	9.9 9.8	0.7 0.7	4.2 4.2	6.7 6.4	16.8 16.4	42.62 42.07
Окуневое	6.95	8.7	2.1	6.1	1.3	19.5	14.3	8.9	60
Ледовое	7.81 7.18	45.7 73.3	8.5 12.1	115.3 127.1	8.6 11.1	116.5 286.0	40.4 14.7	177.5 171.0	527.1 697.6
Треугольное	6.45 6.11	1.9 2.3	0.8 0.9	3.2 3.2	0.7 0.7	5.0 8.7	3.9 3.3	3.9 4.1	19.3 23.3
Южное	8.10 7.90	40.6 42.3	9.9 10.0	56.3 57.2	7.6 8.1	147.5 155.4	20.8 23.6	84.5 88.7	373.9 382.2
Фон	6.42	1.4	0.71	2.5	0.33	4.8	1.7	2.3	14

Крупнейшее озеро Хибинского щелочного массива (озеро Большой Вудъявр), которое находится в импактной зоне Кировско-Апатитской агломерации, также претерпело существенные изменения в гидрохимическом составе воды. Было установлено, что поступление стоков апатит-нефелинового производства привело к кардинальным изменениям естественных биогеохимических процессов. В воде озера значительно возросла минерализация, величина pH, доля щелочных металлов и SO_4^{2-} в

ионном составе, содержание соединений N и P по сравнению с фоном и данными более ранних оценок состояния воды озера Большой Вудъявр [Даувальтер и др., 2022]. Повышенный по сравнению с фоном уровень минерализации и pH (7.2) выявлен в воде озера Комсомольского, расположенного в центре города Мончегорска и находящегося под влиянием металлургического комбината, находящегося рядом [Slukovskii et al., 2021]. Таким образом, отмечено единство изменений в химическом составе вод озер, расположенных непосредственно в городах, а также в урбанизированных территорий Мурманской области.

В изученных озерах региона установлены также повышенные концентрации микроэлементов, в том числе тяжелых металлов в водной среде. Наибольшие превышения фоновых концентраций в озерах Мурманска выявлены для V, Ni, Zn, Fe, Mn [Postevaya et al., 2021]. Наибольшим уровнем загрязнения по большинству тяжелых металлов характеризуется озеро Ледовое с наибольшими кларками концентраций по V, Cr, Co, Ni, Cu, W, Mn. На графике (Рис. 4.19) видно, что воды озера Ледового более обогащены Li, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Rb, Sr по сравнению с данными о пресных речных водах мира [Gaillardet et al., 2013]. Наименьшими концентрациями большинства элементов характеризуются воды озера Рогозера, которое находится за пределами городской черты Мурманска (хотя и в его импактной зоне), что говорит о большей загрязненности озер внутри непосредственной урбанизированной среды. В озере Комсомольском, согласно тому же сравнению, выявлены повышенные концентрации в воде Ni (2.2 мкг/л) и Cu (9.3 мкг/л) [Slukovskii et al., 2021]. Почти во всех озерах отмечается повышенное содержание по сравнению с данными о пресных речных водах мира V, Fe, Ni, Zn, Rb иSr (Рис. 4.19). В воде озера Северного выявлены аномально высокие концентрации U, варьирующие от 1.2 до 3.6 мкг/л при среднем значении – 1.62 мкг/л, что резко отличает этот водоем в импактной зоне урбанизированной территории города Мурманска от других водоемов изученной городской среды. Интересно также, что существует динамика по увеличению концентраций U в воде озера Северного с 2018 по 2022 годы, то есть на протяжении всего периода исследования озер города Мурманска.

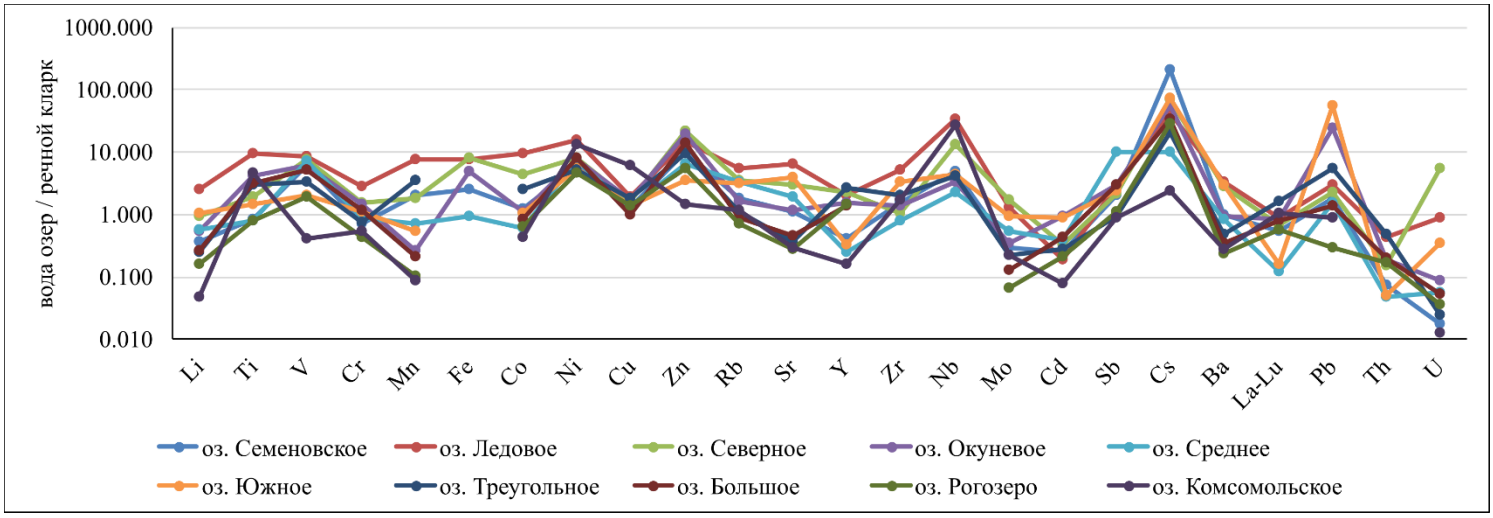


Рисунок 4.19 – Нормированные концентрации химических элементов в воде озер городов Мурманска и Мончегорска. Данные представлены в логарифмированном виде.

Изменения в водной среде озер урбанизированных территорий Мурманской области логично отразились и на донных отложениях изученных водоемов. В частности, как и в озерах Карелии, подверженных воздействию городской среды, значения pH современных донных отложений озер урбанизированных территорий Мурманской области преимущественно близки к нейтральному уровню (Рис. 4.20), но отмечается незначительное увеличение щелочности в самых верхних (современных) слоях отложений озер. Это хорошо видно на графике вертикального распределения показателя pH в отложениях озер города Мурманска (приведены измерения в ходе экспедиций 2019 и 2021 годов) (Рис. 4.20). Наиболее ярко выражен процесс увеличения щелочности отложений озера Среднего (от 6.3 до 7.5), а также отложений озер Семеновского и Окуневого. При этом в озере Ледовом отмечена стабильная нейтральная реакция среды донных отложений, а в озере Северном – стабильная слабокислая реакция. В первом случае это связано с тем, что весь изученный слой отложений озера Ледового относится ко времени активного техногенного влияния на водоем. В первую очередь, это ощущалось по запаху нефтепродуктов (об этом будет еще позже говориться в работе) и вязкой маслянистой консистенции осадка. Во втором случае это связано с тем, что озеро Северное находится на выезде с города Мурманска и окружено лесом, а в лесных (фоновых, к которым Северное, конечно, не относится, но некоторая схожесть есть) озерах отложения часто имеют единый уровень значений pH по всему разрезу современных отложений. Во всех остальных озерах города Мурманска складывается схожая ситуация с озерами Карелии, где рост значений pH происходит за счет поступления солей реагентов, пыли,

частичек пород и четвертичных отложений района водосборного бассейна городских озер, а также различных загрязнителей, отражая аналогичные изменения pH воды изучаемых озер [Селезнев и др., 2017; Бабкина, Бабенков, 2018; Федорова, Четыркина, 2018].

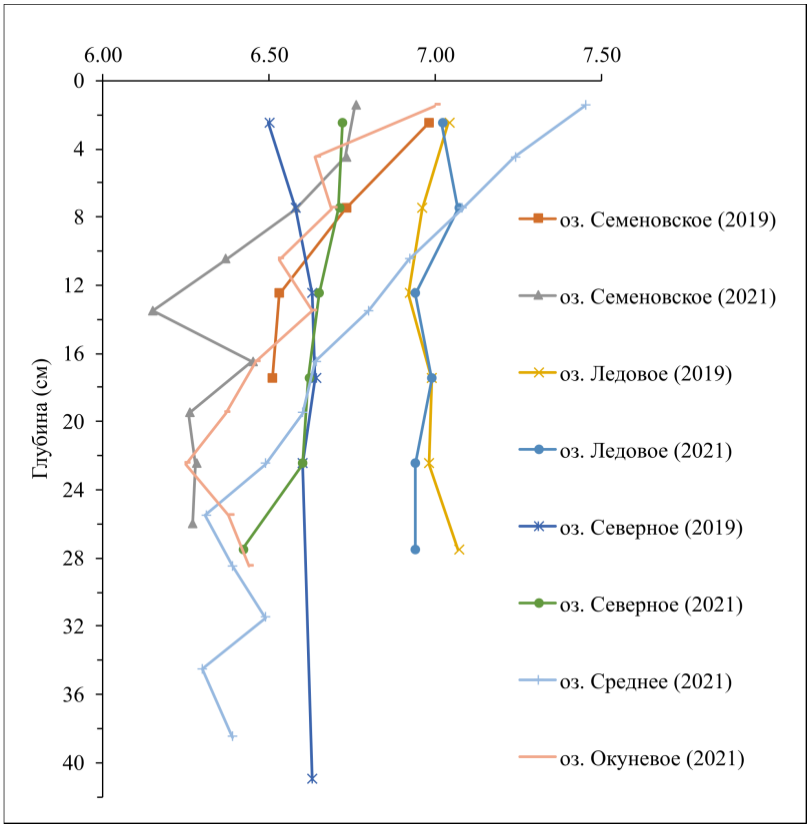


Рисунок 4.20 – Вертикальное распределение значений pH в колонках отложений озер урбанизированных территорий Карелии

Кроме увеличения щелочности, верхние слои (до 10 см) современных отложений озер импактных зон урбанизированных территорий Мурманской области (по аналогии со схожими озерами Карелии) обогащены по сравнению с верхней частью земной коры [Wedepohl, 1995] по ряду главных элементов. В основном (Рис. 4.21) отмечается превышения кларка по окислам Fe, Mn и P, что ранее уже отмечалось при анализе химического состава воды исследуемых озер [Даувальтер и др., 2021; Postevaya et al., 2023]. И если первые два элемента могут быть связаны не только с антропогенным влиянием на водоемы, но и с особенностью накопления Fe и Mn в современных отложениях озер Северо-Запада России [Даувальтер, Ильяшук, 2007], то P – очевидный агент влияния урбанизации, из-за которой водные объекты часто подвергаются эвтрофированию. Уже сообщалось, что все изученные озера города Мурманска подвержены экстремальному уровню эвтрофирования: содержание хлорофилла «a», как индикатора эвтрофикации озер, достигает

экстремальных для арктической зоны значений – до 45.3 мг/л [Денисов и др., 2020]. В отложениях озера Большой Вудъявр существенные концентрации P (до 3.4%)– результат выбросов местного горнодобывающего предприятия (озеро принимает рудничные воды ОАО «Апатит») [Dauvalter et al., 2022]. Оценка вертикального распределения концентраций P в отложениях озера Большой Вудъявр показала, что значительное увеличение концентраций P в исследованной колонке осадков начинается в слое 20-21 см, что соответствует началу 1930-х годов, то есть времени открытия промышленного предприятия и развития урбанизированной среды в этом районе Мурманской области [Dauvalter et al., 2022]. Кроме того, отложения озера Большой Вудъявр обогащены по сравнению с кларком в отличие от озер города Мурманска и другими главными элементами (Al, Ca, K, Ti), что также может быть следствие выбросов от предприятия, а также следствием влияния горного ландшафта, бедного органикой, что приводит к тому, что в таких озерах в отложениях превалирует терригенная составляющая. На графике (Рис. 4.22) видно, что отложения озер города Мурманска в среднем (исключения озера Ледовое и Южное) имеют большее количество органического вещества по сравнению с отложениями озера Большой Вудъявр. Также высокие (даже самые высокие из исследованных озер) содержания органики имеют отложения озера Комсомольское (Мончегорск).

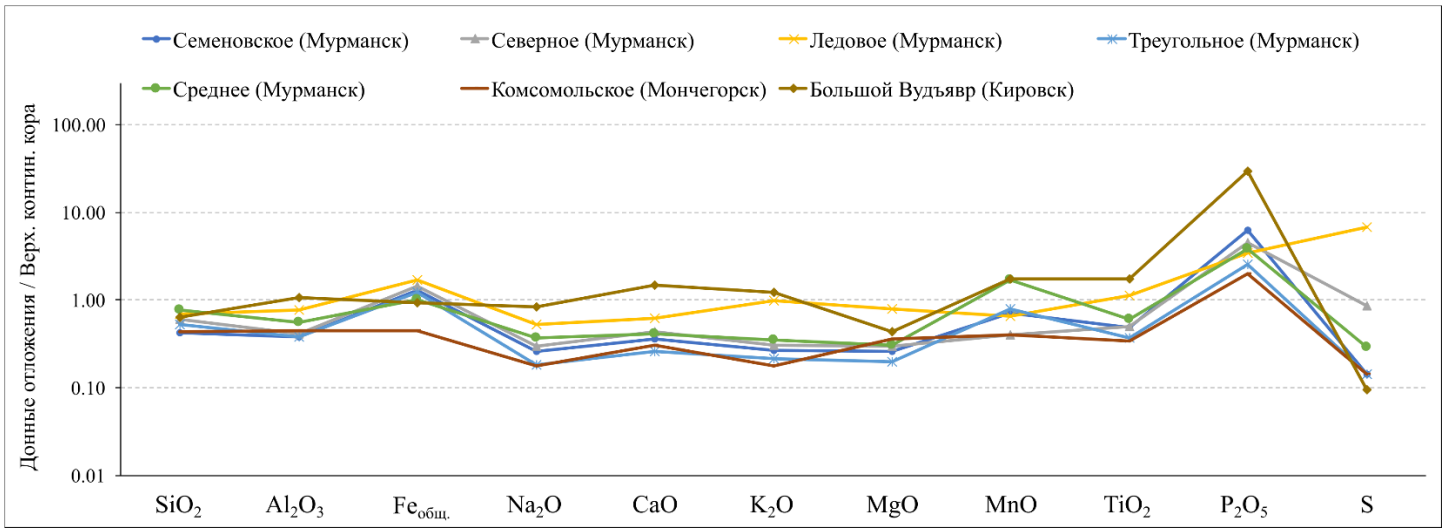


Рисунок 4.21 – Нормированные концентрации главных элементов в верхних слоях отложений озер городов Республики Карелии. Данныепредставленывлогарифмированномвиде.

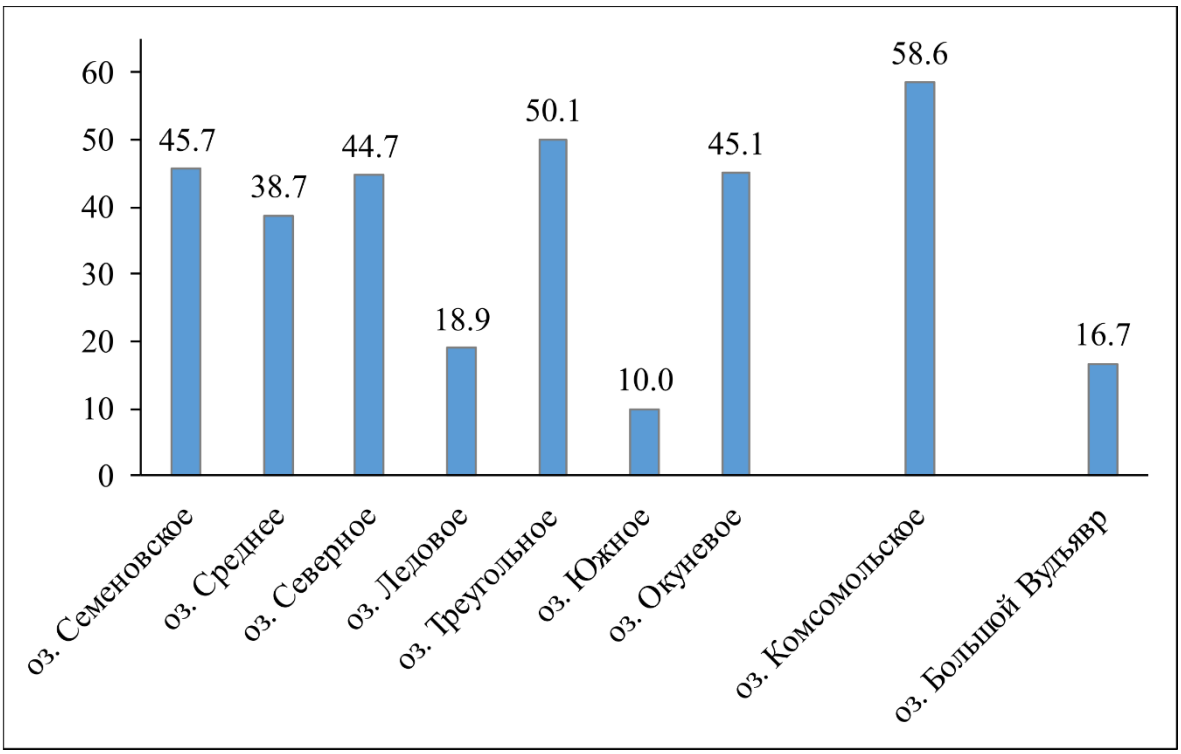


Рисунок 4.22 – Содержание (в %) органического вещества (по ППП) в современных донных отложениях озер урбанизированных территорий Мурманской области

Анализ накопления микроэлементов, в том числе тяжелых металлов, в поверхностном слое (0-10 см) отложений озер импактных зон урбанизированных территорий Мурманской области показал, что по отношению к кларку [Wedepohl, 1995] осадки всех изученных озер обогащены по Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sb, Pb и Bi (Рис. 4.23). Во всех озерах города Мурманска отложения также обогащены V, кларки концентраций по которому варьируют от 1.3 до 5.8. В озере Ледовом (в центре города Мурманска) выделяется аномалия по W (K_c=36). Озера Комсомольское и Нормальное, расположенные в черте города Мончегорска, выделяются экстремально высокими концентрациями по Cu, Ni и Co. В озере Северном (Мурманск) и Большой Вудъявр (Кировск) в отложениях зафиксированы крайне высокие концентрации U. Возвращаясь к Рис. 4.19, где показаны превышения концентраций микроэлементов в воде исследованных озер по отношению к речному кларку, легко сделать вывод, что в среде донных отложений этих же водоемов обнаруживаются те же закономерности. Во многом, они определены антропогенным влиянием на озера урбанизированных территорий Мурманской области, учитывая, что в большинстве случаев геохимические аномалии в донных отложениях связаны с тяжелыми металлами. Эти самые тяжелые металлы представлены в формулах геохимических ассоциаций по

каждому из ключевых озер, изученных в арктическом регионе (Табл. 4.4). Кларки концентраций для формул были рассчитаны, исходя из собственных данных по фоновым значениям элементов в отложениях озер региона, о чем кратко уже кратно сообщалось [Адамская и др., 2024; Slukovskii et al., 2026]. Согласно полученным данным и данным, показанным на графике (Рис. 4.23), приоритетными ($K_c \geq 10$) загрязнителями озер города Мурманска являются Sb, Pb, V, W, Ni и Sn, озер в импактной зоне города Мончегорска – Ni, Cu, Sb, Co, Bi, W, Pb и Cd, озера Большой Вудъявр (Кировск) – Sb и W.

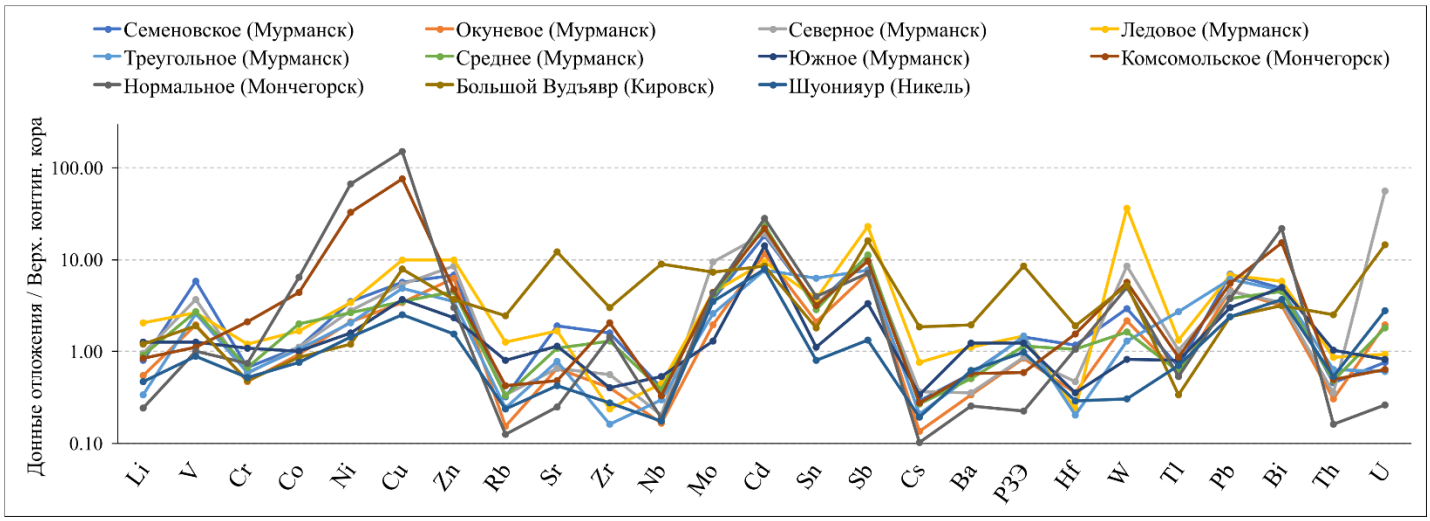


Рисунок 4.23 – Нормированные концентрации микроэлементов в верхних слоях отложений (0-10 см) озер урбанизированных территорий Мурманской области. Данные представлены в логарифмированном виде.

Таблица 4.4 – Геохимические ассоциации тяжелых металлов в донных отложениях озер урбанизированной среды Мурманской области (K_c – коэффициент концентрации, рассчитанный с использованием собственных фоновых данных; значения в скобках – величины коэффициентов концентрации для отдельно взятого элемента)

Озеро	Формула геохимической ассоциации донных отложений	
	$K_c \geq 10$	$10 > K_c \geq 5$
Семеновское (Мурманск)	Sb(34)-Pb(12)-V(11)-W,Ni(10)	Sn,Cd(7)-Zn,Bi,Cu(6)-Co(5)
Окуневое (Мурманск)	Sb(22)	Pb(8)-W(7)-Zn,Ni(6)-Sn(5)
Северное (Мурманск)	Sb(30)-W(29)	Pb,Zn,Ni,Sn(8)-Cd,V(7)-Cu(6)-Co(5)
Ледовое (Мурманск)	W(123)-Sb(73)-Pb(12)-Cu(10)	Zn,Ni,Sn(9)-Co(8)-Bi(7)-V(5)
Среднее (Мурманск)	Sb(36)	Co,Cd(9)-Ni,Pb,Sn(7)-Bi,W(6)-V(5)
Южное (Мурманск)	Sb(10)	Bi(6)-Cd,Pb(5)
Треугольное (Мурманск)	Sb(24)-Sn(15)-Pb(11)	Tl(7)-Bi,Ni(6)-Cu,V,Co(5)-W(4)
Комсомольское (Мончегорск)	Ni(90)-Cu(79)-Sb(31)-Co(20)-Bi(19)-W(19)-Pb(10)	Cd,Cr(8)-Sn(7)
Нормальное (Мончегорск)	Ni(184)-Cu(155)-Co(29)-Bi(27)-W(17)-Cd(11)	Sn(9)-Pb(7)
Большой Вудъявр (Кировск-Апатиты)	Sb(51)-W(18)	Cu(8)

На территории города Мурманска ключевую роль в загрязнении окружающей среды оказывают Мурманский морской торговый порт, теплоэлектроцентраль (ТЭЦ), завод по термической обработке твердых бытовых отходов (ТБО), а также другие предприятия («Атомфлот», «Сплав», «Мурманский глиноземный терминал», «Мурманское морское пароходство», «Мурманская судоверфь», «Центргазстрой», «Новая металлическая компания») [Воробьевская, Седова, 2020]. Мурманский морской торговый

порт основан в 1915 г., то есть он начал работать с момента основания города. Считается, что влияние морского порта, где ежедневно осуществляется разгрузка и погрузка угля открытым способом, существенно сказывается на качестве атмосферного воздуха в городе из-за разноса угольной пыли [Воробьевская, Седова, 2020]. При этом в официальных документах, например ежегодных «Докладах о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области», о влияние Мурманского морского торгового порта на загрязнение воздуха не сообщается. Несмотря на отсутствие сведений о ежегодных выбросах (потоках) загрязняющих веществ со стороны порта на город Мурманска, по полученным геохимическим данным (Рис. 4.23, Табл. 4.4) можно засвидетельствовать чувствительное влияние угольной пыли на озера. В первую очередь, это относится к повышенным концентрациям Sb в отложениях изученных озер Мурманска, так как Sb – это один из самых углефильных элементов [Юдович, Кетрис, 2005]: кларк концентрации этого элемента в ископаемых углях составляет ~5. Кроме того, сообщается, что до 74% Sb поступает в окружающую среду Европы в результате влияния антропогенной деятельности, связанной с использованием угля [Coleman et al., 1993; Юдович, Кетрис, 2005]. Кроме Sb, углефильными элементами в окружающей среде являются Pb, Mo, Bi, Cd, Tl, Cu, U и Th [Юдович, Кетрис, 2005] (Табл. 4.5). Среди элементов, с которым Sb значимо тесно коррелирует в изученных отложениях озер города Мурманска (Рис. 4.24), установлено присутствие Pb (R=0.97), Cd (R=0.92), Bi (R=0.88), чьи повышенные концентрации в изученных осадках также связаны с влиянием на окружающую среду города Мурманска угольного порта.

Таблица 4.5 – Классификация некоторых микроэлементов по углефильности (в скобках указаны коэффициенты концентрации – отношения среднего содержания элемента в ископаемых углях к кларку земной коры), составлено по [Юдович, Кетрис, 2005]

неуглефильные (КК<1)	умеренно углефильные (КК=1-2)	просто углефильные (КК=2-5)	высоко углефильные (КК>5)
Ti, Mn (0.7)	Sc, Y, La-Lu, Zr, Hf, Sn, V (1.4), Cr (1.3), Co (2), Ni (1.3), Zn (1.8)	U, Th, Sb (5), Cd (5), Cu (2.5), Tl (4.4)	Pb (6), Mo (7), Bi (22)

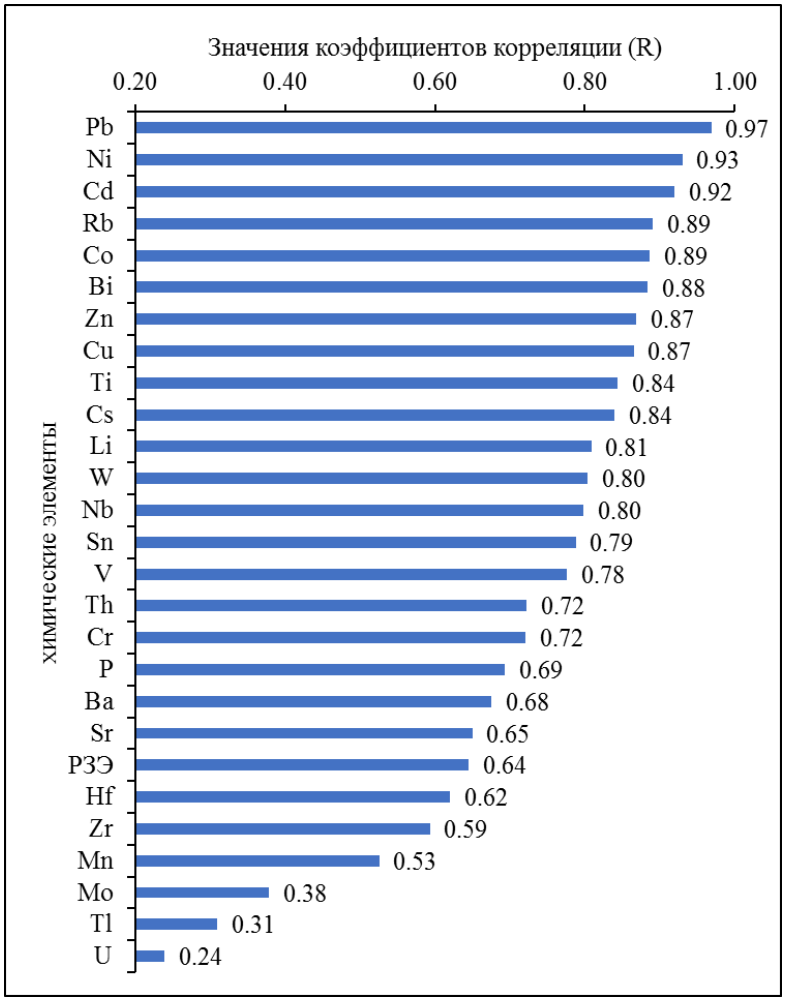


Рисунок 4.24 – Уровень корреляционных связей Sb с другими редкими элементами в донных отложениях озер города Мурманска

В другой районе Мурманской области, в импактной зоне урбанизированной среды Кировско-Апатитской агломерации, отложения озера Большой Вудъявр также сильно загрязнены Sb, являющейся одним из приоритетных загрязнителей водоема (Табл. 4.4). Исследования колонки отложений озера показали, что рост концентраций этого элемента начался в слоях отложений, датированных концом 1950-х годов, когда начала функционировать ТЭЦ города Апатиты, расположенная в ~10 км от озера Большой Вудъявр [Dauvalter et al., 2022]. Были установлены 10-15-кратные превышения по Sb в самых верхних слоях изученных осадков по сравнению с нижними (более древними) слоями отложений озера [Слуковский и др., 2020]. Кроме Sb в колонке изученных отложений также увеличиваются от нижних слоев к верхним концентрации других тяжелых металлов (V, Zn, Cu, Ni, Pb, W, Sn, Cd, Bi) (Рис. 4.25). Учитывая данные по скорости седиментации в озере Большой Вудъявр, вычисленной по данным распределения изотопа ^{210}Pb и составляющей 2.5-3.0 мм/год [Слуковский и др., 2020], очевидно, что

выявленные превышения элементов относятся ко времени начала и развития города Кировска и горнодобывающего предприятия рядом с ним. И если превышения по P и Ca, о чем сообщалось выше (Рис. 4.21), связаны с прямыми стоками рудничных вод ОАО «Апатит» [Денисов и др., 2006], то микроэлементы – продукт влияния других факторов (автомобильный транспорт (Pb), угольная ТЭЦ (Pb, Cd, Bi), металлургический завод в 40 км от озера (Ni, Cu). Поведение V и Ni в колонке изученных отложений следствие деятельности мазутной котельной, которая работала до 2013 года на берегу озера Большой Вудъявр. На графике (Рис. 4.25) виден рост обоих металлов с 1930-х годов, а затем снижение концентраций после ликвидации котельной. Нечто подобное ранее было зафиксировано на примере изучения поведения V, поступающего от ТЭЦ города Петрозаводска в озеро Ламба [Слуковский и др., 2017], о чем уже сообщалось выше.

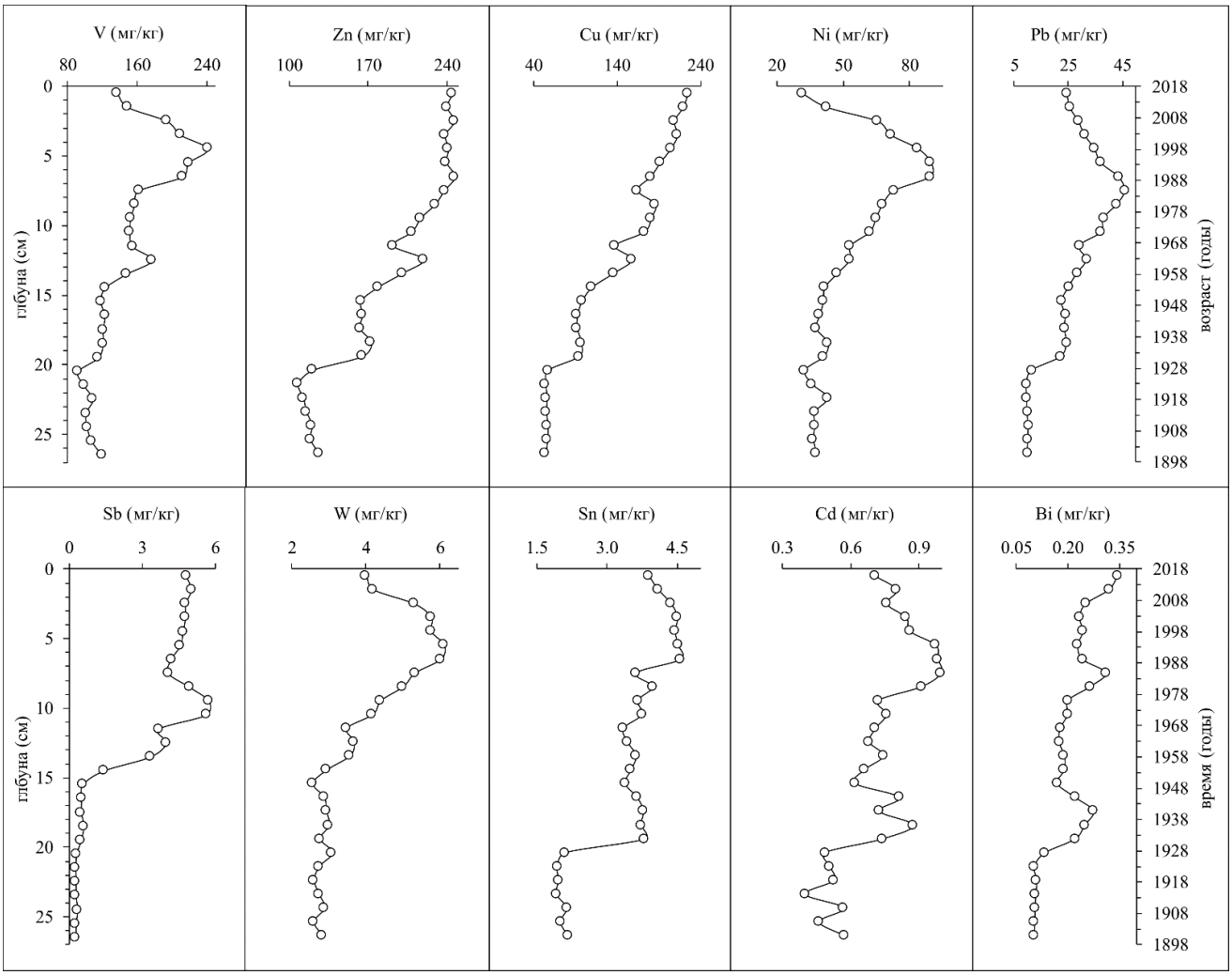


Рисунок 4.25 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов в колонке современных донных отложений озера Большой Вудъявр относительно глубины и возраста, рассчитанного по средней скорости седиментации в водоеме [Слуковский и др., 2020]

В отличие от мазутной котельной в городе Кировске, которая была ликвидирована, а также от мазутной ТЭЦ в городе Петрозаводске, которая перешла на газ, в Мурманске ТЭЦ и котельные (Рис. 4.26) с 1960-х годов и до сих пор работают, используя мазут [Минин, 2014]. До того временя с момента открытия ТЭЦ в 1930-е годы предприятие использовало уголь. На данный момент на территории города располагаются, следующие предприятия теплоэнергетики: ОАО «Мурманская ТЭЦ» (включая котельные «Южная» и «Восточная»), ГОУТП «ТЭКОС» и ОАО «Мурманский морской рыбный порт». Все вышеперечисленные объекты используют мазут марки М-100 в качестве топлива [Постевая, Слуковский, 2020]. При этом дымовые трубы пяти основных котельных имеют существенную высоту, и рассеивание мазутной золы происходит на большие расстояния. Мурманск фактически полностью покрывается зонами воздействия мазутных котельных. Есть сведения, что системами пылегазоочистки ни одна котельная не оборудована [Малкина, 2015]. Согласно докладам «О состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области» за период с 2008 по 2019 гг. наблюдается снижение выбросов загрязняющих веществ от Мурманской ТЭЦ в атмосферный воздух на 6.137 тыс.т. Однако, объём данных выбросов изменялся неравномерно. Наименьший объём был зафиксирован в 2013 году и составил 12.6 тыс.т./год. В 2019 году объём выбросов загрязняющих веществ по сравнению с 2013 годом увеличился на 14.21% [Постевая, Слуковский, 2020]. Наш ежеквартальный мониторинг химического состава воды озера Семеновского, расположенного в центре Мурманска, показал, что с 2018 по 2022 годы концентрации V и Ni, как основных загрязнителей от мазутных котельных и ТЭЦ [Ganor et al., 1988; Hernandez, Rodriguez, 2002], в целом стабильны. Всплески концентраций обоих металлов наблюдались лишь в конце весны (в апреле) 2019 и 2021 годов, то есть в конце отопительного сезона, когда предположительно остатки мазута специально сжигают. Самые низкие концентрации V (по этому металлу это лучше всего видно) в воде озера Семеновского отмечались в середине лета, когда ТЭЦ и котельные работают, используя минимальные количества топлива, что ведет и к минимальным выбросам от предприятий.



Рисунок 4.26 – Вид на дымящие трубы ТЭЦ и котельных города Мурманска зимой (фото Ирины Леваковой)

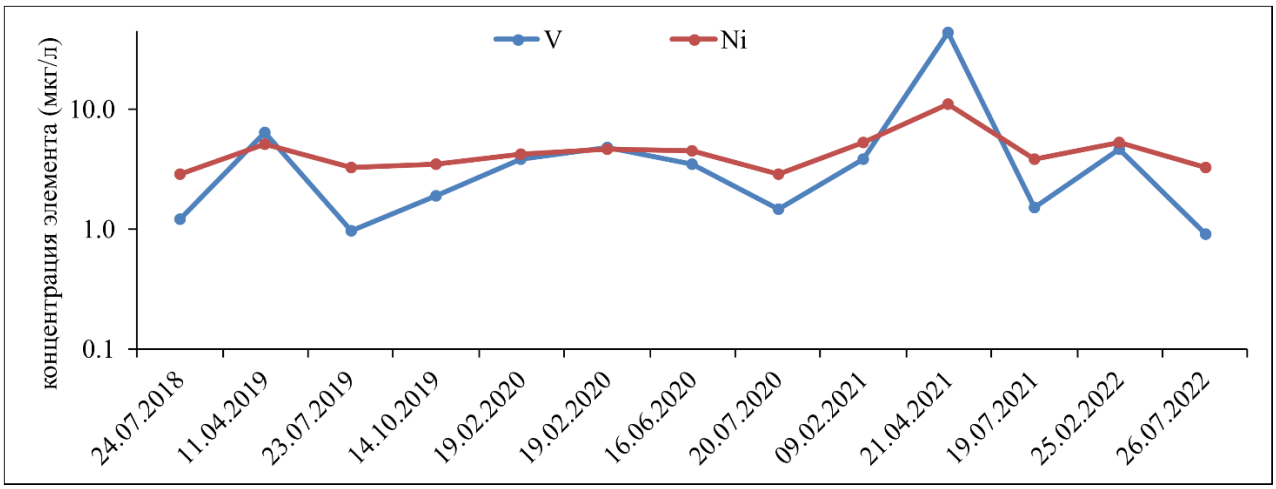


Рисунок 4.27 – Динамика концентраций V и Ni в поверхностном слое (1 м) воды озера Семеновского (Мурманск) в 2018-2022 годах

Вследствие того, что предприятия энергоблока города Мурманска по-прежнему работают на мазуте, что влечет за собой непрекращающиеся выбросы от них, V и Ni постоянно накапливаются в верхних слоях отложений озер района исследования [Слуковский и др., 2023]. В частности, выявлены повышенные концентрации V (до ~905 мг/кг) и Ni (до (~260 мг/кг) в самых верхних слоях осадков озера Семеновского по сравнению с нижними (более молодыми) (Рис. 4.28) и по сравнению с кларком и фоном, что отражено было показано ранее (Рис. 4.23 и Табл. 4.4). На графике видно, что существенное увеличение концентраций обоих металлов начинается с глубины 15-17 см, что, согласно оценке возраста на основе анализа распределения изотопа ^{210}Pb, соответствует времени начала использования мазута на Мурманской ТЭЦ. Скорость седиментации, также определенная с использованием данных по концентрациям изотопа ^{210}Pb, в озере Семеновском за последние ~150±8 лет составляла ~2-3 мм/год. Как и в случае с отложениями озер урбанизированных территорий Республики Карелии, где в городской среде скорость седиментации в озерах выше, чем на условно-фоновых территориях, здесь наблюдается схожая ситуация, учитывая, что скорость седиментации в фоновых озерах Северной Фенноскандии и Мурманской области редко превышает 1 мм/год [Rognerud et al., 2000; Даувальтер, 2012]. Расчет средней скорости седиментации в озере Семеновском также показал, что рост концентраций других тяжелых металлов от нижних слоев отложений к верхним мог начаться еще раньше в отличие от, например, V. Так в колонке изученных донных отложений, начиная с глубины 32 см, что датируется концом XIX века, отмечается увеличение концентраций Pb (до 125 мг/кг), Zn (до 694 мг/кг), Co (до 38 мг/кг), Cd (до 3,2 мг/кг), Sb (до 4,1 мг/кг). Показанные палеолимнологические закономерности демонстрируют, как начало влияния городской среды на озеро, так и воздействие дальнего переноса от промышленных предприятий Европы и Северной Америки [Slukovskii, 2023].

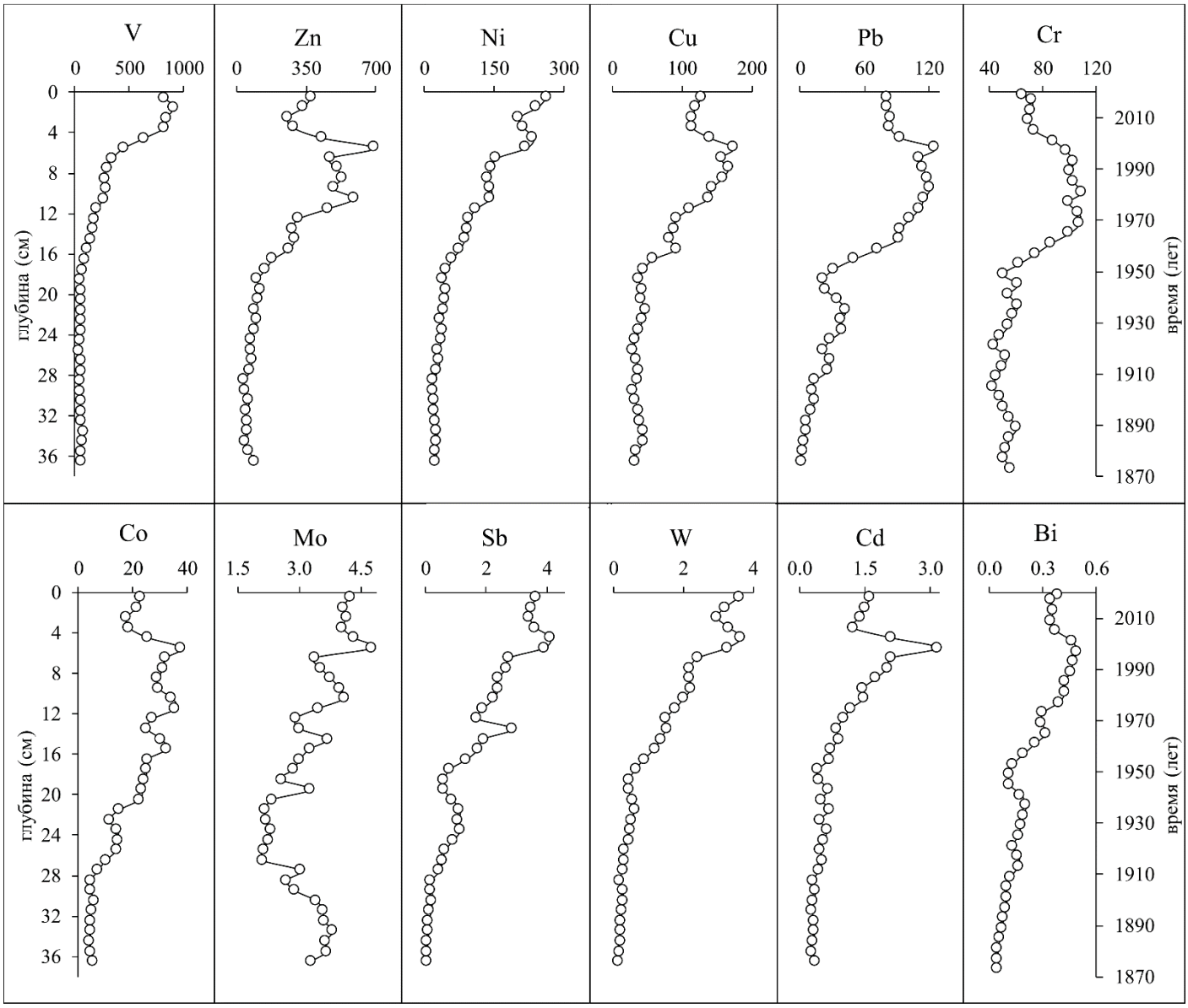


Рисунок 4.28 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (в мг/кг) в колонке современных донных отложений озера Семеновского (Мурманск) относительно глубины и возраста, рассчитанного по средней скорости седиментации в водоеме

Так как влияние мазутной ТЭЦ покрывает всю территорию города Мурманска, то в других озерах города можно наблюдать схожу динамику накопления V (Рис. 4.29) и Ni в их современных отложениях. Из-за того, что источник загрязнения по-прежнему функционирует, во всех изученных водных объектах металлы продолжают накапливаться. Однако это связано не только с тем, что V и Ni поступают в воду и отложения Мурманских озер по воздуху. Они также поступают с поверхностным стоком. И хотя нет данных о содержании V в почвах города Мурманска (вообще крайне мало данных о загрязнении тяжелыми металлами почв городов Мурманской области), другие работы показывают [Li et al., 2012], что озерные отложения активно

обогащаются загрязняющими веществами, в том числе тяжелыми металлами, за счет загрязненных почв водосборных районов озер импактных зон урбанизированных территорий. Следствием этого процесса является то, что содержание металлов в озерных отложения оказывается выше, чем в верхних слоях почвы водосбора. Это подтверждается сравнением концентраций Pb (55 мг/кг), Ni (78), Cu (51), Cd (0.8), Zn (51) и Mn (130), полученных в верхнем (0-12 см) слое почвенного горизонта парковой зоны в районе озера Семеновского (Мурманск) [Петрова, Абакумов, 2019], с содержанием этих же тяжелых металлов в верхних слоях отложений указанного водоема (Рис. 4.28). Следует также отметить, возвращаясь к V и загрязнению им донных отложений озер города Мурманска и озер других урбанизированных территорий Мурманской области, что схожим образом этот металл накапливается, достигая концентраций 140 мг/кг, в верхних слоях отложений озера Комсомольского (Мончегорск), так как здесь также работает мазутная ТЭЦ [Минин, 2014], с одной стороны, а, с другой, что в осадках озер условно-фоновых районов Мурманской области такой динамика накопления V, выраженной в резком увеличении концентраций V, не наблюдается [Slukovskii, 2023].Это дополнительно подчеркивает роль расстояния, как лимитирующего фактора в процессе распространения влияния выбросов мазутных ТЭЦ и котельных на озера и другие природные объекты.

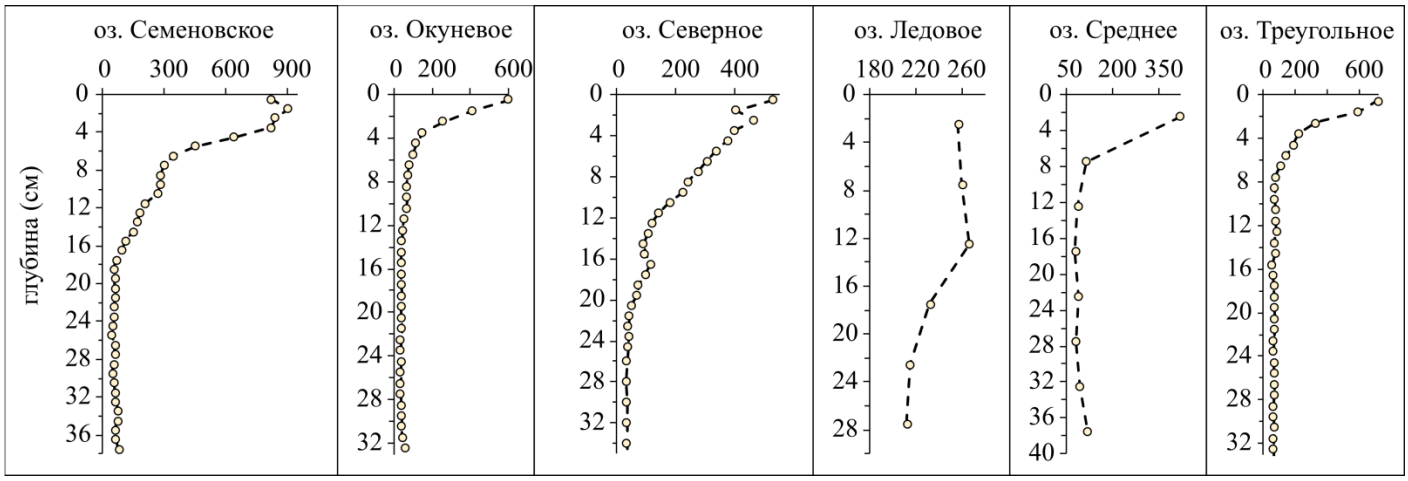


Рисунок 4.29 – Вертикальное распределение концентраций V (в мг/кг) в колонках пяти озер города Мурманска [Slukovskii, 2023]

Если, как и в случае с озером Ламба (Петрозаводск), V использовать в качестве геохронологического индикатора, учитывая, что его источник в городе однозначен, то можно примерно рассчитать возраст современных отложений и других озер города Мурманска. В первую очередь, это касается озер Окуневое, Северное и Треугольное, для которых были получены колонки

с разделением на слои по 1 см, что позволяет более точно (в отличие от грубого деления) определить начало влияния мазутной ТЭЦ и котельных на изучаемые водоемы. Так, принимая во внимание начало перехода Мурманской ТЭЦ на мазут в 1960-х годах, за ~55 лет в озере Северном образовался слой 21 см, в озере Окуневом – 13, а в Треугольном – 8. Следовательно, скорость седиментации в указанных озерах за чуть более, чем полвека составила ~3.8 мм/год в озере Северном, ~2.4 мм/год в озере Окуневом и ~1.5 мм/год в озере Треугольном. Таким образом, в озерах, подверженных влиянию города Мурманска скорость седиментации в современное время варьирует от ~1.5 до ~3.8 мм/год, что, как уже отмечалось, выше скорости седиментации в озерах фоновых районов [Rognerud et al., 2000; Даувальтер, 2012]. Наши собственные недавние работы показали, что скорость осадконакопления в озере Портлубол, расположенном на одной широте с озерами города Мурманска, за последние ~165 лет варьировала от 0.3 до 0.6 мм/год [Slukovskii et al., 2025]. Этот и ранее приведенные примеры показывают, что городская среда влияет не только на качество (изменение геохимии, например) осадочного материала в озерах, но и на его количество. Во всех описанных выше примерах городских озер техногенные слои, те, которые были образованы в современно время, имеют большие мощности по сравнению с аналогичными слоями отложений негородских (чаще всего фоновых) озер.

Взаимосвязь концентраций V и Ni в отложениях озер города Мурманска, где работают предприятия, использующие мазут, еще одна их геохимическая особенность (Рис. 4.30), так как Ni также содержится в нефтепродуктах, включая мазут [Barwise, 1990; Moreno et al., 2000]. В целом коэффициент корреляции, рассчитанный для всех озер города, составляет 0.84. Если брать только отдельные водоемы (например, озеро Северное), то эта связь может быть еще более тесной – до 0.91 (в данном случае речь о коэффициенте аппроксимации [Slukovskii, 2023]). Определенная вариативность может быть связана с особенностями форм нахождения металлов (об этом будет говориться в работе позже), а также с тем, что Ni, кроме ТЭЦ, поступает в окружающую среду Мурманской области и соседних регионов в результате выбросов предприятий цветной металлургии [Dauvalter et al., 2010; Zubova et al., 2020]. Например, более сильная и четкая связь между V и Ni проявляется только в озерах г. Петрозаводска (R=0.97) [Slukovskii, 2023]. Это можно объяснить тем, что, кроме мазутной ТЭЦ в Петрозаводске, отсутствуют другие антропогенные источник, как V, так и Ni. В то же время на фоновых территориях взаимосвязь между обоими металлами не проявляется вовсе. Например, в озерах Портлубол и Песчаное (северная часть Мурманской области) значения коэффициентов аппроксимации в паре V-Ni в донных

отложениях составляют 0.0043 и 0.0968, соответственно. Оба металла в изученных озерах накапливаются в отложениях исключительно в соответствии с природными закономерностями.

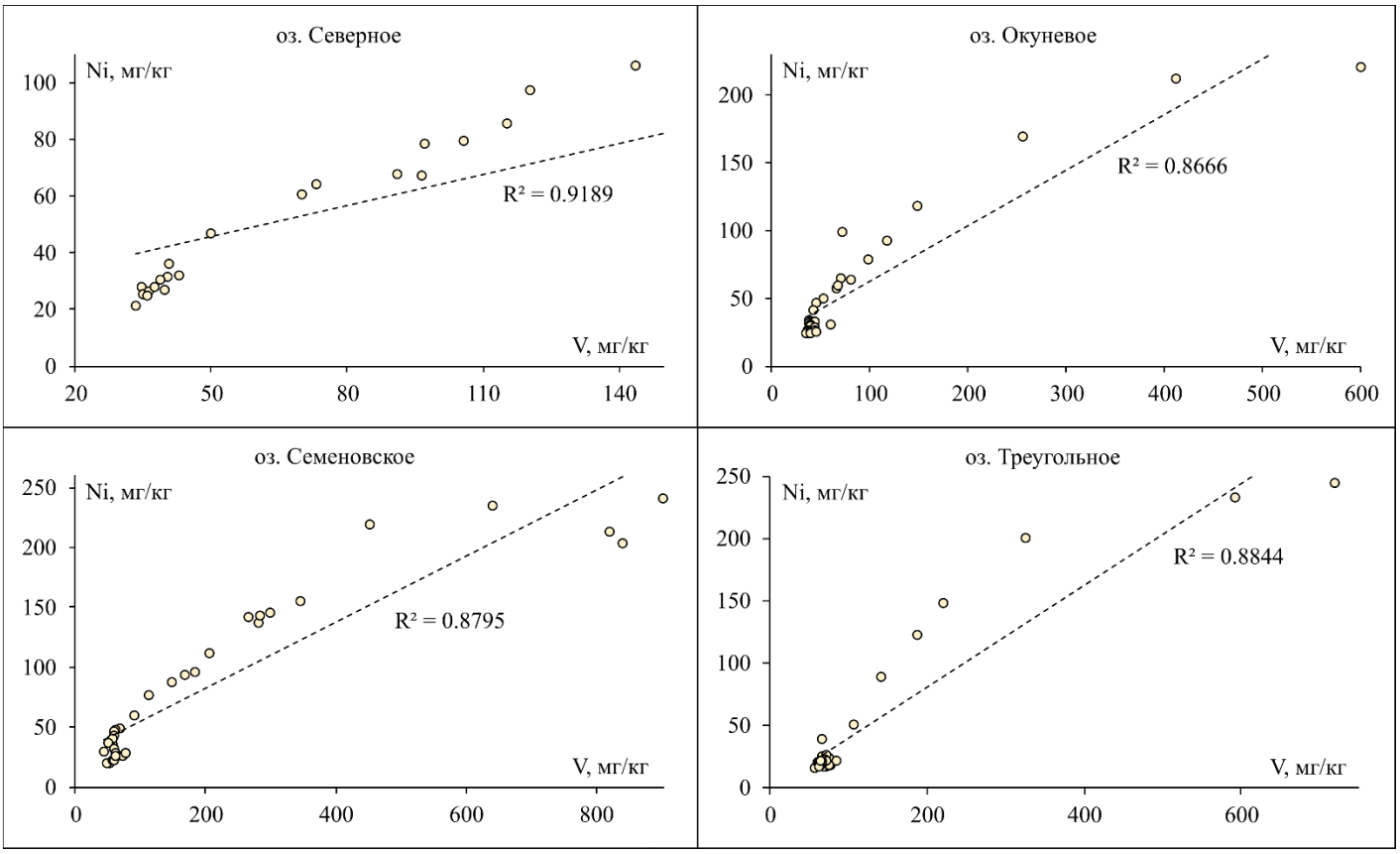


Рисунок 4.30 – Корреляция между концентрациями V и Ni в современных отложениях озер города Мурманска [Slukovskii, 2023]

На фоне озер городов Карелии, Мурманска, Кировска, чья геохимия отложений уже была подробно описана, осадки озер города Мончегорска выделяются аномальными (хотя это было видно уже по составу воды) концентрациями Ni и Cu (Табл. 4.4). С палеолимнологических позиций в колонке современных отложениях озера Комсомольского зафиксирована устойчивая динамика повышения концентраций в верхних слоях отложений по сравнению с нижними Ni (до 2140 мг/кг) и Cu (до 2607 мг/кг), а также и других тяжелых металлов:Cr (до 335 мг/кг), Zn (до 335 мг/кг), Co (до 129 мг/кг), V (до 140 мг/кг), Pb (до 100 мг/кг), Cd (до 2.5 мг/кг), Sb (до 3.3 мг/кг) других (Рис. 4.31)[Slukovskii et al., 2021]. Как уже было сказано, основное антропогенное влияние на природные объекты, включая водоемы, в этом районе Мурманской области связано с выбросами Кольской ГМК, работающей с 1930-х годов [Moiseenko et al., 1995]. Оценка возраста и средней скорости седиментации (~2.68 мм/год) в озере Комсомольском по активности

изотопа ^{210}Pb показали, что резкое накопление всех тяжелых металлов началось в водоеме точно с момента образования города Мончегорска и начала деятельности металлургического завода. Учитывая давность исследований реакции водных экосистем на влияние металлургического производства в регионе, ранее уже отмечались аналогичные закономерности накопления тяжелых металлов (в первую очередь Ni и Cu) в колонках отложений озер вблизи Кольской ГМК [Ilyashuk et al., 2003; Dauvalter et al., 2010]. Однако в новой работе, проведенной на пример озера Комсомольского, было впервые отмечено влияние мазутной ТЭЦ, расположенной на территории металлургического завода, по маркерному элементу V. Другой маркерный элемент влияния мазутных ТЭЦ или котельных, Ni, в данном случае не «работает», как палеолимнологический индикатор из-за значительного влияния металлургического завода (основные выбросы по Ni). Интересно, что, как и в случае с городской геохимической средой города Мурманска, в Мончегорске также отмечается тенденция, когда содержание тяжелых металлов в почве (водосбор) ниже концентраций этих же элементов в современных отложениях малых озер [Saltan et al., 2021]. В частности, максимальное содержание Ni в отложениях озера Комсомольского в 1.6 раза выше максимального содержания этого металла в почве Мончегорска, Cu – в 5.5 раз, Co – в 3.7 раз, Pb – в 3.2.

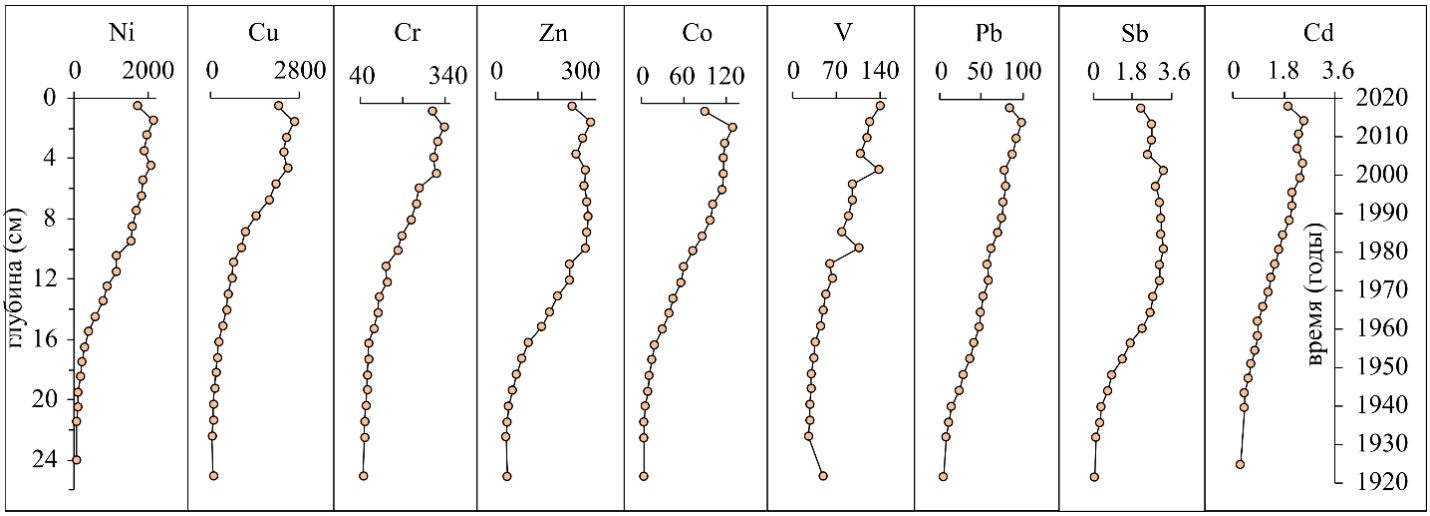


Рисунок 4.31 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (в мг/кг) в колонке современных донных отложений озера Комсомольского (Мончегорск) относительно глубины и возраста, рассчитанного по средней скорости седиментации в водоеме

Аналогично тому, как ведут себя тяжелые металлы в отложениях озера Комсомольского (Мончегорск), накапливаются Ni, Cu, Co, Pb, Cd и V в

современных отложениях озер вблизи населенных пунктов Никель и Заполярный, расположенных на северо-западе Мурманской области (Рис. 4.32). Здесь озера также подвергаются выбросам от Кольской ГМК (комбинат «Печенганикель») [Moiseenko et al., 1995], а также выбросам от предприятий энергоблока (Котельная ЭЦ-2 и ТЭЦ ОАО «Кольская ГМК») указанных населенных пунктов, работающих на мазуте [Минин, 2019]. О влиянии мазутных ТЭЦ и котельных можно снова говорить по динамике накопления V в изученных отложениях. Лучше всего оно проявлено в озерах Суокер-2 и LN-3, которые находятся между двумя населенными пунктами (Никель и Заполярный), не проявляется в озере Шуонияур, которое распложено в 18 км к югу от Никеля. При этом во всех озерах верхние слои отложений обогащены Ni, Cu, Co, которые связаны с выбросами от Кольской ГМК. Причем уровень концентраций указанных элементов, например, в озере Соукер-2 не меньше, чем в озере Комсомольском (Мончегорск), хотя Суокер-2 не находится в самой черте населенного пункта. Важно также отметить, что повышенные концентрации металлов в отложениях озер вблизи Никеля и Заполярного регистрируются лишь в слоях до 5-6 см, что связано с тундровым ландшафтом района и медленной скоростью седиментации в озерах на северо-западе региона [Даувальтер, 1998; Dauvalter, Rognerud, 2001]. Сравнение двух озер (Суокер-2 и LN-3), расположенных рядом друг с другом показывает, что все металлы имеют большие концентрации в отложениях озера LN-3, которые представлены органо-силикатными отложениями, по сравнению с минеральными отложениями озера Суокер-2. Также в озере LN-3 концентрации тяжелых металлов превышают содержания загрязнителей в почвах Никеля вблизи источника загрязнения [Евдокимова и др., 2014]. В частности, концентрация Ni в почвах достигает 3009 мг/кг, Cu – 2268 мг/кг, что ниже максимальных концентраций этих элементов в колонке озера LN-3 (Рис. 4.31).

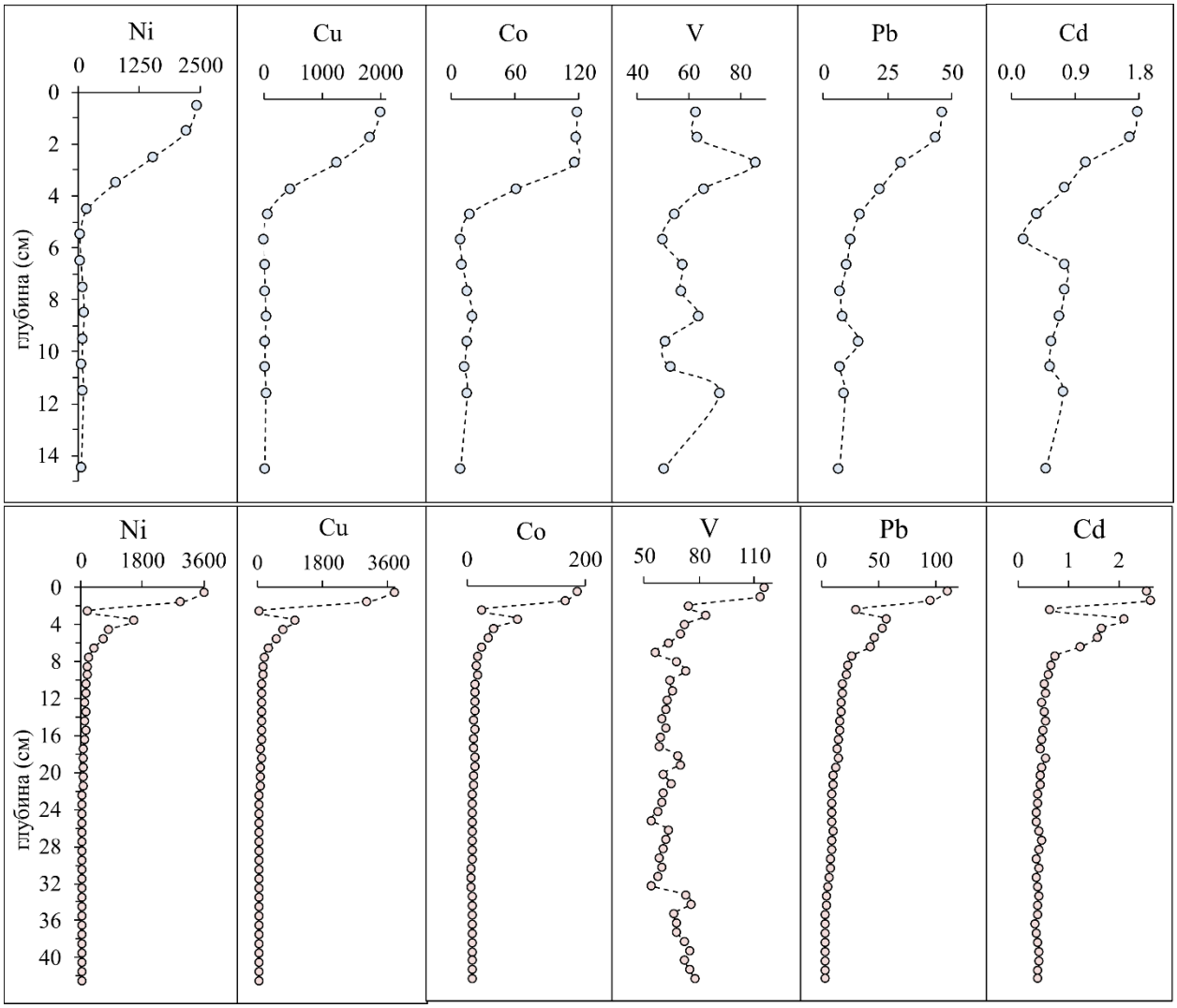


Рисунок 4.32 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (в мг/кг) в колонках современных донных отложений озер Соукер-2 (верхний ряд) и LN-3 (нижний ряд), северо-запад Мурманской области

Безусловно, влияние выбросов Кольской ГМК (обоих комбинатов) сказываются на накоплении Ni и Cu в озерах далеко за пределами городов, где находятся предприятия [Slukovskii et al., 2024]. Сюда можно отнести и территорию города Мурманска (расстояние от Никеля - ~125 км, от Мончегорска - ~115), поэтому отчасти повышенные содержания Ni в верхних слоях колонок отложений изученных там озер – не только следствие выбросов мазутной ТЭЦ и котельных, но и металлургических заводов, хотя и безусловно в меньшей степени. Сюда можно отнести и фоновые районы области, однако об этом будет говориться в главе про соответствующие территории. Возвращаясь к Мурманску, следует особое внимание уделить геохимии озера Ледового, в котором колонка длиной около 40 см оказалась полностью образованной в техногенное время развития водоема, то есть без фоновых слоев снизу. Это было понятно еще при отборе из-за сильного запаха

нефтепродуктов и вязкой маслянистой консистенции осадков, а далее подтвердилось при оценке концентраций нефтяных углеводородов [Guzeva et al., 2020]. В частности, было установлено, что содержание нефтяных углеводородов в изученных отложениях достигает 25 тысяч мг/кг (2.5%!), что в разы больше, чем в других озерах города Мурманска и известных фоновых концентраций (Рис. 4.33) [Слуковский и др., 2023]. Согласно региональному нормативу «Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга» от 22.07.1996 г., отложения озера Ледового признаются опасно загрязненными по тем концентрациям нефтяных углеводородов, что были обнаружены. Учитывая, что, кроме этого, озеро Ледовое имеет аномально высокие превышения по тяжелым металлам, как в воде, так и в отложениях, это озеро можно назвать одним из самых грязных не только в Мурманске, но и вообще на Северо-Западе России.

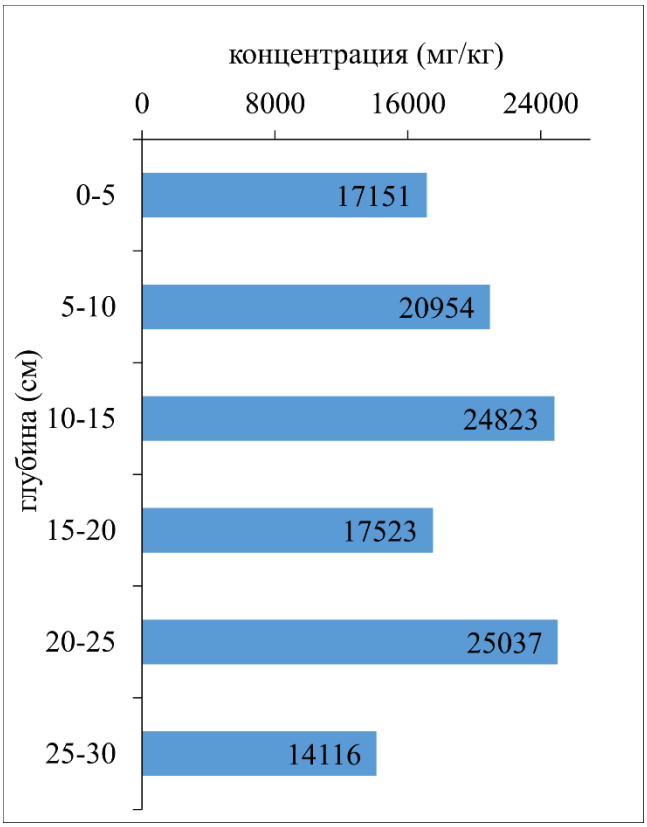


Рисунок 4.33 – Вертикальное распределение концентраций нефтяных углеводородов в колонке отложений озера Ледового (Мурманск)

Источниками столько высоких концентраций различных загрязняющих веществ в озере Ледовом выступают не только мазутные котельные и ТЭЦ города, угольный порт и другие крупные предприятия Мурманска, но и небольшие организации. Вокруг озера Ледового расположено несколько станций технического обслуживания автомобилей, стоянки для транспорта,

автозаправочная станция, а рядом проходит оживленная центральная дорога города (Кольский проспект). По свидетельствам местных жителей (официальных источников, конечно, нет), мастера по ремонту машин часто сливали отработанное моторное масло в воду озера Ледового, что и могло привести к столь критическим концентрациям нефтяных углеводородов в воде и отложениях озера. Особенно по сравнению с другими озерами города и отложениями Кольского залива Баренцева моря, в которых нефтяные углеводороды, вероятнее всего, поступали и поступают за счет выбросов мазутной ТЭЦ [Шахвердов, Шахвердова, 2016; Слуковский и др., 2023].

Среди тяжелых металлов, имеющих повышенные концентрации в отложениях озера Ледового, особенно (на фоне других водоемов города Мурманска) выделяются аномалии по W и Sb. Кларки концентраций этих двух металлов в осадках озера Ледового выше кларков концентраций этих элементов в отложениях остальных изученных озер. По другим металлам кларки концентрации в озерах Мурманска относительно близки. Обе аномалии довольно сложно идентифицировать. Возможно, для этого пока недостает данных, особенно это относится к повышенным содержаниям W. Известно, что этот металл широко используется в промышленности. В частности, карбид вольфрама составляет примерно 60% производства вольфрама в США, а используется это вещество для изготовления ряда изделий, включая высокоскоростные инструменты, ножи, строительные материалы, турбины реактивных двигателей, радиационные экраны, ювелирные изделия и нити накаливания лампочек, катализаторы, высокотемпературные смазочные материалы, неорганические пигменты, а также в качестве воспринимаемой безопасной альтернативы Pb в боеприпасах и грузилах для любительской рыбалки [Koutsospyros et al., 2006; Datta et al., 2017]. Также W обнаруживали в угольной золе электростанции вместе с As, Zn, Sb, Mo, Ga, W, U, V and Ba [Ondov et al., 1989]. Еще карбид W используется для получения катализаторов крекинга тяжелого нефтяного сырья [Морозов и др., 2017]. Нельзя однозначно сказать, что из вышеописанного является причиной повышенных концентраций W в воде и отложениях озера Ледового. Но с полной уверенностью можно сказать, что дело именно в самом озере. Результаты опробования воды в карьере, из которого идет вода в Ледовое, показали, что концентрации в этом водоеме близки к фоновым по W (Рис. 4.34). Затем содержание этого металла резко возрастает в озере Ледовом (а это всего 200 метров от карьера), а также на стоке из Ледового – в ручье Варничном. В последствие в том же ручье Варничном содержание W снижается. Также примерно единый уровень накопления этого металла фиксируется во всех других озерах города Мурманска. Очевидно, что в

дальнейшем следует уделить больше вниманию исследованию происхождения этой аномалии W в озере Ледовом. Она может быть связана, как с влиянием загрязнения нефтепродуктов, так и с другими причинами, учитывая те виды предприятий, которые существовали и существуют на берегу этого городского водоема.

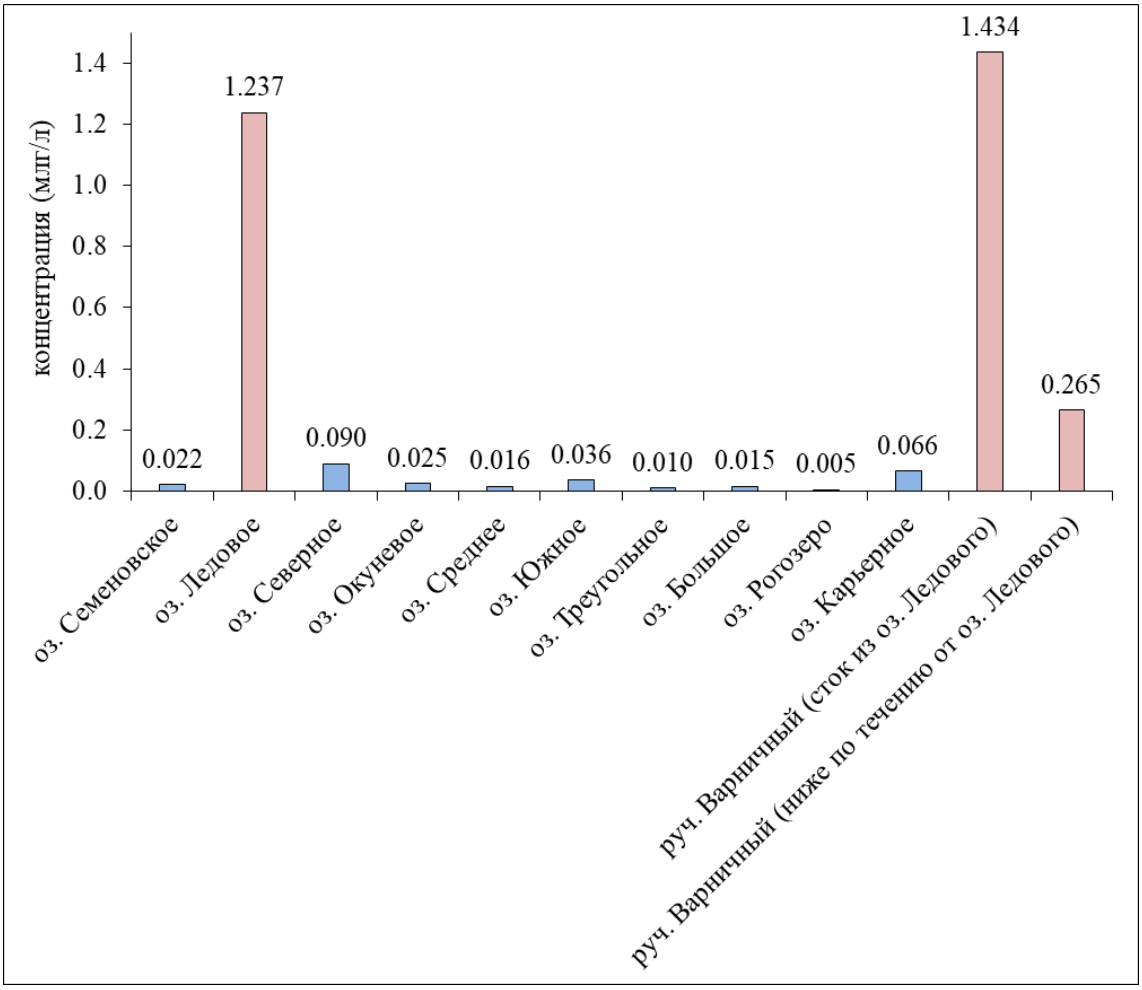


Рисунок 4.34 – Содержание W в воде озер и водотока (ручей Варничный) города Мурманска (в мкг/л)

4.2.3. Отложения озер в зоне влияния города Архангельска

Внешне озера, исследованные в импактной зоне города Архангельска, похожи на озера Карелии и Мурманской области несмотря на то, что здесь развита другая геология. Озеро Бутыгино, единственное расположенное в черте города, окружено жилыми домами, постройками (Рис. 2.18), остальные озера – окружены исключительно лесом и болотами. Бутыгино также крайне захламлено бытовым мусором, что часто, как уже отмечалось, происходит на подобных городских водоемах.

Исследованные озера вблизи города Архангельска характеризуются невысоким содержанием биогенных элементов, в особенности фосфатов по

сравнению с другими веществами (Рис. 4.35). Высокое содержание фосфатов наблюдалось только в озере Бутыгино (451мкг/л) вследствие загрязнения бытовыми и сточными водами [Петрова, 2008]. Для озера Бутыгино характерно интенсивное разрушение берегового склона, в результате которого загрязненный грунт попадает в озеро и оседает на дне. Присутствует риск преобразования озерной экосистемы в болотную из-за большого количества гниющей органики на дне, высокого уровня pH (8.87) и продолжительной эвтрофикации водоема из-за постоянного поступления биогенных элементов. В озерах Плотское, Сорожье и Опогра прослеживаются схожие тенденции по гидрохимическим показателям: небольшое количество фосфатов из-за продолжительного потребления их фитопланктоном, низкий pH за счет разложения органического вещества. Интересно также отметить, что в изученных озерах установлена высокая концентрация кремния по сравнению с другими биогенными элементами. Это может быть обусловлено московской мореной, в которой отмечается наличие разложившихся растительных остатков [Моисеенко и др., 2020]. Известно, что в пределах Архангельской области развиты моренные отложения окского, днепровского, московского и калининского оледенений [Каган, Солодухин, 1971].

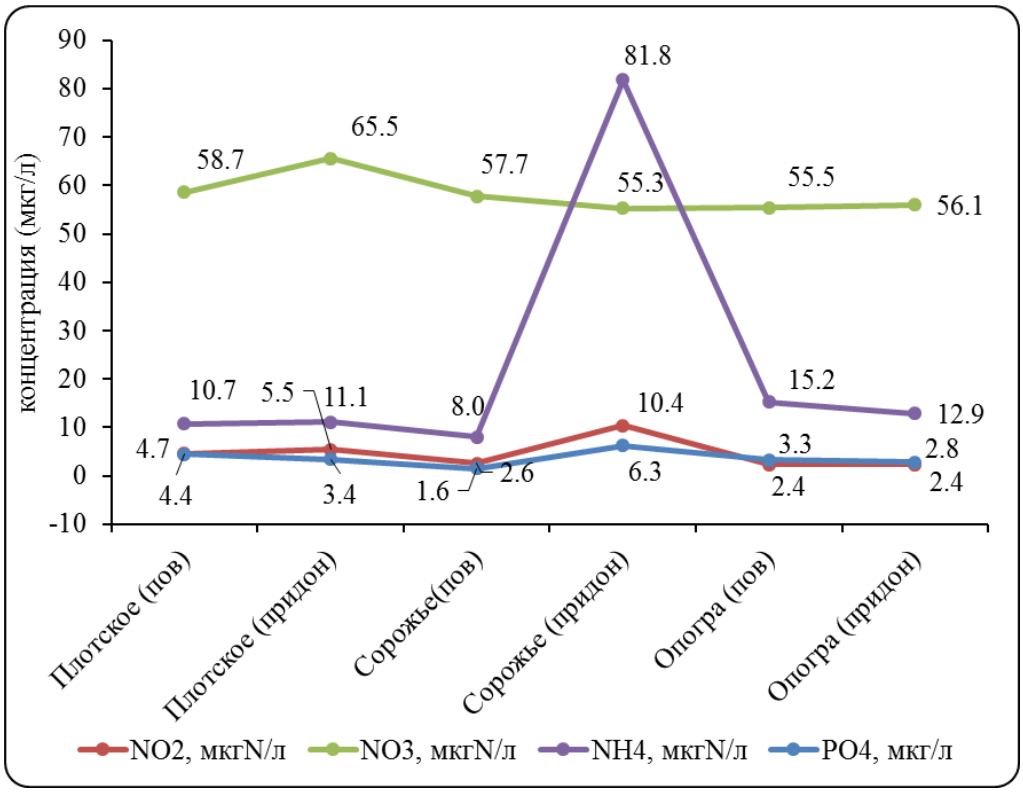


Рисунок 4.35 – Содержание биогенных веществ в воде озер города Архангельска и вблизи него

Значения pH донных отложений озер, находящихся в зоне влияния города Архангельска, колеблются от 6 до 7.2 [Guzeva, Slukovskii, 2025]. Наибольшее значение pH установлено, как и в случае с водой, в отложениях озера Бутыгино, что связано с тем, что, как ранее отмечалось, озера в непосредственной городской среде подвергаются сильному защелачиванию вследствие разных антропогенных факторов. Анализ концентраций микроэлементов в изученных отложениях показал также, что верхние слои озер города Архангельска и озер вблизи его влияния обогащены P, Mn, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Pb и Bi (Рис. 4.36). В отложениях озера Бутыгино отмечаются также частные пики повышенных по сравнению с кларком концентраций W. Набор элементов, схожий с теми, что были получены при изучении других урбанизированных территорий Севера России, говорит о влиянии антропогенного фактора на геохимию озерных отложений озер импактной зоны города Архангельска. Ранее также было показано, что почвенный покров также обогащен тяжелыми металлами, в частности Pb, Cu и Zn, а также в меньшей степени – Ni и V [Корельская, Попова, 2012; Вишневая, Попова, 2016]. Среди ключевых источников поступления тяжелых металлов в окружающую среду города Архангельска отмечают автотранспорт и промышленность. Важно отметить, что авторы пишут о том, что загрязнение Pb почв города, происходившее до отказа от этилированного бензина, пока все еще сказывается на их геохимии – самоочищения в полной мере не произошло. Следовательно, в озерные отложения, частности в водоемы из черты города Архангельска, загрязнители поступают не только по воздуху, но и из почвы.

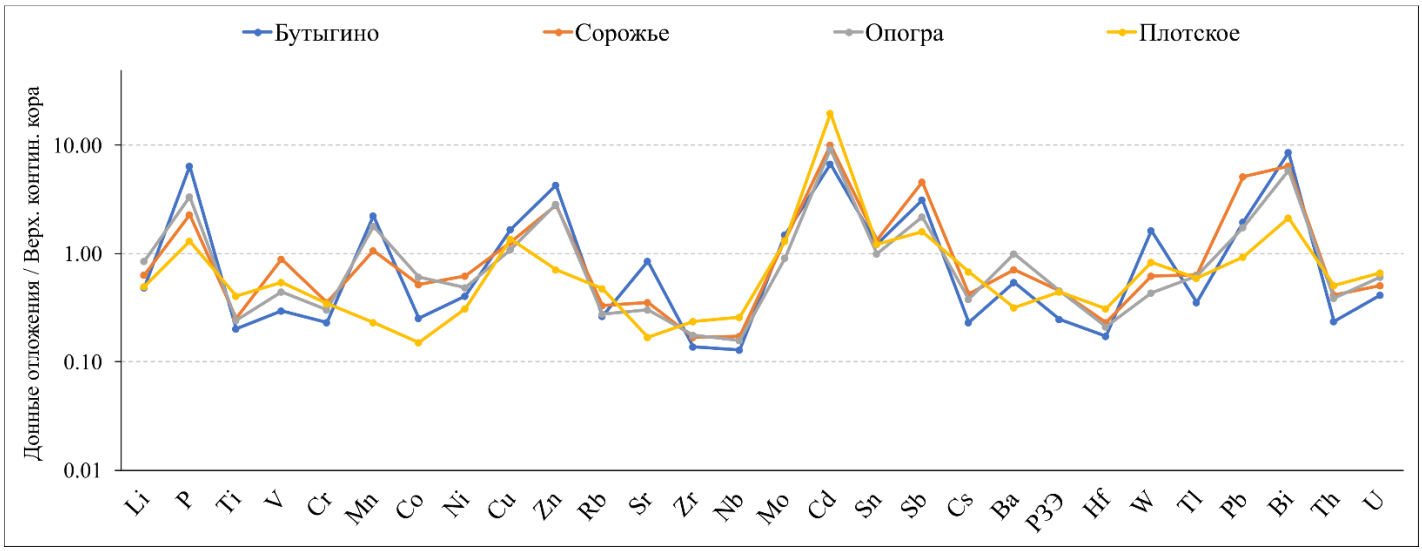


Рисунок 4.36 – Нормированные концентрации микроэлементов в верхних слоях отложений (0-10 см) озер в зоне влияние города Архангельска

Согласно формулам геохимических ассоциаций элементов в отложениях изученных озер Архангельской области, наибольшее загрязнение водоемов относительно фонового уровня фиксируется по Pb, Sb, Sn, W и Cd (Табл. 4.6). Динамика вертикального накопления тяжелых металлов в отложениях изученных озер дополняет картину иллюстрации антропогенного воздействия на водоемы и их донные отложения. На рис. 4.37 видно, что в верхних слоях отложений озера Сорожье увеличиваются концентрации V, Pb, Cr, Ni, Cu, Co, Sn, Sb и Cd. Причем некоторые из элементов увеличиваются, начиная со слоев 25-26 см. Например, так ведут себя Pb, Sb, Cd, что, вероятно, связано с дальним переносом загрязнителей. Схожее поведение Pb, Cd, Sb, Bi и W ранее наблюдалось в отложениях озера Масельгское, расположенном на юго-западе региона [Стародымова и др., 2016]. Увеличение концентраций V и Ni в самых верхних слоях озера Сорожье связано с влиянием ТЭЦ города Архангельска, которая с 1970-х годов по 2011 год работала на мазуте [Состояние…, 2016]. Об этом, также на основе палеолимнологических исследований, свидетельствует поведение V и Ni в колонке отложений безымянного озера, расположенного в ~3 км от ТЭЦ [Стародымова и др., 2023], а также поведение V и Ni в других изученных в этой работе озерах [Slukovskii, 2023]. Причем интересно отметить, что максимальное содержание V наблюдается вовсе не в озерах в черте города Архангельска, а в отложениях озера Сорожье (до 228 мг/кг) несмотря на то, что этот водоем находится в 20 км от города и ТЭЦ. Очевидно, что разнос частиц от мазутных ТЭЦ может достигать расстояний более 10-15 км и зависит от господствующих ветров в регионе.

Таблица 4.6 – Геохимические ассоциации тяжелых металлов в донных отложениях озер импактной зоны города Архангельска (K_c – коэффициент концентрации, рассчитанный с использованием собственных фоновых данных; значения в скобках – величины коэффициентов концентрации для отдельно взятого элемента)

Озеро	Формула геохимической ассоциации донных отложений		
	$K_c \geq 10$	$10 > K_c \geq 5$	$K_c \geq 3$
Бутыгино	-	W(8)-Sb(7)-Pb(5)	Sn,Bi(3)
Сорожье	Pb(13)-Sb(10)	-	W,Sn(3)
Опогра		Pb,Sb(5)	-
Плотское			Cd,W(4)-Sb,Sn(3)

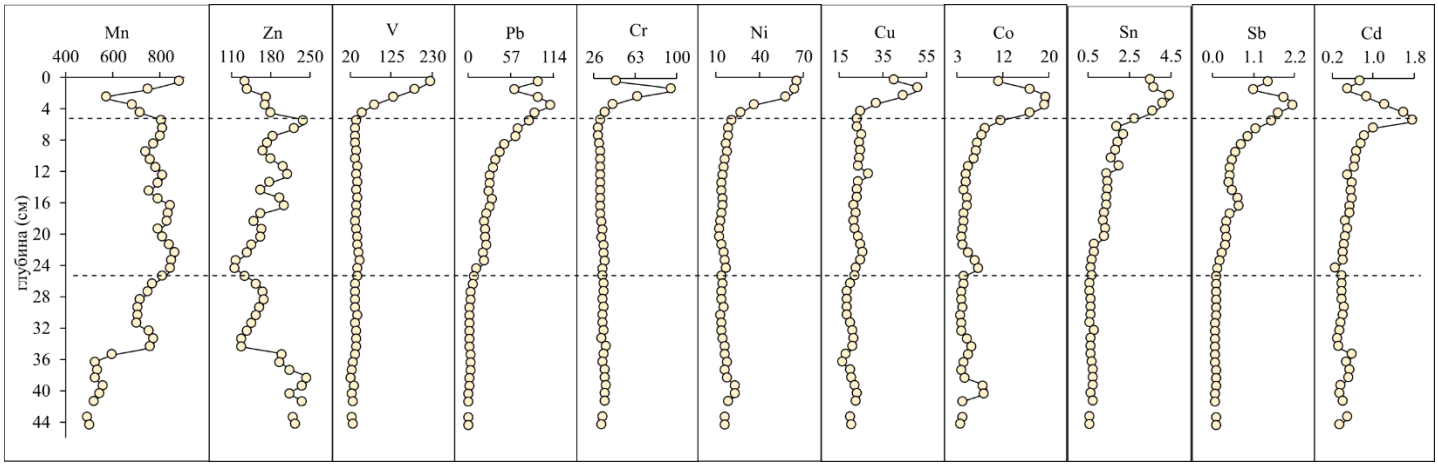


Рисунок 4.37 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (в мг/кг) в колонке современных донных отложений озера Сорожье (Архангельская область)

В отличие от озера Сорожье, в колонке отложений озера Бутыгино почти все изученные элементы, кроме Mn, Cd, Pb и Sn, имеют максимальные значения в средней части разреза (Рис. 4.38). То есть пики концентраций V и Ni также приходятся на среднюю часть колонки, хотя в работе [Стародымова и др., 2023] V имеет повышенные концентрации только в верхнем слое 5 см. Вероятно, что в озере Бутыгино скорость седиментации в современное время была больше 0.83 мм/год [Стародымова и др., 2023]. На это также указывает тот факт, что в изученной колонке нет фонового слоя, что можно понять по уровню концентраций Pb. По косвенным геохимическим признакам можно предположить, что скорость седиментации в озере Бутыгино более 4.5 мм/год, что хорошо согласуется с теми данными, которые ранее были получены по городским озерам Мурманска и Петрозаводска. Вероятность того, что колонка отложений озера Бутыгино перемешанная маловероятен, так как отмечается тесная корреляция между концентрациями V и Ni в этом водоеме (R=0.88), что совпадает с аналогичными данными по остальным озерам вблизи влияния города Архангельска [Slukovskii, 2023]. Также корреляционный анализ Спирмена (Табл. 4.7) выявил следующие тесные (>0.7) значимые связи между изученными химическими элементами: Pb-Sb (0.95), Sb-Sn (0.95), Pb-Sn (0.90), Ni-Cu (0.79), V-Cr (0.73), Co-Ni (0.72), Cr-Ni (0.71), Cd-Sn (0.71), Cu-Sb (0.71). Это говорит о единстве поступления и накопления исследованных элементов в экосистемы исследованных озер.

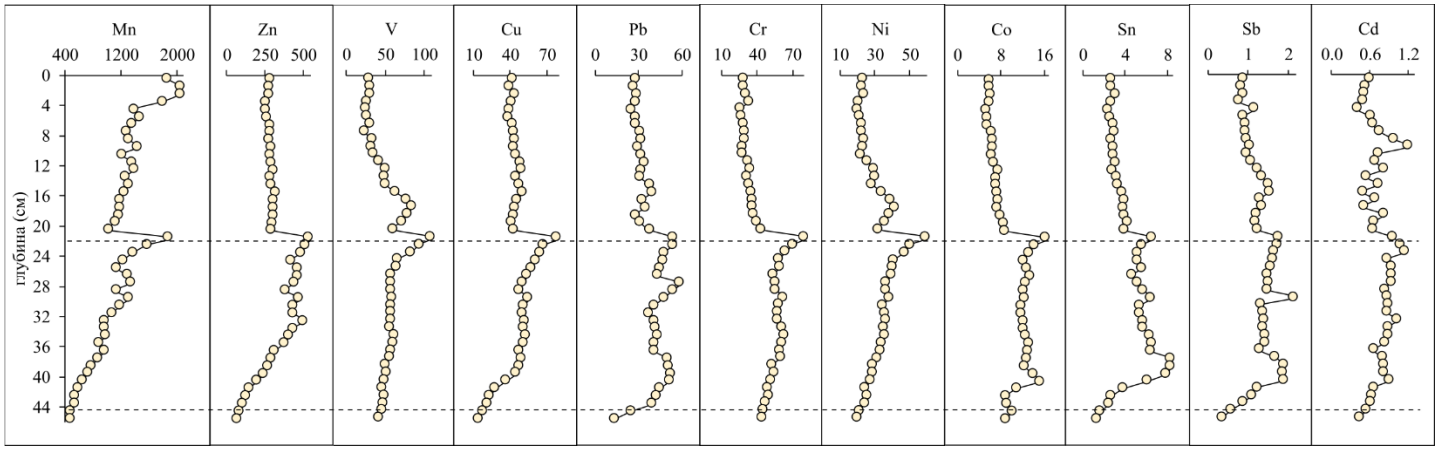


Рисунок 4.38 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (в мг/кг) в колонке современных донных отложений озера Бутыгино (Архангельская область)

Таблица 4.7 – Корреляционная матрица элементного состава донных отложений изученных озер Архангельской области. Показаны значимые коэффициенты корреляции для $R_{крит.}$>0.16 (при p> 0.05). Н/к – статистические незначимые коэффициенты корреляции

	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Sn	Sb	Pb
V	0.73	н/к	0.48	0.77	0.63	0.16	0.33	0.54	0.53	0.51
Cr		-0.22	0.64	0.71	0.40	н/к	0.22	0.24	н/к	н/к
Mn			н/к	0.28	0.58	0.51	0.45	0.60	0.59	0.51
Co				0.72	0.42	н/к	0.44	0.26	0.19	н/к
Ni					0.79	0.48	0.52	0.61	0.52	0.43
Cu						0.64	0.48	0.76	0.71	0.60
Zn							0.46	0.55	0.50	0.34
Cd								0.71	0.69	0.67
Sn									0.95	0.90
Sb										0.95

4.3. Состояние современных отложений озер импактной зоны города Норильска

Ранее отмечалось, что импактный район около города Норильска (Норильского промышленного района) простирается почти на 200 км [Евсеев и др., 2021]. Учитывая специфику местного производства (металлургический комбинат), основными загрязнителями воды и донных отложений являются такие тяжелые металлы, как Ni и Cu. Это видно по графику (Рис. 4.39), построенному на основе данных [Базова, Кошевой, 2017], где в качестве водного кларка использован средний состав воды рек мира [Gaillardet et al.,

2013]. Также на графике видно, что самые большие превышения по Ni и Cu над кларком выявлены в озерах 1, 6, 8, 10, 11 и др., которые расположены в непосредственной близости к источнику выбросов. Концентрации других элементов находится преимущественно на фоновом уровне или слегка превышают его.

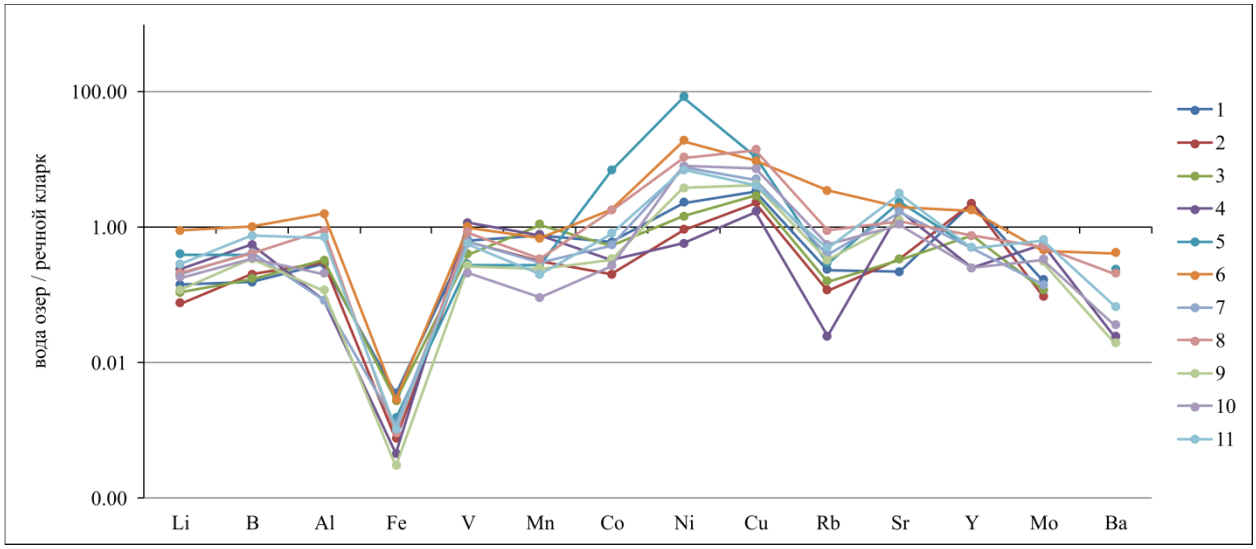


Рисунок 4.39 – Нормированные концентрации химических элементов в воде озер импактной зоны города Норильска [Базова, Кошевой, 2017]. Данные представлены в логарифмированном виде.

Естественно, специфика геохимического состава воды местных озер сказывается и на специфике донных отложений озер вблизи города Норильска [Старичков, 2002]. Ранее были изучены закономерности аккумуляции и распределения концентраций тяжелых металлов в отложениях озера Пясино (Норильский район), расположенного севернее города Норильска. Выявлены превышения над ПДК для почв по Pb (до 70 мг/кг), Ni (до 170 мг/кг), Cu (до 200 мг/кг), As (до 47 мг/кг). Наши палеолимнологические данные показывают, что тяжелые металлы, включая указанные выше элементы, также активно накапливаются в верхних слоях отложений малых озер (Рис. 4.40). Так содержание Ni в слое 1-2 см достигает концентрации 5365 мг/кг, содержание Cu– 5056 мг/кг, Co–213 мг/кг, Zn–152 мг/кг, Pb– 28 мг/кг и т.д. Видно, что резкий рост концентраций всех тяжелых металлов начинается со слоя 4-5 см, следовательно, скорость седиментации в данном районе крайне низкая, так как аналогичное накопление загрязнителей в колонках современных отложений наблюдается во всех изученных в районе Норильска озерах. Согласно данным вертикального распределения изотопов ^{210}Pb в изученных озерах, скорость седиментации в них составляет ~0.54-0.55 мм/год. Это схоже с результатами, которые были получены для озер фоновых территорий северо-западной части

Российской Арктики (территория Мурманской области) [Slukovskii, 2023; Slukovskii et al., 2025]. Также очевидно, что накопление всех показанных тяжелых металлов в донных отложениях исследованных озер связано с выбросами металлургического предприятия, так как дальний атмосферный перенос в этом районе Арктики слабо сказывается на водных объектах и их донных отложениях, что уже было показано в более ранних работах [Удачин и др., 2013].

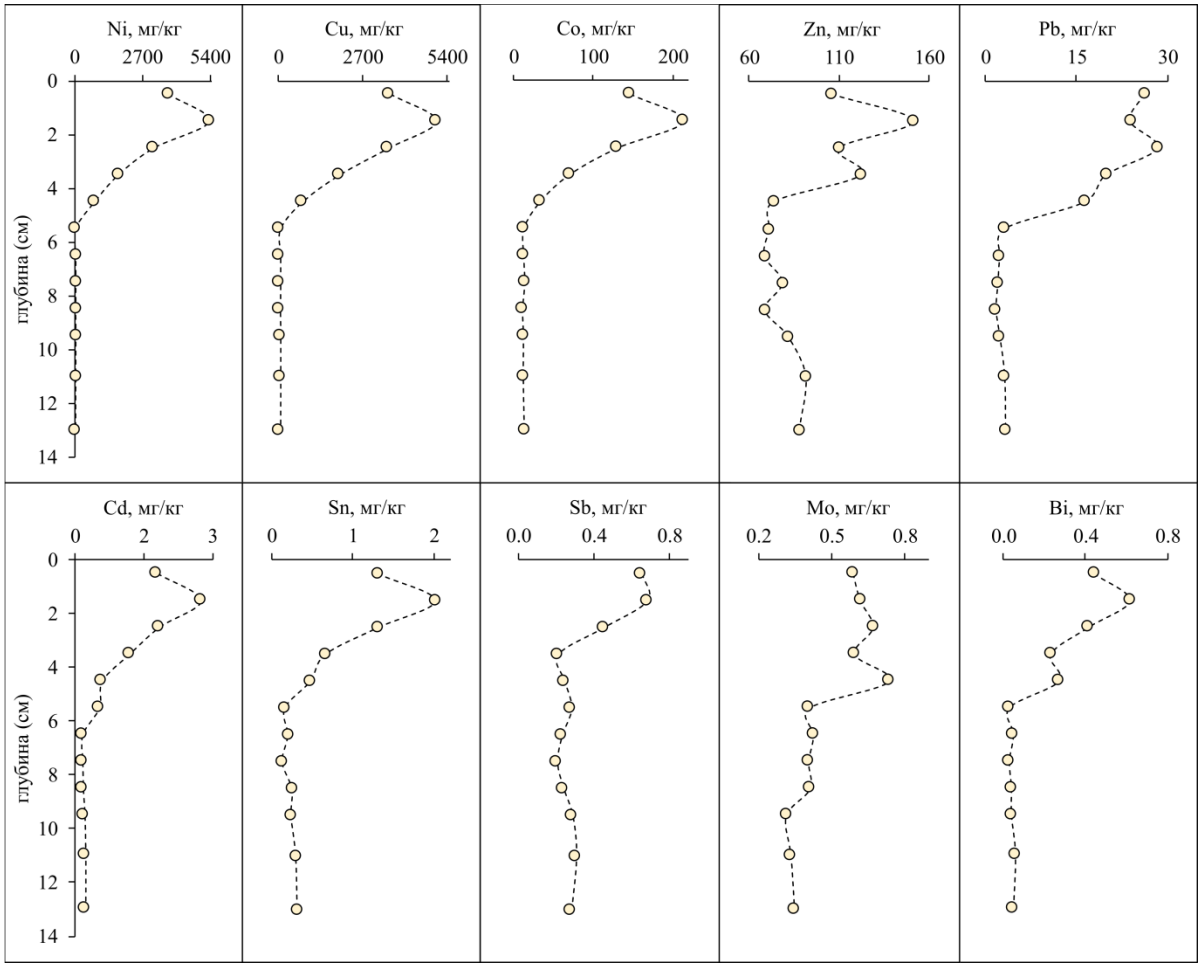


Рисунок 4.40 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов в колонке отложений безымянного озера вблизи города Норильска

Учитывая, что озера, исследованные в зоне влияния Норильского промышленного района, находятся на разном расстоянии от источников техногенных выбросов, то можно оценить влияние расстояния, как лимитирующего фактора загрязнения водных объектов и их донных отложений. Установлено (Рис. 4.41), что наибольший уровень накопления Ni и Cu в верхних (0-1 см) слоях отложений озера, расположенного в ~5 км от труб промышленного предприятия. Далее (к востоку от Норильска в сторону города Дудинка) содержание этих металлов резко снижается, хотя и не

достигает фонового уровня, учитывая, что дальность влияния металлургических предприятий может исчисляться десятками и сотнями километров [Лисицын, 2011; Виноградова, Иванова, 2013]. Аналогичный тренд уменьшения концентраций Ni, Cu и других загрязнителей наблюдается также на примере исследования верхних горизонтов почв в районе города Норильска [Ponomareva et al., 2014]. Исследования показывают, что наибольшему загрязнению подвержены самые верхние горизонты почв [Водяницкий и др., 2011]. То же самое мы наблюдает и на примере донных отложений озер, где большему загрязнению подвержены самые верхние слои современных отложений, образовавшиеся за последние ~80-90 лет.

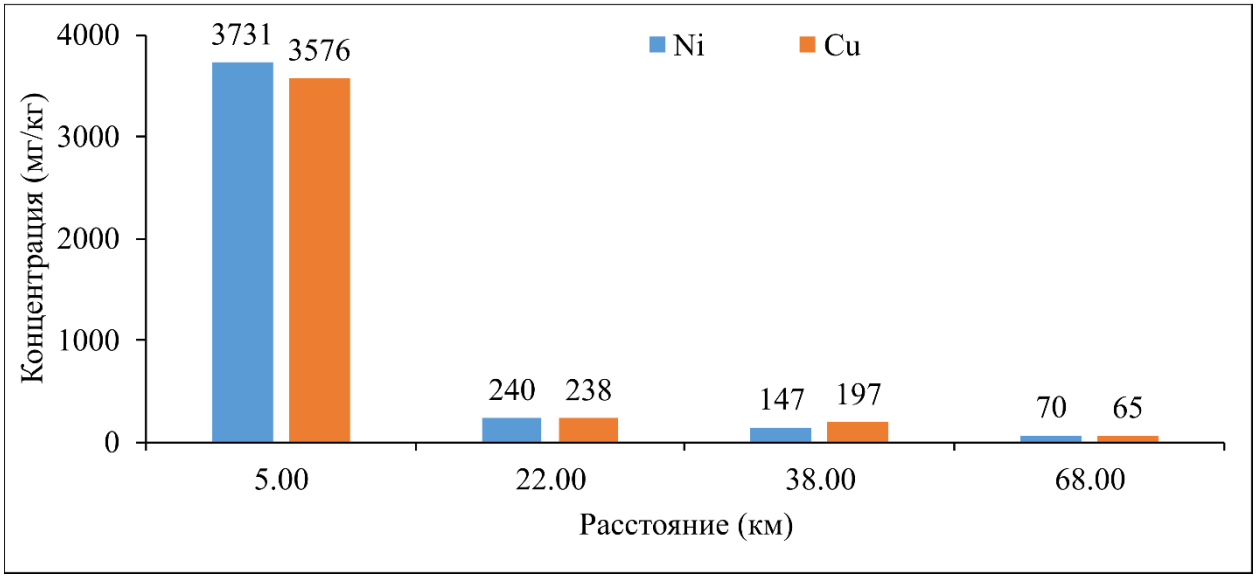


Рисунок 4.41 – Концентрации Ni и Cu в верхних (0-1 см) слоях отложений озер вблизи города Норильска, расположенных на разных расстояниях от источника антропогенных выбросов

Единство поступления тяжелых металлов в отложения изученных озер вблизи города Норильска иллюстрируется тесными корреляционными связями между загрязнителями (Табл. 4.8). Ожидаемо, что наиболее тесную связь между собой имеют концентрации Ni и Cu (0.96), что выражается почти в полной функциональной зависимостью между этими металлами. Также выделяются пары элементов, которые можно отнести к «угольной» группе, это металлов, поступающих в водоемы от сжигания угля, на котором работают местные промышленные предприятия. В частности, Pb тесно коррелирует с Cd (0.73), Sn (0.80) и Sb (0.70). При этом отмечается и тесная связь между Pbи Ni, что является следствием не сколько единого источника этих элементов, а единого времени и формы закрепления в отложениях изученных водоемов.

Таблица 4.8 – Корреляционная матрица элементного состава донных отложений изученных озер вблизи города Норильска

	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Sn	Sb	Pb
Ni	0.84								
Cu	0.80	0.96							
Zn	0.53	0.62	0.57						
Mo	0.39	0.50	0.50	0.63					
Cd	0.40	0.70	0.68	0.76	0.62				
Sn	0.70	0.54	0.48	0.63	0.66	0.40			
Sb	0.24	0.44	0.40	0.74	0.75	0.72	0.61		
Pb	0.72	0.76	0.71	0.72	0.69	0.73	0.80	0.70	
Bi	0.48	0.63	0.64	0.70	0.64	0.82	0.57	0.71	0.84

4.4. Отложения озер в зоне влияния города Челябинска

Как и в случае с озерами вблизи влияния города Норильска и его металлургического предприятия, в озерах, расположенных в импактной зоне города Челябинска (Рис. 4.42), отмечается воздействие другого металлургического завода, действующего в городе Карабаше Челябинской области. Известно, что его влияние может прослеживаться (в первую очередь, по концентрациям Cu) на расстоянии нескольких десятков километров от труб АО «Карабашмедь» [Удачин и др., 2009; Масленникова и др., 2014; Maslennikova et al., 2016]. Кроме Cu, в исследованных озерах отмечаются геохимические аномалии по сравнению с кларком для Li, P, Mn, Zn, Sr, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Tl, Pb, Bi и U (Рис. 4.43). Тяжелые металлы в данном случае регистрируют техногенное влияние на озера, которое связано, как с металлургическим заводом, о котором уже сообщалось, так и с промышленными предприятиями города Челябинска (металлургические, машиностроительные, химические производства, а также предприятия топливно-энергетического комплекса (ГРЭС, ТЭЦ и котельные)) [Семенов и др., 2015; Krupnova et al., 2021]. В то же время повышенные значения P – это иллюстрация процесса эвтрофирования, а Li, Sr и U – природных процессов. В частности, щелочные и щелочноземельные металлы имеют повышенное значение в отложениях озер Теренкуль и Еткульское из-за того, что это – солоноватые водоемы, единственные солоноватые водоемы из исследованных в данной работе. Хорошим геохимическим маркером отложений, сформированных в соленых условиях, является соотношение Sr/Ba [Wang et al., 2021]. Известно, что среднее содержание Ba в морской воде составляет $2x10^{-2}$ мг/л, а среднее содержание Sr намного выше и равно 8 мг/л [Zhao, Yan,

1993]. Также и морские отложения содержат большее количество Sr нежели пресноводные [Юдович, Кетрис, 2011], при этом морские отложения имеют невысокие концентрации Ba [Wang et al., 2021]. Отложения, для которых Sr/Ba<1, считаются наземными, образованными в пресноводных условиях. Наоборот, осадки с Sr/Ba>1, относятся к морской среде. В осадках озера Теренкуль Sr/Ba варьирует от 2.3 до 4.3, а озера Еткульского – от 4.6 до 5.3, хотя в среднем для озер Челябинской области, которые по большей части пресные, значение Sr/Ba<1. То же самое можно сказать и для озер других регионов, изученных в диссертационной работе.

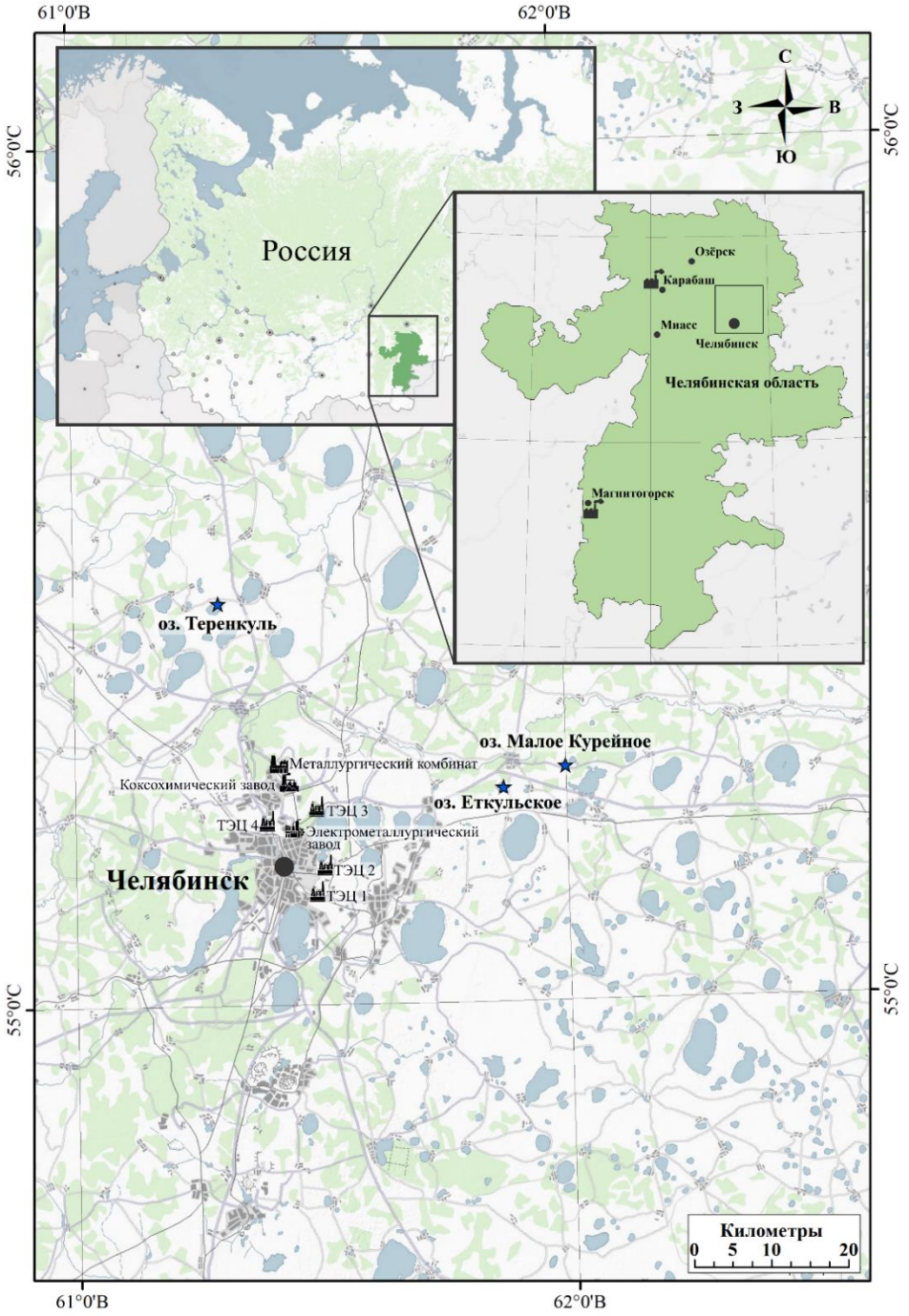


Рисунок 4.42 – Карта расположения озер вблизи города Челябинска

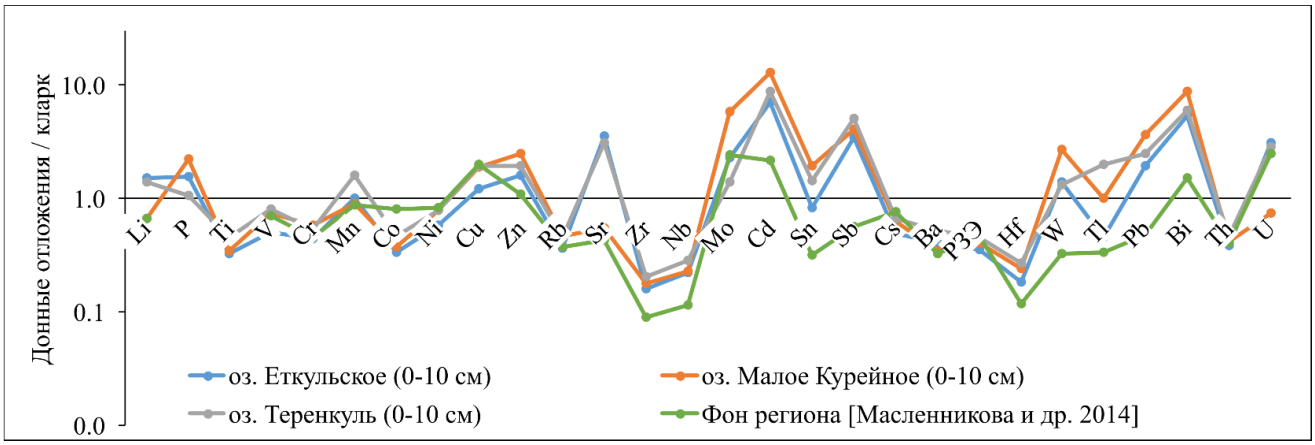


Рисунок 4.43 – Нормализация концентраций элементов в отложениях озер вблизи города Челябинска (даны медианные значения по колонке) по среднему составу континентальной коры [Wedepohl, 1995]. Всезначенияпредставленывлогарифмическойшкале

Сравнение концентраций микроэлементов в отложениях изученных озер вблизи города Челябинска с фоном (Табл. 4.9), показало, что наибольшее накопление отмечается для Sb, Pb, Cd, W, Sn и Tl. В целом, это близко к результатам, полученным при сравнении с кларком. Почти все элементы, отмеченные выше, являются углефильными (Табл. 4.5) [Юдович, Кетрис, 2005], что говорит о серьезном уровне загрязнения озер импактной зоны города Челябинска выбросами предприятий, где сжигаются ископаемые угли в качестве топлива. В первую очередь, это относится к ГРЭС, ТЭЦ и котельным города, где используется уголь. Ранее уже было показано серьезное воздействие этих предприятий энергоблока на геохимию почв и отложений города Челябинска [Галиулин, Галиулина, 2013]. Важно добавить, что указанные в таблице элементы хорошо коррелируют между собой в отложениях изученных озер и имеют схожую динамику накопления в колонках отложениях. В частности, для озер импактной зоны города Челябинска установлено увеличение концентраций Zn, Cr, Cu, Pb, Sb, W, Cd и Bi (Рис. 4.44). Данные этого рисунка и таблицы выше говорят о техногенном характере накопления этих тяжелых металлов в отложениях озер Еткульское, Малое Корейное и Теренкуль.

Таблица 4.9 – Геохимические ассоциации тяжелых металлов в донных отложениях озер импактной зоны города Челябинска (K_c – коэффициент концентрации, рассчитанный с использованием фоновых данных [Масленникова и др., 2014]; значения в скобках – величины коэффициентов концентрации для отдельно взятого элемента)

Озеро	Формула геохимической ассоциации донных отложений	
	$K_c \geq 5$	$5 > K_c \geq 3$
Еткульское	Sb(6)	W,Pb,Bi(4)-Cd,Sn(3)
Малое Курейное	Pb,W(8)-Sb(7)-Cd,Sn,Bi(6)	Tl(3)
Теренкуль	Sb(9)-Tl(6)-Pb(5)	Cd,Sn,W,Bi(4)

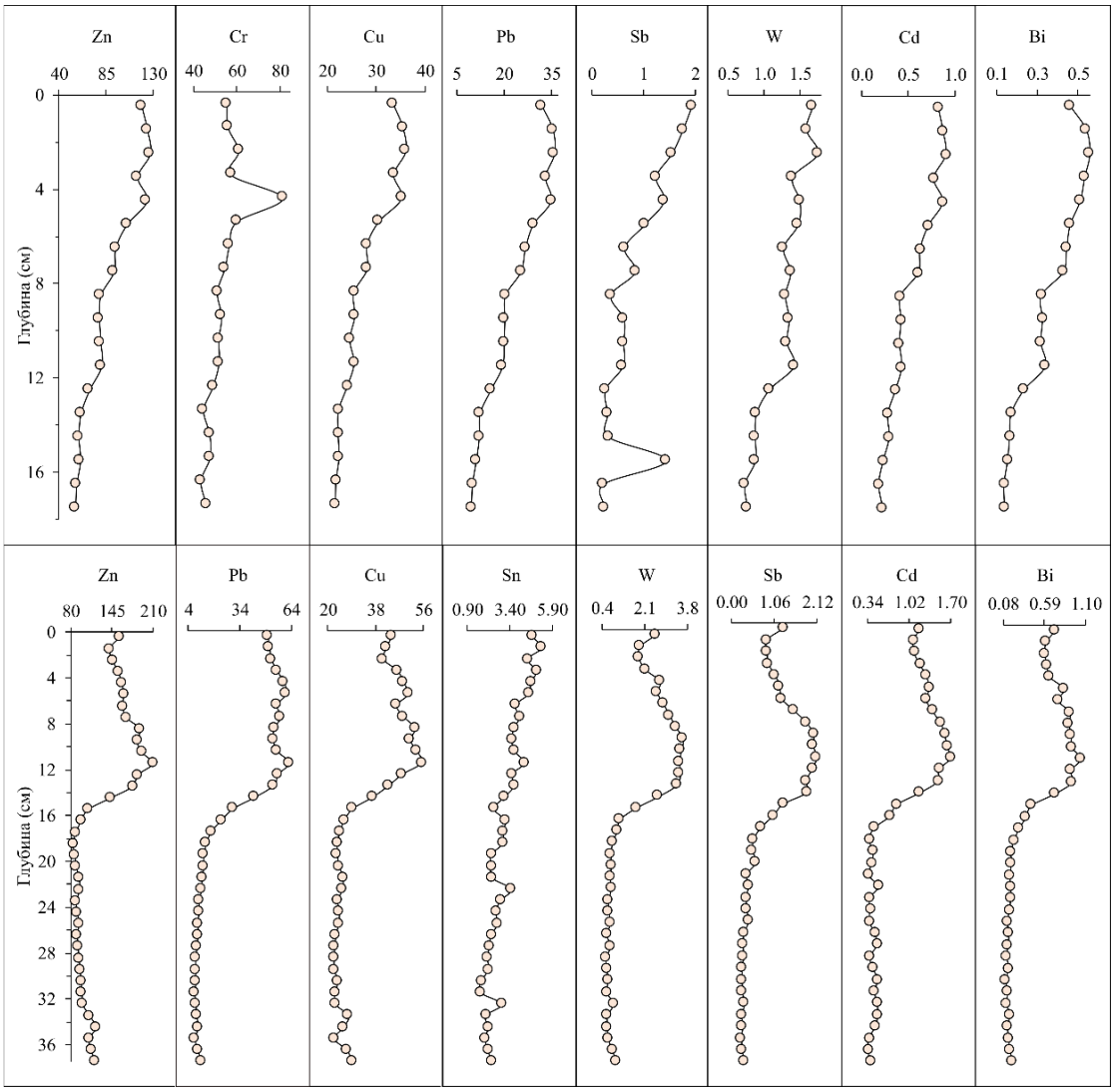


Рисунок 4.44 – Вертикальное распределение концентраций (в мг/кг) тяжелых металлов в колонках отложений озер Еткульское (верхний ряд) и Малое Курейное (нижний ряд)

Однако их поступление в водоемы связано не только с выбросами предприятий энергоблока, но и другими заводами, в том числе расположенными не в районе города Челябинска. Например, тесная корреляция между концентрациями Pb и Cu в изученных осадках (Рис. 4.45) говорит о том, что оба металла могли поступать в озера от металлургического завода в городе Карабаш, о чем уже сообщалось выше [Удачин и др., 2009]. Кроме того, по динамике накопления концентраций Cu в исследованных озерам можно оценить примерную скорость седиментации в исследованных озерах. Учитывая, что завод в городе Карабаш начал работу в 1910 году, то верхние 9 см отложений озера Теренкуль, 12 см озера Еткульское и 16 см озера Малое Курейное накопились за ~109 лет. Следовательно, скорость седиментации в изученных озерах варьирует от ~0.83 до ~1.47 мм/год, что несколько ниже средних значений скоростей седиментации (от 1.5 до 4.8 мм/год) в озерах региона [Масленникова и др., 2014]. Вероятно, это связано, что ранние исследования велись в непосредственной близости от промышленных предприятий и инфраструктуре, что увеличивает объем терригенного материала и пыли в озера с водосборных бассейнов. В то же время, озера, изученные для этой работы, находятся на небольшом отдалении, как промышленных предприятий, так и от самого города Челябинска.

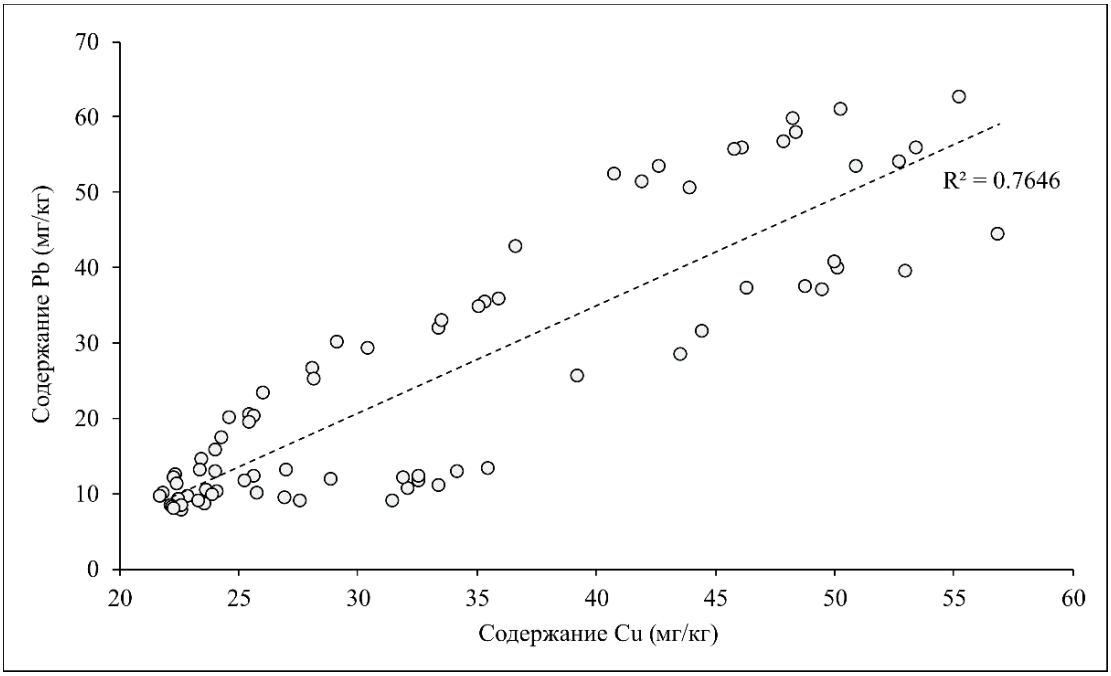


Рисунок 4.45 – Взаимосвязь концентраций Pb и Cu в современных отложениях озер вблизи города Челябинска

4.5. Факторы формирования геохимических особенностей донных отложений озер урбанизированных территорий

Рассматривая факторную модель накопления микроэлементов в колонках современных донных отложениях озер города Петрозаводска (Рис. 4.46), выделяются три ключевых фактора с суммарным вкладом в общую дисперсию 87%. Наибольший вес имеет фактор 1 (56%). С ним тесно связан большой спектр элементов, включающий не только тяжелые металлы (V, Cr, Ni, Cu и др.), но и щелочные металлы, редкоземельные элементы, Sr, Zr, Nb, U и Th. Кроме того, с фактором 1 отрицательную корреляцию имеет показатель глубины слоев залегания отложений. Иными словами, элементы, положительно коррелирующие с фактором 1, имеют тенденцию к накоплению в верхних слоях колонок современных отложений озер города Петрозаводска. Таким образом, фактор 1 здесь – это фактор времени образования отложений или палеолимнологический фактор. Элементы, которые связаны с ним, накапливались в современное время развития озер по единому принципу. То есть, не только «классические» загрязнители повышают свои концентрации в верхних слоях отложений озер города Петрозаводска, но и другие элементы, не имеющие четкой привязки к тому или иному источнику загрязнения в черте города или рядом с ним.

Схожие закономерности проявляются при анализе факторных моделей накопления микроэлементов в донных отложениях озер городов Мурманска, Мончегорска, Медвежьегорска и Суоярви. В частности, отложения озер всех перечисленных урбанизированных территорий Северо-Запада России накопление загрязнителей (тяжелые металлы) близко к характеру накопления редкоземельных элементов, щелочных металлов и некоторых других элементов. Например, фактор 1 (фактор времени или палеолимнологический фактор) в модели геохимических особенностей донных отложений озер города Мурманска имеет отрицательную корреляцию (-0.7) с показателем глубины залегания слоев отложений и положительную от 0.48 до 0.97 с тяжелыми металлами (V, Cr, Co, Cu, Ni, Cd, Sb, W, Pb, Bi), редкоземельными элементами, щелочными металлами, P, Ti, Nb, Ba и Th (Рис. 4.47). Как и в случае с озерами города Петрозаводска, указанные элементы накапливаются в современных отложениях озер по единой модели – увеличивая концентрации от нижних (фоновых) слоев отложений к верхним (загрязненным) за счет механического осаждения в техногенный период развития озер и его водосбора (Рис. 4.48).

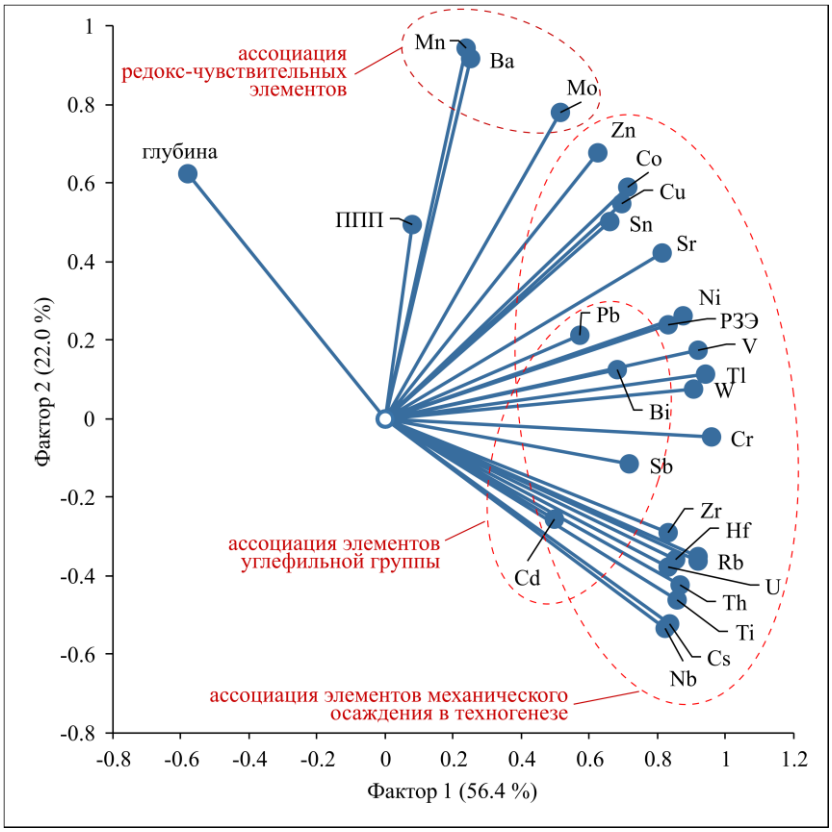


Рисунок 4.46– Факторная модель (представлены два наиболее значимых фактора) накопления микроэлементов в современных отложениях озер города Петрозаводска (Карелия)

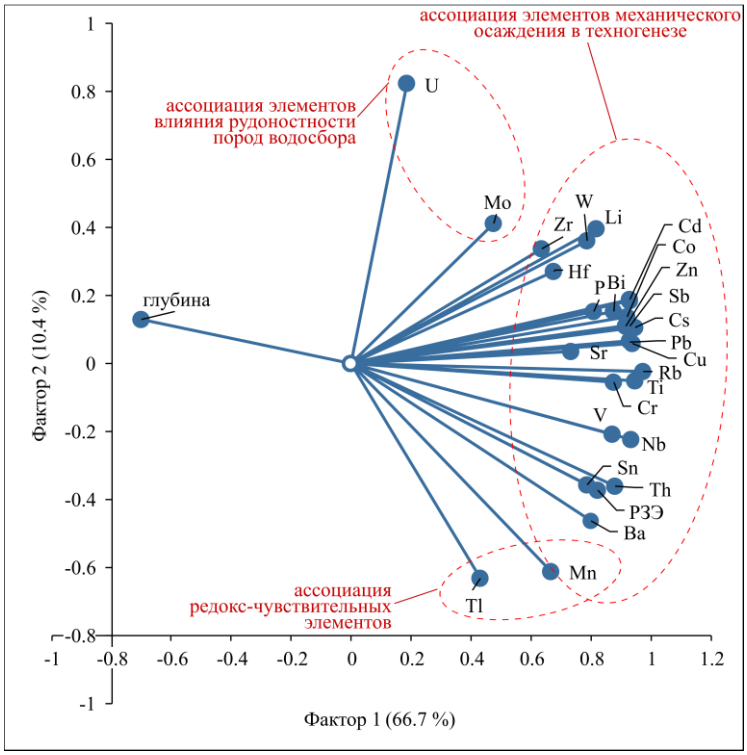


Рисунок 4.47 – Факторная модель (представлены два наиболее значимых фактора) накопления микроэлементов в современных отложениях озер города Мурманска

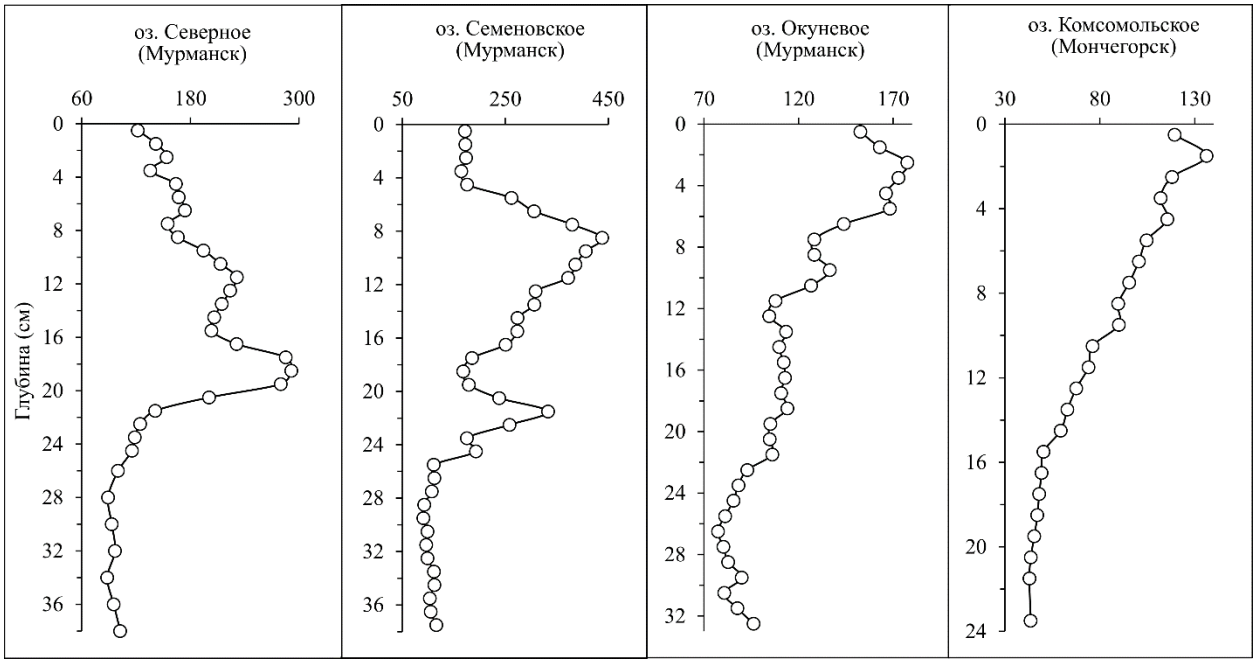


Рисунок 4.48 – Вертикальное распределение концентраций редкоземельных элементов (в мг/кг) в колонках некоторых городских озер Мурманской области

На графиках рисунка 4.48 четко виден рост концентраций редкоземельных элементов в процессе эволюции озер, подверженных антропогенной нагрузке, от фонового статуса до загрязненного. Важно отметить, что на фоновых территориях, изученных в Мурманской области, такой закономерности накопления редкоземельных и других литофильных элементов не наблюдается [Slukovskii et al., 2022]. На фоновых или условно-фоновых территориях чаще всего отмечается равномерное накопление редкоземельных элементов или повышение их концентраций от верхних (современных) слоев к нижним. В то же время, на территориях городов отмечается хорошая корреляция между ключевыми загрязнителями донных отложений озер и содержанием редкоземельных элементов. Например, в осадках озер города Мурманска редкоземельные элементы коррелируют с V (0.70), Cr (0.75), Co (0.71), Cu (0.72), Zn (0.72), Pb (0.69) и рядом других тяжелых металлов. Аналогичные закономерности отмечены также в современных отложениях озер городов Карелии и Мурманской области, исследованных в данной работе. Преимущественно, это относится исключительно к водоемам, которые находятся непосредственно в пределах городских территорий с их инфраструктурой и прочими атрибутами, то есть вблизи дорог, застройки (как прошлой, так и действующей), сельскохозяйственных полей или огородов и промышленных предприятий. Озера импактных зон Норильска, Челябинска, Архангельска (кроме Бутыгино)

не попадают в эту категорию, так как расположены на небольшой отдалении от урбанизированных территорий, хотя и испытывающие их влияние, что было показано выше.

Редкоземельные элементы лишь недавно стали объектами исследования для ученых-экогеохимиков. Отмечается, что главный агент-носитель их поступления в объекты окружающей среды городов – это пыль, которая образуется в результате активного освоения территорий в результате строительства сооружений и дорог, разрушения пород и почвенного покрова, деятельности промышленных предприятий, в том числе предприятий горнодобывающего комплекса [Faruque, Hawa, 2007; Rasmussen et al., 2017; Sun et al., 2017; Yuan et al., 2018; Balaram 2019; Liu et al. 2019]. Например, исследование почвы в Лондоне (Великобритания) показало, что обогащение городской почвы редкоземельными элеменами может быть связано с сельскохозяйственной практикой, выбросами автотранспорта или предприятий, урбанизацией [Yuan et al., 2018]. В почвах города Челябинска источниками редкоземельных элементов, как показали исследования [Krupnova et al., 2024], выступили выбросы металлургического завода, а также коренные породы (граниты) и осадочные отложения района исследования, так как они подвергались разрушению в результате роста урбанизации. Также исследование редкоземельных элементов в уличной пыли Чжучжоу (Китай) показало, что основными их источниками в исследуемой пыли являются местная почва и антропогенное загрязнение (выбросы от завода по сжиганию медицинских отходов, зола-унос цемента и зола-унос стали) [Sun et al., 2017]. Кроме того, концентрации редкоземельных элементов в листьях деревьев используются в качестве геохимических индикаторов антропогенного воздействия на городские территории и промышленные зоны [Yusupov et al., 2020].

Естественно, что из воздуха и почвы городская пыль поступает и в водоемы, что влечет за собой повышение концентраций разных элементов в воде и донных отложениях водных объектов, включая редкоземельные элементы [Sojka et al., 2019; Kreitsmann, Bau, 2023]. Например, отложения озера Поянху (Китай) имеют повышенные концентрации редкоземельных элементов вследствие прямых выбросов горнодобывающих и металлургических предприятий [Wang et al., 2019]. В другом китайском озере Аха на высокие концентрации редкоземельных элементов повлияла добыча угля [Wang et al., 2024]. Наибольший уровень накопления редкоземельных элементов отмечается в кернах осадков на глубинах от 10 до 30 см, что соответствует времени наиболее активного антропогенного влияния на водоем (Рис. 4.49). В целом, работы по оценке влияния антропогенного влияния на

накопление редкоземельных элементов в воде и донных отложениях единичны. Работы по оценке уровня накопления их в осадках городских озер в принципе пионерные.

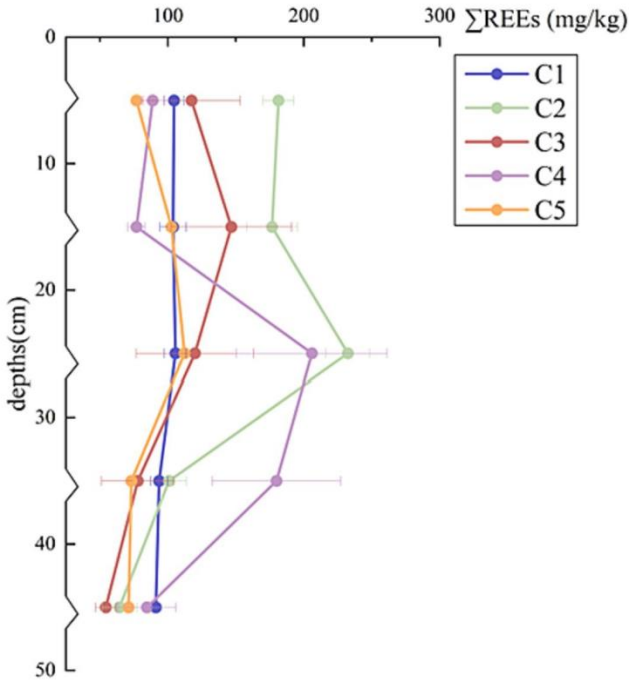


Рисунок 4.49 – Вертикальноераспределение концентраций суммы редкоземельных элементов в кернах отложений озера Аха (Китай) [Wang et al., 2024]

Анализируя спайдерграммы, на которых лантаноиды из колонок отложений городских озер Карелии нормированы на хондрит [Sun, McDonough, 1989], можно также отметить, что отдельные слои (наиболее загрязненные тяжелыми металлами) имеют большее содержание редкоземельных элементов (Рис. 4.50). Причем для озера Ламба это не самые верхние слои, как для других озер, на слои от 6 до 10 см, в районе которых были зафиксированы (Рис. 4.10) пики концентрация некоторых тяжелых металлов, что наглядно демонстрирует единство времени (но, вероятно, не по источнику) накопления разных по происхождению элементов в донных отложениях городских водоемов. Во всех остальных озерах, представленных на рисунке, наибольшее накопление лантаноидов приходится на самые верхние слои, что совпадает с тем, как накаливаются в изученных осадках некоторые главные элементы, например, Si, Ti, K, Ca и др. Учитывая, что и лантаноиды и главные элементы имеют природное (литогенное) происхождение, связанное с эрозией пород и почвенного покрова, но антропогенный характер миграции в водные экосистемы, то это

дополнительно демонстрирует связь редкоземельных элементов с терригенным материалом, поступающим в озера городских территорий извне. Несмотря на то, что отложения городских озер Карелии в основном представлены сапропелями с большим процентом органического вещества, в которых обычно накапливается меньшее количество редкоземельных элементов по сравнению с другими типами отложений [Страховенко и др., 2010], фактор урбанизированной среды меняет эти закономерности. Из-за влияния города органические отложения могут существенно обогащаться редкоземельными элементам, равно как и другими элементами литофильного генезиса.

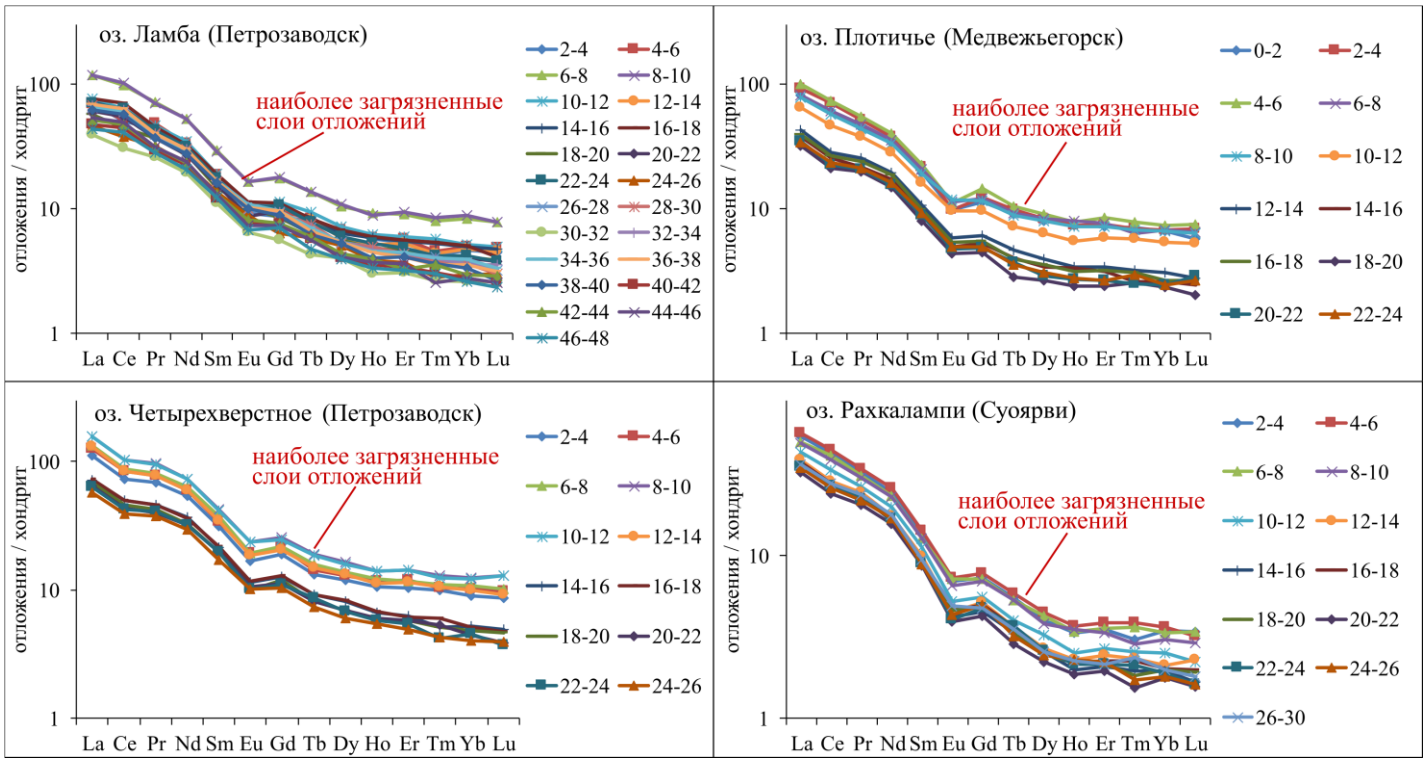


Рисунок 4.50 – Нормированные на хондрит концентрации редкоземельных элементов (лантаноиды) из современных отложений городских озер Карелии

Важным показателем фракционирования осадочных образований является соотношение La+Ce/Yb+Lu, то есть сумма двух крайних элементов легких и тяжелых редкоземельных элементов в ряду лантаноидов. Исследования показали, что значения показателя La+Ce/Yb+Lu в отложениях городских озер Карелии и Мурманской области носит вариативный характер, увеличиваясь или уменьшаясь по колонке осадков. При этом увеличение значения La+Ce/Yb+Lu от нижних слоев в верхним, что отмечается во всех отложениях озер урбанизированных территорий Мурманской области, говорит о доминирующей роли легких редкоземельных элементов над

тяжелыми в процессе геохимической трансформации осадков озер, а уменьшение, что отмечено на примере озер городов Карелии (Рис. 4.51), говорит об обратном процессе – доминирующей роли тяжелых редкоземельных элементов над легкими. Для фоновых районов отмечается иной тренд по соотношению La+Ce/Yb+Lu: либо полученные значения не меняются или слабо меняются по осадочному разрезу, либо наблюдается увеличение значений соотношения La+Ce/Yb+Lu от нижних слоев отложений к верхним.

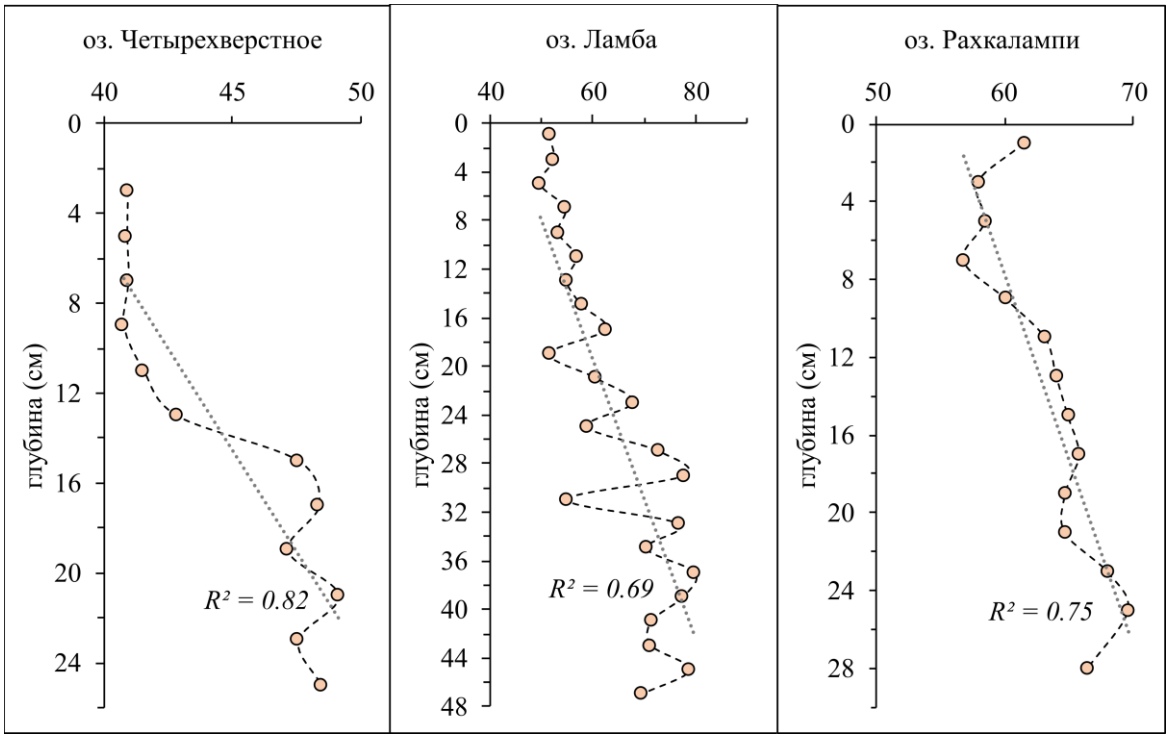


Рисунок 4.51 – Вертикальное распределение значений соотношения La+Ce/Yb+Lu в колонках городских озер Республики Карелии

Во многом разница между озерами городских территорий Карелии и Мурманской области связана с тем, что в результате антропогенного преобразования урбанизированной среды в озера Мурманской области поступают только легкие редкоземельные элементы, а уровень концентраций тяжелых остается стабильным на протяжении всего периода современной седиментации. В тоже вермя озера городской среды Карелии обогащаются, как легкими, так и тяжелыми редкоземельными элементами, что отражается на сильной корреляционно связи между суммами La+Ce и Yb+Lu в отложениях озер урбанизированных районов Карелии (Рис. 4.52). Аналогичное соотношение, расчитанное для озер Мурманской области, показывает, что легкие редкоземельные элементы «утягивают» график в свою сторону, что сказывается на отсутсвтии корреляции между легкими и тяжелыми

редкоземельными элементами в отложениях городских озер Мурманской области. Хотя на фоновых территориях обоих регионов Северо-Запада России все редкоземельные элементы ведут себя преимущественно единообразно, демонстрируя схожесть своих химических свойств при миграции и аккумуляции [Юдович, Кетрис, 2011]. Вероятно, большее накопление легких редкоземельных элементов по сравнению с тяжелыми, которые часто вообще остаются в стабильном состоянии, сказывается, как местная геология, так и более интенсивное высвобождение легких редкоземельных элементов из пород и осадков водосборной площади по отношению к тяжелым редкоземельным элементам.

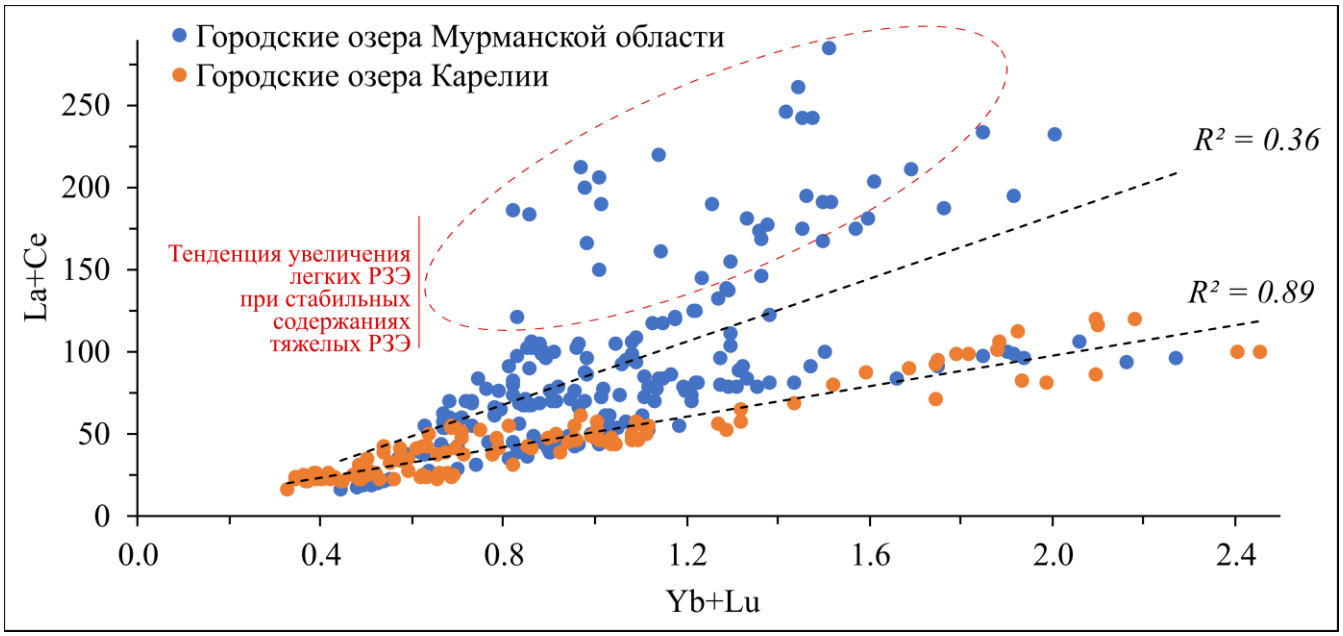


Рис. 4.52 – Соотношение легких и тяжелых редкоземельных элементов в отложениях озер урбинизированных территорий Карелии и Мурманской области

Отдельно следует упомянуть о влиянии деятельности АО «Апатит» (Мурманская область), на котором происходит добыча и переработка апатит-нефелиновой руды для получения фосфорных удобрений, на обогащение редкоземельными элементами отложения озер Большой Вудъявр (г. Кировск). Так, детальный анализ колонки отложений этого городского озера выявил тенденцию к повышению концентраций La (до 535 мг/кг, при минимуме в керне 84 мг/кг), Ce (до 802 мг/кг, при минимуме в керне 128 мг/кг), Sm (до 44 мг/кг, при минимуме в керне 7.3 мг/кг) и Eu (до 13 мг/кг, при минимуме в керне 2) [Dauvalter et al., 2022]. Суммарная концентрация редкоземельных элементов в этом озере достигает 1950 мг/кг, что в несколько раз выше, чем во всех других озерах, подверженных антропогенной нагрузке [Slukovskii et al., 2025].

Аналогичное явление относительно влияния добычи фосфорных удобрений на повышенное накопление редкоземельных элементов в отложениях описано на примере реки Тежу в Португалии [Brito et al., 2018]. Однако суммарные концентрации в этом исследовании значительно ниже. Более низкие концентрации редкоземельных элементов отмечены в отложения озера Имандра, на которое также оказывает влияние АО «Апатит». Однако в крупнейшем озере Мурманской области отмечаются схожие тенденции накопления редкоземельных элементов, как и в отложениях озера Большой Вудъявр. Палеолимнологические исследования установили увеличение концентраций редкоземельных элементов в осадках озера Имандра на глубине 10 см, что соответствует началу работы горно-обогатительного комбината. Наибольшие концентрации редкоземельных элементов (до ~240 мг/кг для La (фон 56.5 мг/кг) и до ~400 мг/кг для Ce (фон 80.6 мг/кг)) в изученных осадках относятся к 1970-м годам – периоду наиболее активной добычи руды [Dauvalter et al., 1999].

Следует отметить, что редкоземельные элементы, как показывают исследования [Mao et al., 2014], хорошо коррелируют с тонкими фракциями донных отложений из терригенной составляющей осадков. Также редкоземельные элементы в изученных отложениях городских озер и озер урбанизированных территорий положительно значимо коррелируют с Li, который считается геохимическим индикатором тонких фракций [Loring, 1990; Yeats et al., 2005], так как этот элемент, как отмечается «пассивно» мигрирует в глинистых взвесях вод, а в самой воде его концентрации крайне малы [Ахметов, 2009]. Вместе с другими щелочными металлами (Rb и Cs) Li, как и редкоземельные элементы, тесно связан с фактором 1 в факторных моделях, построенных на основе исследования геохимических особенностей озер городских территорий Карелии и Мурманской области (Рис. 4.46 и Рис. 4.47). Следовательно, щелочные металлы накапливаются по тому же принципу, увеличиваясь от нижних (более древних) к верхним (современным) слоям современных отложений исследованных озер (Рис. 4.53). Ранее при исследовании речных отложений города Петрозаводска было показано единство миграции и аккумуляции щелочных металлов и основных загрязнителей водных объектов из числа тяжелых металлов [Слуковский, Светов, 2016]. Была отмечена высокая положительная корреляция между этими группами элементов, имеющих разное происхождение, но единый паттерн накопления в водной среде. То же самое отмечается и в озерных отложениях городских озер. Например, в отложениях озер города Петрозаводска Li тесно коррелирует (R от 0.55 до 0.92) с Cr, Tl, V, W, Ni, Sb и Bi. С теми же тяжелыми металлами тесно коррелируют Rb (R от 0.53 до 0.90)

и Cs (R от 0.58 до 0.83). Между собой указанные щелочные металлы также имеют крайне высокую и положительную корреляцию, так как в гипергенезе они часто мигрируют и осаждаются в отложениях вместе, по единой модели [Sreekumaran et al., 1968]. Этим же можно объяснить то, что они близко связаны с одними и теми же загрязнителями изученных водных объектов. В отложениях озер города Мурманска и Медвежьегорска спектр элементов-загрязнителей, тесно коррелирующих с щелочными металлами (Li, Rb, Cs), еще шире. В первом случае туда входят Co, Pb, Sb, Ni, Bi, Cu, Cd, Cr, W, Zn и V, которые коррелируют с Li на уровне от 0.55 до 0.82, Rb – от 0.75 до 0.91 и Cs – от 0.65 до 0.88. Во втором случае в современных городских осадках с щелочными металлами тесно связаны Sb, Pb, Bi, Sn, Cd, Cr, Ni, Tl, Zn, Co, W и Cu. Как и в случае с озерами города Петрозаводска, спектры элементов, с которыми тесно положительно коррелируют щелочные металлы, в озерах других городов – едины.

Как уже отмечалось, Li хорошо связывается с тонкими (глинистыми) фракциями отложений, а, учитывая, что тонкие фракциями чаще всего характеризуются отложения в глубоких участках водоемов, то и содержание Li может возрастать от прибрежной части озера к району интенсивной аккумуляции глинистых частиц [Förstner, 1977]. В той или иной степени, это можно наблюдать и в настоящем исследовании. Например, в озерах города Петрозаводска (Ламба и Четырехверстное) установлено повышение доли фракций 0.01-0.05 и 0.005-0.01 мм в верхних слоях отложений озер (Рис. 4.54), что согласуется с тенденцией к более интенсивному накоплению щелочных металлов в этих горизонтах осадков (Рис. 4.55), а также некоторых тяжелых металлов, что также логично, так как известно, что тяжелые металлы могут тяготеть (однако, не всегда и не все элементы) к тонким фракциям донных отложений озер [Даувальтер, 2012]. Среди озер города Мурманска в плане гранулометрического состава выделяется озеро Ледовое, в отложениях которого преобладают фракции 0.01-0.05 и 0.005-0.01 мм (42 и 52 %, соответственно). В то же время в целом для остальных озер города Мурманска характерно содержание фракции 0.005-0.01 мм от 3 до 12%, а фракции 0.01-0.05 мм от 25 до 37 % [Слуковский и др., 2023]. Такое различие в гранулометрическом составе осадков города Мурманска, расположенных компактно на одной территории, сказывается и на содержании щелочных металлов в современных отложениях озер: в озере Ледовом установлены наибольшие концентрации Li, Rb, Cs среди всех других озер импактной зоны города Мурманска (Рис. 4.23). Однако такие закономерности прослеживаются не во всех городских озерах и вообще не прослеживаются в озерах, расположенных вне городских территорий или в фоновых районах. В

частности, повышенные концентрации щелочных металлов не коррелируют с гранулометрическим составом отложений озер, в отложениях которых отмечается более 60% органического вещества, так как органика также входит в расчет гранулометрических фракций, а крупные частицы органики могут связывать различные элементы, включая щелочные металлы [Слуковский, 2014]. Кроме того, щелочные металлы, как рассеянные элементы, могут входить в минеральные структуры более крупного размера [Ахметов, 2009]. Имеются сведения о том, что щелочные металлы (в основном в изотопном виде) могут поступать в водоемы в результате антропогенного влияния (прямые выбросы от тех или иных источников) [Бакунов и др., 2019]. Однако в районах, изученных в данной работе, таких источников нет.

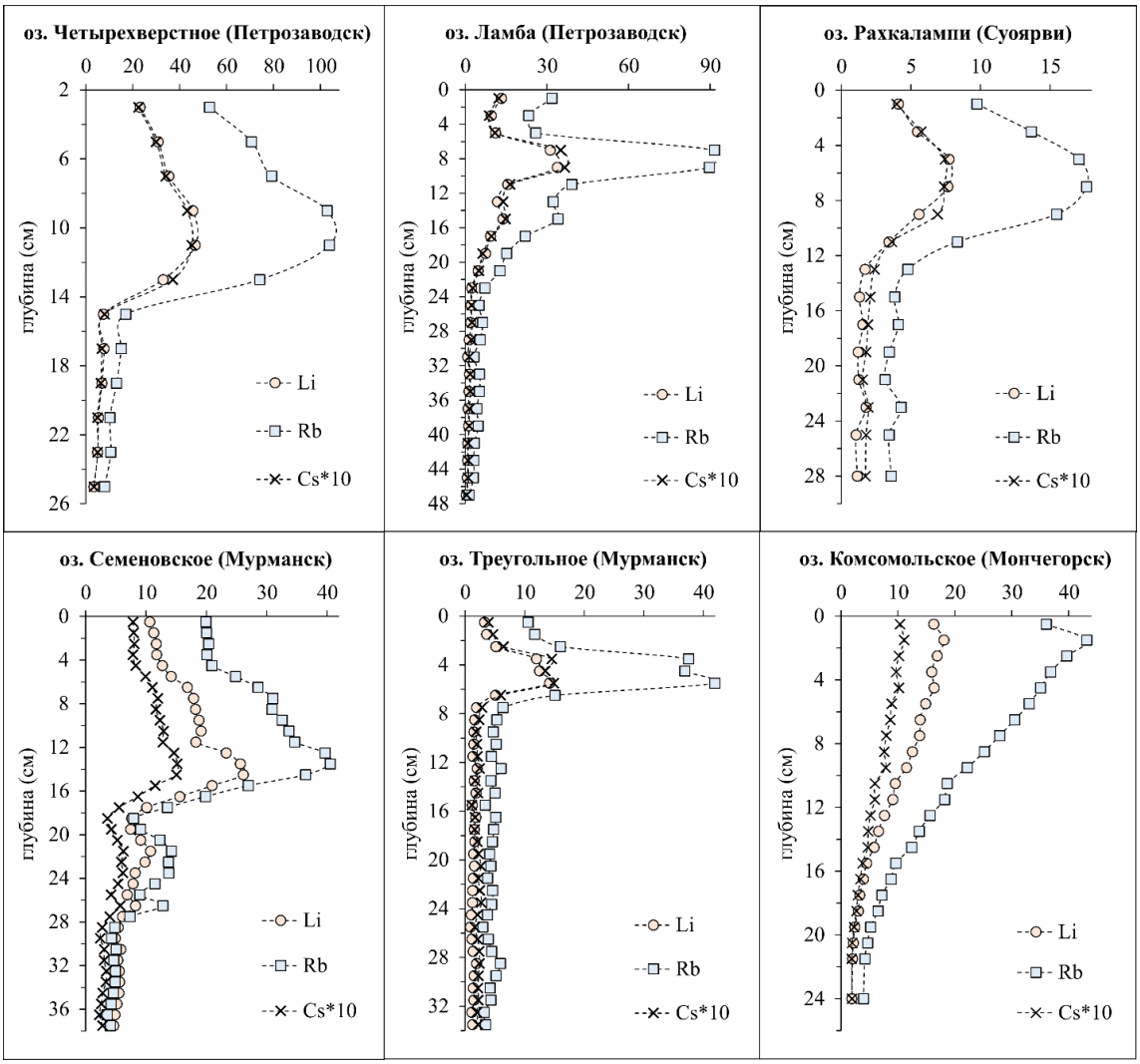


Рисунок 4.53 – Вертикальное распределение концентраций щелочных металлов (Li, Rb, Cs, в мг/кг) в колонках некоторых городских озер Северо-Запада России

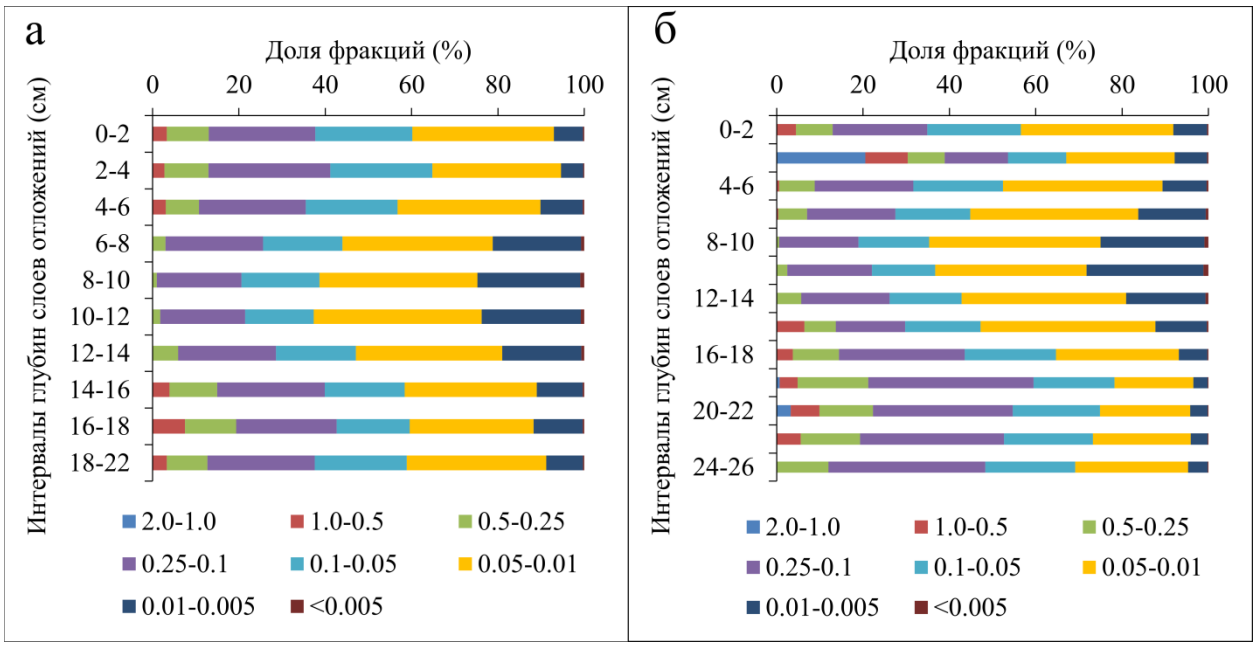


Рисунок 4.54 – Вертикальное распределение гранулометрических фракций современных отложений озер города Петрозаводска

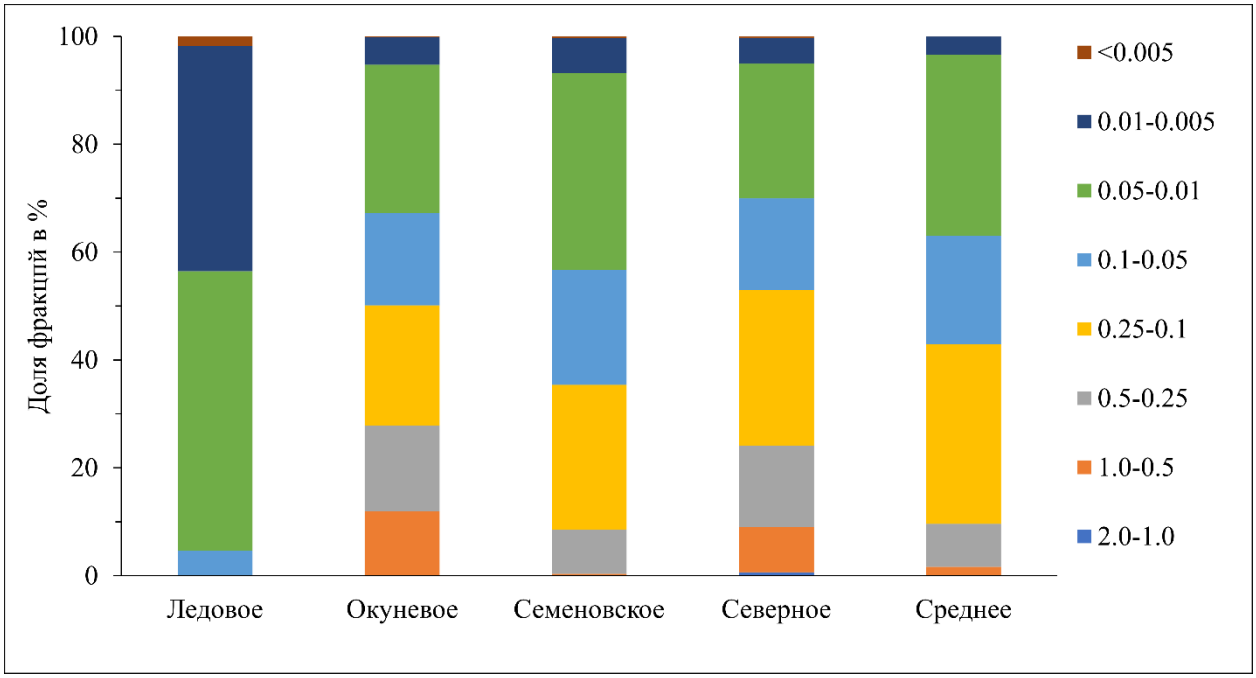


Рисунок 4.55 – Средние данные по гранулометрическому составу отложений озер города Мурманска

Вышепоказанные данные говорят о том, что тонкие фракции донных отложений и Li, как их индикатор, не коррелируют в отложениях озер с тяжелыми металлами абсолютно. Во-первых, на это может влиять кислый петрофонд, что свойственно, например, территории Карелии, так как в гранитах содержится большое количеством щелочных металлов [Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007], а, во-вторых, тяжелые металлы могут иметь иные

формы миграции и накопления в отложениях озер. Также зачастую неминуема двойственная природа элементов в процессе поступления и аккумуляции их в осадках. В факторных моделях геохимических особенностей отложений озер городов Петрозаводска и Мурманска выделяется фактор 2, имеющий вес 22 % и 10.4 %, соответственно (Рис. 4.46 и Рис. 4.47). В первом случае в него входят Mn (с коэффициентом корреляции 0.94), Ba (0.92), Mo (0.78), Zn (0.68), глубина (0.63), Co (0.59) и Cu (0.55). Марганец и барий увеличивают в колонках отложений (в частности, озера Ламба) свои концентрации от верхних слоев к нижним, остальные металлы имеют два пика повышенных концентраций (Рис. 4.10), что связывается с деятельностью машиностроительных предприятий, работавших в городе Петрозаводске в разное время [Слуковский и др., 2017]. В случае современных осадков озер города Мурманска, с фактором 1 наиболее тесно коррелируют U (0.82), Tl (-0.63), Mn (-0.61) и Ba (-0.46) (Рис. 4.46 и Рис. 4.47). Марганец выделяется также при анализе факторной модели озер города Медвежьегорска, где этот металл также связан (коэффициент корреляции – -0.65) со вторым фактором, куда кроме Mn входят еще редкоземельные элементы (-0.52), W (0.72) и U (0.49) (Рис. 4.56). Во всех описанных случаях фактор 2 – это фактор специфических геохимических связей в отложениях, в том числе фактор редокса, в первую очередь из-за Mn, который известен своей чувствительностью к изменениям окислительно-восстановительных условий в водной среде, главным образом, на границе воды и донных отложений [Даувальтер, Ильяшук, 2007; Юдович, Кетрис, 2011]. На Севере России широко распространены аномалии концентраций Mn (вместе с Fe) в самых верхних слоях донных отложений озер из-за того, что оба металла осаждаются из насыщенной кислородом водной среды (окислительные условия) в бескислородную (восстановительную) среду поверхностных слоев осадков. Так, как уже отмечалось выше в главе 1, образуются железомарганцевые конкреции или иные железомарганцевые соединения, которые хорошо сорбируют различные микроэлементы (Ba, Ni, Co, редкоземельные элементы и др.) [Мартынова, 2012; Страховенко и др., 2018].

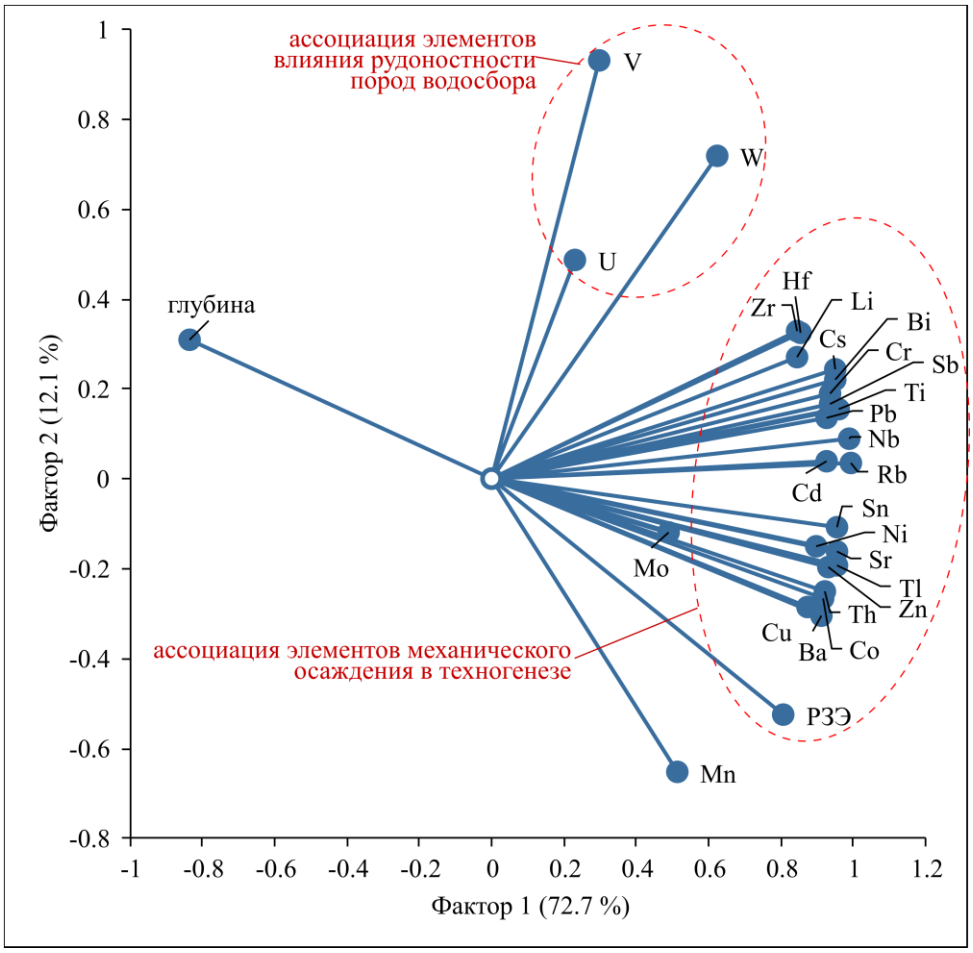


Рисунок 4.56 – Факторная модель (представлены два наиболее значимых фактора) накопления микроэлементов в современных отложениях озер города Медвежьегорска (Карелия)

Кроме Mn, другие элементы, включая микроэлементы, также могут быть индикаторами редокс-условий в процессе осадконакопления. Например, к их числу относится Tl [Юдович, Кетрис, 2011]. Известно, что накопление Tl в океанских железомарганцевых конкрециях считают доказательством высокого значения Eh среды. Накопление Tl в конкрециях говорит о том, что в присутствии сильных окислителей (например, MnO_2) Tl^+ переходит в Tl^{3+}. Последний, как и другие элементы-гидролизаты, способен интенсивно сорбироваться на Fe-Mn-гидроксидах [Савенко, 2001; Gao et al., 2007]. Это, вероятно, и отмечается в отложениях озер города Мурманска, где между Mn и Tl установлена тесная корреляционная связь с коэффициентом 0.68, а таже оба металла входят в ассоциацию Mn-Tl-Ba из-за хорошей связи с фактором 2 в факторной модели геохимических особенностей отложений озер города Мурманска (Рис. 4.49). В основном это происходит из-за взаимосвязи между концентрациями Mn и Tl в отложениях озер Северное и Окуневое, отличающихся небольшой глубиной и большим содержанием органики в

осадках. При этом, основным источником поступления Tl, как тяжелого металла, в водоемы является атмосферные выбросы и твердые отходы от сжигания угля и выплавки черных и цветных металлов [Ewers, 1988; Lisetal 2003]. Хорошей иллюстрацией этих данных является исследование канадских геохимиков, где проводится сравнение реконструированных исторических записей Tl с записями полициклических ароматических углеводородов и Pb в отложениях озер Возе и Тантаре (lakes Vose and Tantaré), образующихся при сжигании угля или в результате плавильной деятельности (Рис. 4.57). Данные показывают, что сжигание угля является основным источником атмосферного Tl для озера Тантаре, а дополнительным важным источником Tl для озера Восе является близлежащий плавильный завод [Laforte et al., 2005]. При этом авторы отмечают, что диагенетическое моделирование в отложениях двух типичных озер Канадского щита показывает, что таллий представляет значительную постседиментационную подвижность, которую необходимо учитывать при интерпретации осадочных профилей Tl. Это важно иметь в виду и в настоящих исследованиях на Севере России.

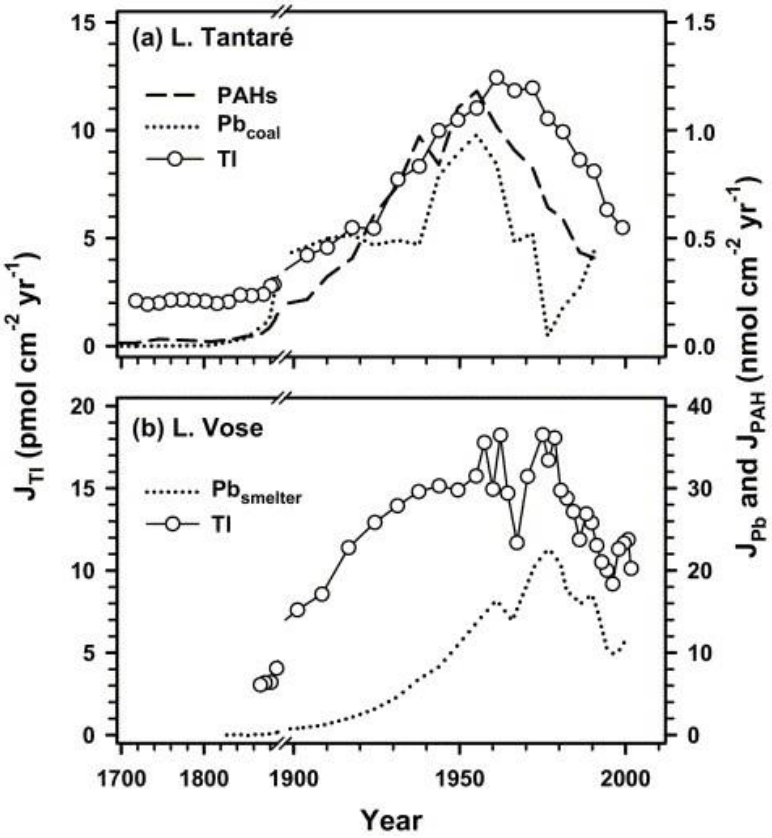


Рисунок 4.57 – Сравнение исторических записей потока таллия с данными пополициклическим ароматическим углеводородам (умноженными на 5) и Pb, полученными в результате сжигания угля, в озерах Тантареи Возе [Gallon et al., 2005; Laforte et al., 2005]

Несмотря на то, что Ba не является редок-чувствительным элементом [Юдович, Кетрис, 2011], его часто отмечают в составе железомарганцевых образований донных отложений водоемов разных уровней. Например, в железомарганцевых корках Японского моря было отмечено повышенное содержание Ba (до 3%). Важно отметить, что больше всего Ba было в образцах, в которых соотношение Mn/Fe>1, то есть, где больше Mn [Астахова, 2019]. В железомарганцевых образованиях донных отложений Южного Урала, где Mn достигает 19%, концентрации Ba в среднем составляют 3.4%, доходя до 9% [Велизер и др., 2012]. Таким образом, тесная связь между Mn и Ba, отмеченная в озерах разных районов исследования (Петрозаводск, Мурманск, Челябинск) (Рис. 4.46 и Рис. 4.47), объясняется сорбцией концентраций Ba железомарганцевыми образованиями отложений озер изученных озер импактных зон урбанизированных территорий (Рис. 4.58). Причем, в этих озерах абсолютные концентрации элементом могут сильно отличаться друг от друга. Например, в озере Ламба эти тенденции сохраняются даже при крайне высоких содержаниях обоих металлов в осадках из-за специфики происхождения их (железистый сапропель) [Слуковский и др., 2017]. Важно отметить, что несмотря на то, что Ba чаще всего встречается в водных объектах (и вообще в природе) в виде минерала барита $BaSO_4$ [Астахова, 2019], в пресноводных водоемах в донных отложениях Ba может встречаться в форме другого минерала – голландита ($MnBaMn_6O_{14}$), куда, как видно из формулы входит и Mn [Мартынова, 2012]. Кроме того, Ba в определенных случаях может быть связан с антропогенной деятельностью, поступая в водоемы в результате деятельности горнодобывающих предприятий и других видов промышленности [Lu et al., 2018]. Однако в озерах, изученных в данной работе, Ba проявляется как литофильный элемент и его генезис связан с процессами выветривания почвенного покрова и пород водосборной площади.

Безусловно, в факторных моделях, построенных на основе состава микроэлементов в современных отложениях, выделяются также и техногенные ассоциации (хотя и не все), связанные с тем или иным видом загрязнения водных объектов в городах и в импактных зонах урбанизированных территорий. В отложениях озер города Петрозаводска выделяется ассоциация Pb-Cd-Sb-Bi-Sn, элементы которой коррелируют (R от 0.34 до 0.68) с фактором 3, который имеет вклад в общую дисперсию 9% (Рис. 4.46). Это фактор влияния дальнего атмосферного переноса загрязнителей-углефилов, которые, как было показано выше, являются приоритетными загрязнителями отложений озер урбанизированных территорий Карелии (Табл. 4.1). Однако для других районов в целом, где озера расположены непосредственно в городской черте, эти элементы оказываются

«зашифрованы» в доминирующий фактор, так как вместе с литофильными элементами тяжелые металлы мигрируют в одно и то же время и осаждаются механически, что не позволяет выделить их при помощи факторной модели. С другой стороны, при наличии одного существенного источника загрязнения, как например, металлургический завод в городе Мончегорске, в факторной модели может выделиться ассоциация элементов, связанных с этим источником загрязнения. Согласно анализу факторов, формирующих элементных состав отложений Космомольское и Нормальное (Рис. 4.59), ключевые факторы, чей вклад в общую дисперсию составляет 88%, это фактор 1 (временной фактор или палеолимнологический) и фактор 2 (фактор специфических геохимических связей). К первому относятся, как тяжелые металлы (Pb, Sb, Zn, V), связанные с антропогенным влиянием, так и литофильные элементы (Nb, Ba, Li, Ti, Zr, U), входящие в состав городской пыли, образующейся в результате разрушения почвы и пород на водосборе. С фактором 2 тесно связаны исключительно тяжелые металлы (Ni, Cu, Co, Mo, Cd, Bi, Sn), которые поступают по специфической модели в озера в результате выбросов металлургического завода. Коэффициенты корреляции этих металлов с фактором 2 варьируют от 0.66 до 0.92. Схожую техногенную ассоциацию элементов, куда входят тяжелые металлы Cd, Cu, Ni, Bi, Zn, Sb, Pb, Co и Mo, мы видим при анализе факторной модели геохимических особенностей отложений озер в импактной зоне города Норильска (Рис. 4.60), что логично, учитывая, что металлургические медно-никелевые производства в Мурманской области и на севере Красноярского края имеют одну специфику. Следовательно, и специфика выбросов от заводов в Мончегорске и Норильске схожа. Элементы, которые тесно коррелируют с фактором 2 (27.5% от величины общей дисперсии), накапливаются по одной модели, увеличивая свои концентрации от нижних слоев к верхним (Рис. 4.40). Поэтому показатель глубины имеет значимую отрицательную корреляцию с этим фактором. Остальные элементы, поступающие в озера в результате эрозии берегов, разрушения почв и пород водосбора, то есть элементы из первичных минералов, коррелируют с фактором 1 (42.5% от веса всех факторов).

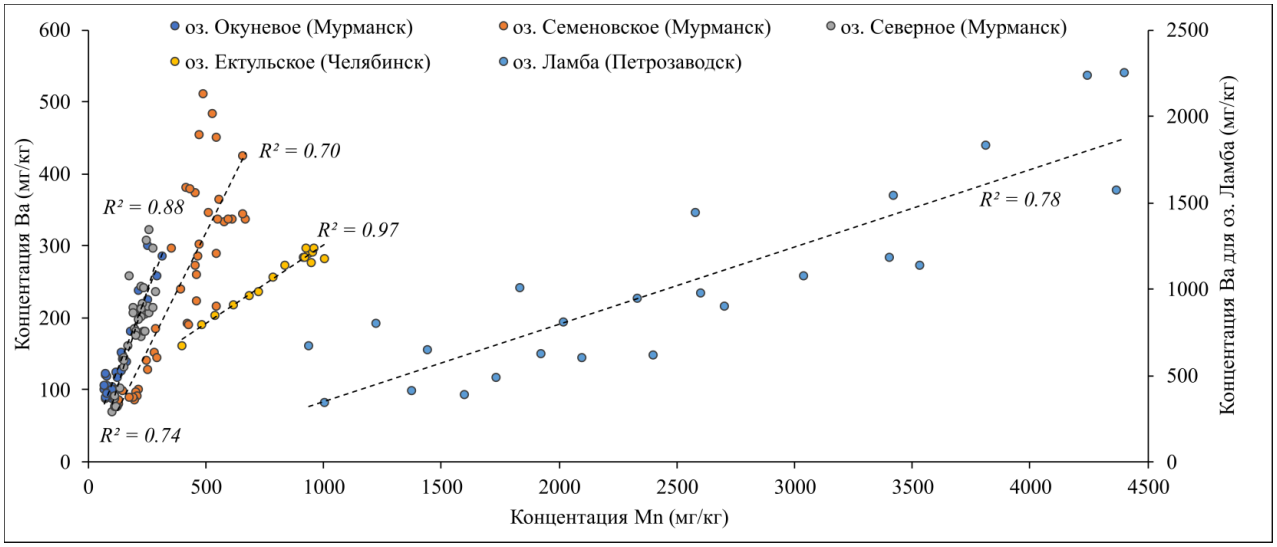


Рисунок 4.58 – Взаимосвязь концентраций Mn и Ba в отложениях озер разных импактных зон урбанизированных территорий

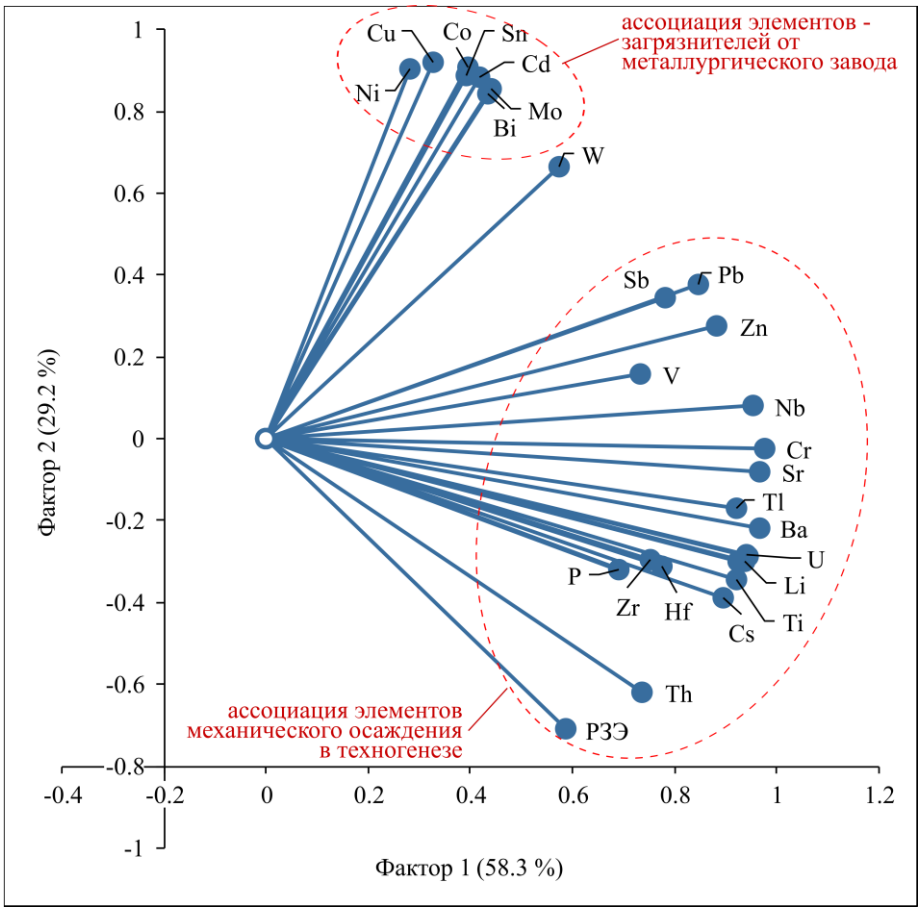


Рисунок 4.59 – Факторная модель (представлены два наиболее значимых фактора) накопления микроэлементов в современных отложениях озер города Мончегорска (Мурманская область)

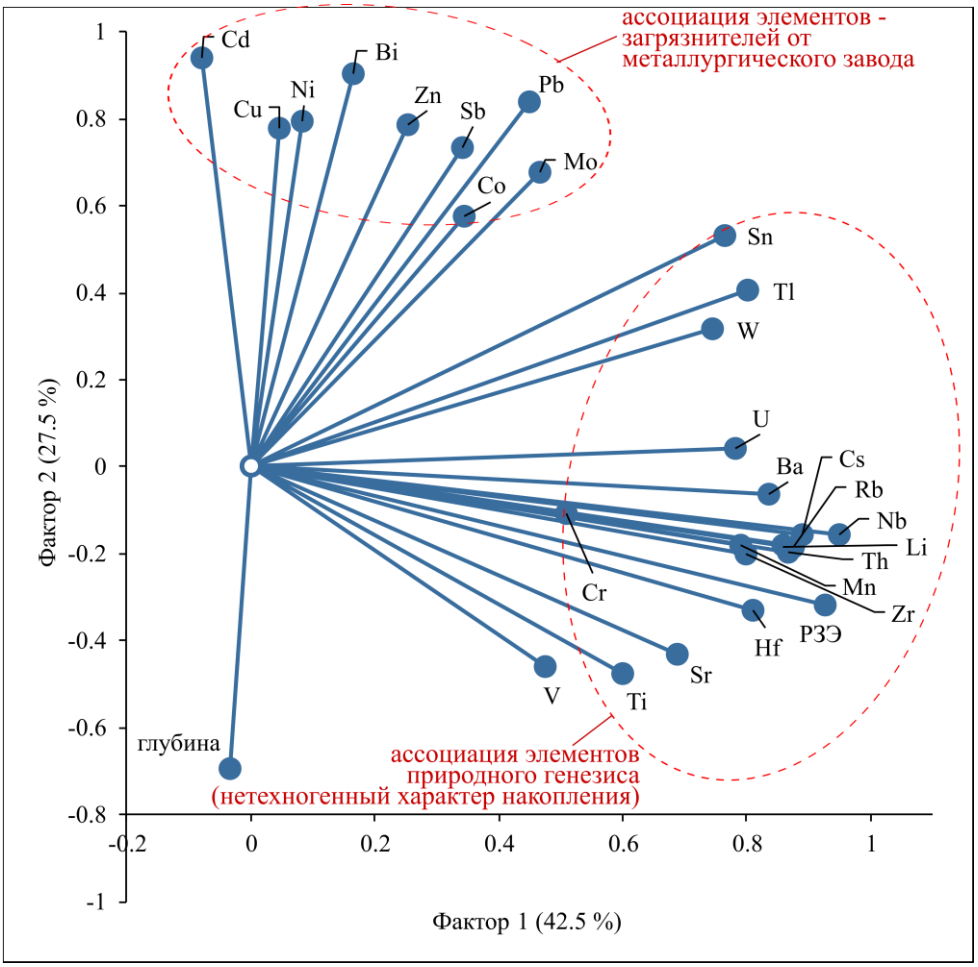


Рисунок 4.60 – Факторная модель (представлены два наиболее значимых фактора) накопления микроэлементов в современных отложениях озер импактной зоны города Норильска

В отложениях других исследованных озер импактных зон урбанизированных территорий, которые находятся вне непосредственно городских районов, основные загрязнители из числа тяжелых металлов выделяются в отдельные ассоциации, куда не входят литофильные элементы. То есть в этих случаях нет пылевой нагрузки – микроэлементы, входящие в состав породообразующих минералов местных горных пород, поступают в озера без дополнительной антропогенной нагрузки («ускорения»). Например, в факторной модели геохимических особенностей донных отложений озер района города Челябинска фактор 1, на долю которого приходится 43% общей дисперсии, включает в себя Li, Ti, V, Mn, Co, Ni, Rb, Zr, Nb, Cs, Ba, Th и редкоземельные элементы (Рис. 4.61). В тоже время высокие по модулю (<-0.5) отрицательные коэффициенты корреляции с этим фактором отмечены для P, Cd, W, Pb и Bi. Таким образом, фактор 1 – это фактор состава первичных породообразующих минералов пород района исследования (гранитоиды, вулканиты, глины, пески и другие осадочные образования).

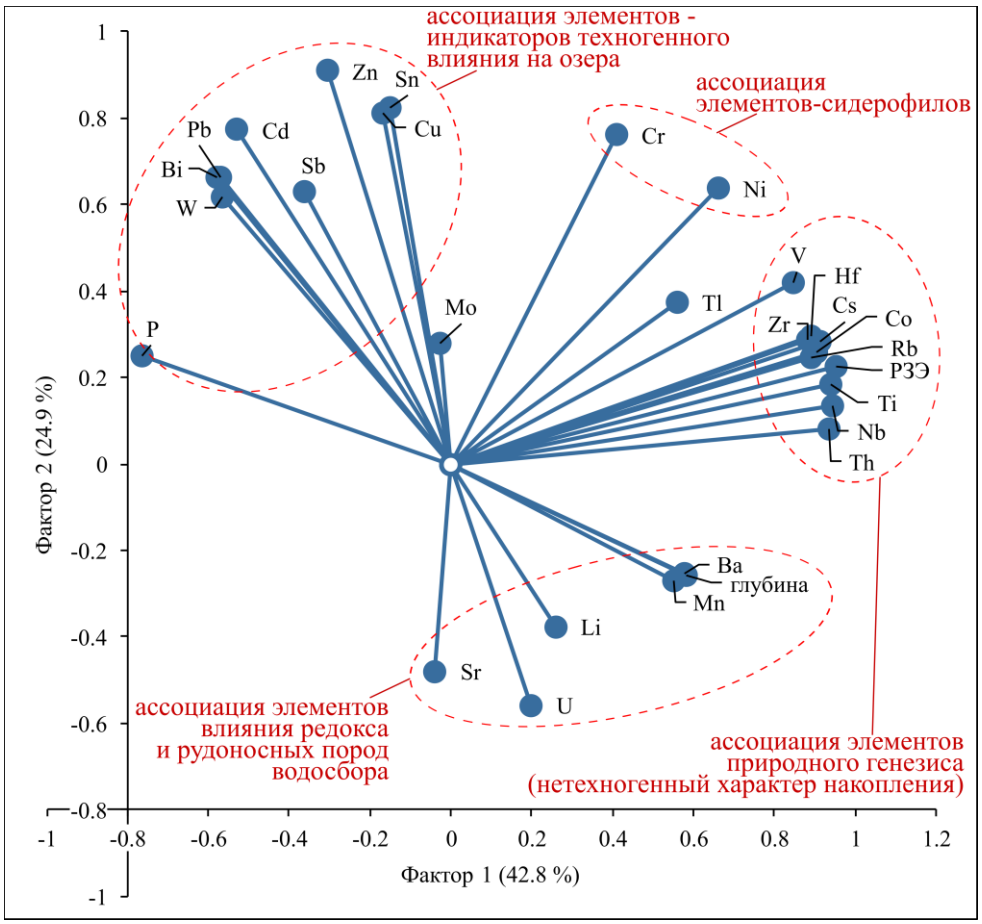


Рисунок 4.61 – Факторная модель (представлены два наиболее значимых фактора) накопления микроэлементов в современных отложениях озер импактной зоны города Челябинска

Со вторым фактором, определяющим ~25% всей факторной нагрузки, тесно связаны Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, W, Pb и Bi. Отрицательные коэффициенты корреляции (<-0.5) со вторым фактором имеют Sr и U. Благодаря этому фактору, фактору антропогенного влияния на озера, выделяется техногенная ассоциация элементов, включая в себя тяжелые металлы, связанная с ключевыми источниками загрязнения района исследований. Такая же ассоциация элементов отмечается при анализе геохимических особенностей озера Уфимского (Челябинская область), что подтверждает верность сделанных выводов и демонстрирует единую модель загрязнения озер региона [Масленникова и др., 2014]. В модели факторных нагрузок озер импактной зоны города Челябинска выделяется также фактор 3 (20% от веса всех факторов), с которым тесно (> 0.5) коррелирует с Li, Mn, Cu, Sr, Sb, Ba и U. Это фактор редокса (Mn, Ba, о которых уже говорилось выше) и специфических геохимических ассоциаций. Известно, что U часто имеет повышенные концентрации в озерах Челябинской области и вообще Южного Урала [Масленникова и др., 2014], что связано с влиянием горных пород,

обогащенных этим элементом (например, на юге Челябинской области известно крупное месторождение U – Санарское, развитое в коре выветривания на гранитах) [Геология…, 1973]. При этом в природных водах и донных отложениях он вместе с Sr часто связан с карбонатными комплексами [Страховенко и др., 2018]. Именно этим можно объяснить связь U и Sr в изученных отложениях и тот факт, что оба этим элемента имеют повышенные концентрации в изученных отложениях по сравнению с фоном (Рис. 4.43).

В целом концентрации U в отложениях озер импактной зоны города Челябинска варьируют от 1 до ~12 мг/кг, достигая наибольших значений в осадках озер Теренкуль и Еткульское (Рис. 4.43). Во всех озерах U имеет наибольшие концентрации в нижних слоях колонок отложений (Рис. 4.62), что говорит о его геогенной природе [Страховенко, 2011; Иванов, Арбузов, 2019] и эффекте природного обогащения отложений озер этим металлом. Кроме U, в отложениях исследованных озер аналогичным образом накапливаются редкоземельные элементы, Th, Mo и ряд других элементов. Классическое соотношение Th/U в исследованных отложениях озер колеблется от 0.3 до 3.9 (наибольшие значения в солоноватых озерах Теренкуль и Еткульское), что согласуется с тем, что в соленых водах обычно величина соотношения Th/U стремится к нулю, а также с тем, что в изученных отложениях зафиксированы вышекларковые концентрации U (Th, наоборот, имеет концентрацию ниже кларка) [Юдович, Кетрис, 2011]. Схожие закономерности накопления U отмечены и в других озерах региона. Например, в керне отложений озера Сырыткуль, возраст которого составляет более 11500 лет, содержание U достигает 88.2 мг/кг, оно зафиксировано в карбонатных осадках с торфяными слоями, накопленными во влажных условиях потепления климата [Maslennikova et al., 2020]. Минимальные концентрации U в отложениях озера Сырыткуль (3.7 мг/кг) характерны для озерной глины. То есть, U тяготеет к органическим отложениям, что согласуется с общей концепцией накопления этого элемента, исследованного на примере торфяников северного полушария Земли [Водяницкий, 2019]. В другой работе в керне голоценовых отложений озера Плесне (Чехия), возраст которых составляет ~15 тыс. лет, содержание U в слоях, бедных органикой, варьировалось от 16 до 51 мг/кг, тогда как в слоях органического осадка содержание U было максимальным для всей последовательности осадков (1127 мг/кг) [Procházka et al., 2020]. Это также говорит о связи U с органическим веществом отложений озер, главным образом гумусовых кислот (гуминовых и фульвокислот) отложений. В первую очередь, эти вещества способствуют выщелачиванию U (преимущественно в форме иона U^{6+} из материнской породы с образованием устойчивых соединений [Li et al., 1980; Водяницкий и др., 2019]. В этих соединениях U уже

представлен в форме иона со степенью окисления 4^+. Процессу восстановления U способствуют металлоредуцирующие микроорганизмы, использующие различные фракции гумусовых кислот в качестве источника энергии [Gu, Chen, 2003]. Кроме этого, процесс биоредукции U^{6+} контролируется и другими, в том числе геохимическими, факторами [Слуковский и др., 2020].

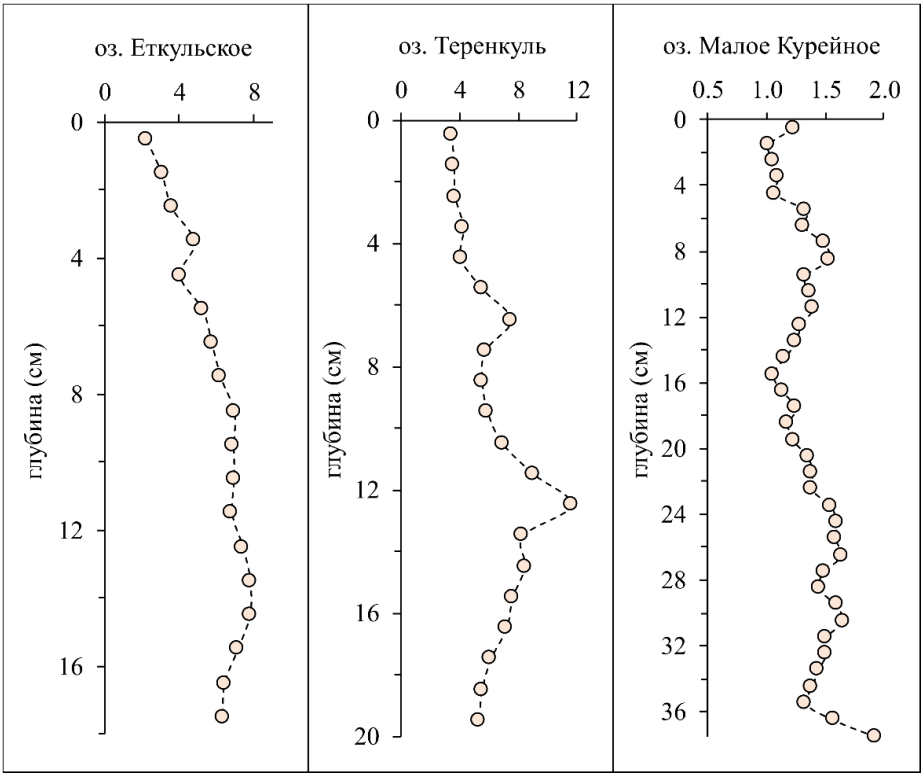


Рисунок 4.62 – Вертикальное распределение концентраций U (в мг/кг) в колонках современных отложений озер импактной зоны города Челябинска

На территории Северо-Запада России и Севера Европы также выявляются геохимические аномалии U и, как следствие природное обогащение, в современных отложениях озер и/или болот, что связано, как с наличием источников этого металла (горные породы), так и со способностью мигрировать его в гипергинезе [Slukovskii, 2023]. Исследованные озера Карелии и Мурманской области с их донными отложенями расположены в пределах Карело-Кольской металлогенической провинции, расположенной на Фенноскандинавском кристаллическом щите [Минерагеническая карта…, 2006]. В некоторых районах провинции выделяются области с рудоностностью U. Например, на севере и юге данного региона (Рис. 4.63).

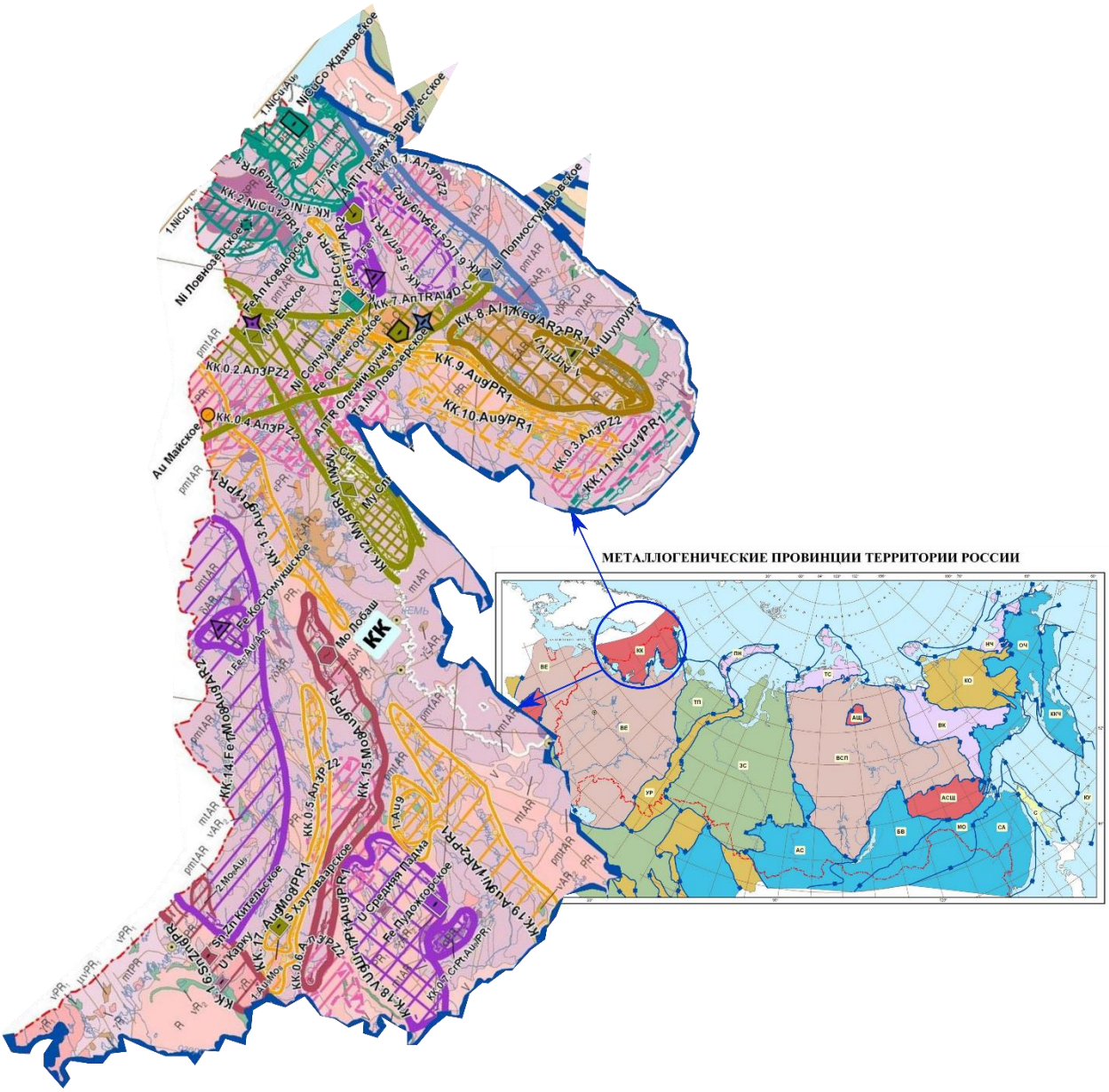


Рисунок 4.63 – Металлогенические провинции территории РФ и отдельно – Карело-Кольская провинция с указанием основных полезных ископаемых и рудных образований). Построено по данным из [Минерагеническая карта…, 2006]

Причем обогащение современных отложений U может происходить как непосредственно из материнской породы (например, в горных районах), так и через почву и грунтовые воды [Laird et al., 2014]. Считается, что U выщелачивается из пород и мигрирует в ионной форме с водными потоками [Миронов и др., 2015]. В воде и отложениях U образует нерастворимые комплексы с глинистыми и илистыми частицами и/или органикой. В Швеции, в торфянике Масугнсбюн содержание U в торфяной золе колеблется от 400 до 31000 мг/кг, при среднем значении 2000 мг/кг, что многократно превышает кларковое значение U. На юге Великобритании в районе горы Селингтон-Брук

обогащены U небольшие торфяные залежи, максимальное содержание урана в торфе может достигать 580 мг/кг [Водяницкий и др., 2019]. Наши исследования выявили современные отложения озер городских и фоновых районов Мурманской области и Карелии. Наиболее высокий уровень накопления U был отмечен в озере Северном, расположенном в импактной зоне города Мурманска, что уже отмечалось выше (Рис. 4.19 и Рис. 4.23). Так, в колонке современных отложений озера Северного содержание U колеблется от 77 до 204 мг/кг, что превышает кларковое содержание U в 59-157 раз [Слуковский и др., 2020]. Как и в случае с озерами вблизи города Челябинска, для озера Северного характерен тренд увеличения концентрации U в колонке отложений от верхних слоев к более глубоким. Более того, самые свежие исследования керна отложений этого водоема, полученного до глубины 9.5 м (то есть весь голоцен), показали, что U достигает концентрации ~1450 мг/кг, что в 853 раза выше кларка этого элемента [Wedepohl, 1995] (Рис. 4.64). Таким образом, это подтверждает, как геогенное происхождение аномальных концентраций U в изученных отложениях, так и связь металла с органическим веществом, учитывая, что отложения озера Северного относятся к органоминеральному типу осадков [Слуковский и др., 2023]. В отложениях, которые подстилают органо-силикатные осадки и имеют совсем другой гранулометрический состав (превалируют тонкие фракции от 0.005 до 0.01 мм), концентрации U снижаются до 6-9 мг/кг. Следовательно, как и во многих схожих случаях, U накапливается более интенсивно в осадках, богатых органическим веществом.

Природным источником столь высоких концентраций U в отложениях озера Северного, ровно, как и других, расположенных в северо-западной части Мурманской области, являются коренные породы. В частности, к западу от города Мурманска и озера Северного расположен Лицевский урановорудный район (Рис. 4.65) [Каулина и др., 2021]. Согласно исследованиям геологов здесь отмечено одно месторождение U, пять крупных рудопроявлений и около 40 других рудопроявлений этого металла [Савицкий и др., 1995]. Установлено, что урановая минерализация, разделенная на пять разных типов, связана с пегматитовыми гранитами, метасоматитами, включая олигоклазиты и альбититы, и различными терригенными породами. Возраст этих пород варьирует от 300 до 2750 млн лет. Исследователи Лицевского геологического района выделяют пять типов урановорудных минерализаций в обозначенных выше горных породах, каждая из которых имеет свои особенности, включая состав элементов, сопутствующих U и коррелирующих с ним [Савицкий и др., 1995]. Например, в породах с редкоземельно-торий-урановым типом оруденения, где содержание U достигает 0.01 %, отмечены повышенные

содержания Y, La, Ce, Pb, Mo, Be, Zn, Cu, Sn и Ag. Следует отметить, что Mo и редкоземельные элементы сопутствуют U практически во всех типах изученных урановорудных минерализаций [Слуковский и др., 2020]. Последним фактом можно объяснить тесную корреляцию между U и Mo и U и редкоземельными элементами (0.61-0.67) в отложениях озера Северного, также геохимическую аномалию Mo в изученных осадках, имеющую преимущественно природное (нежели антропогенное происхождение). В верхних слоях отложений озера Северного установлена 8-23-кратные превышения кларка по Mo [Слуковский и др., 2020].

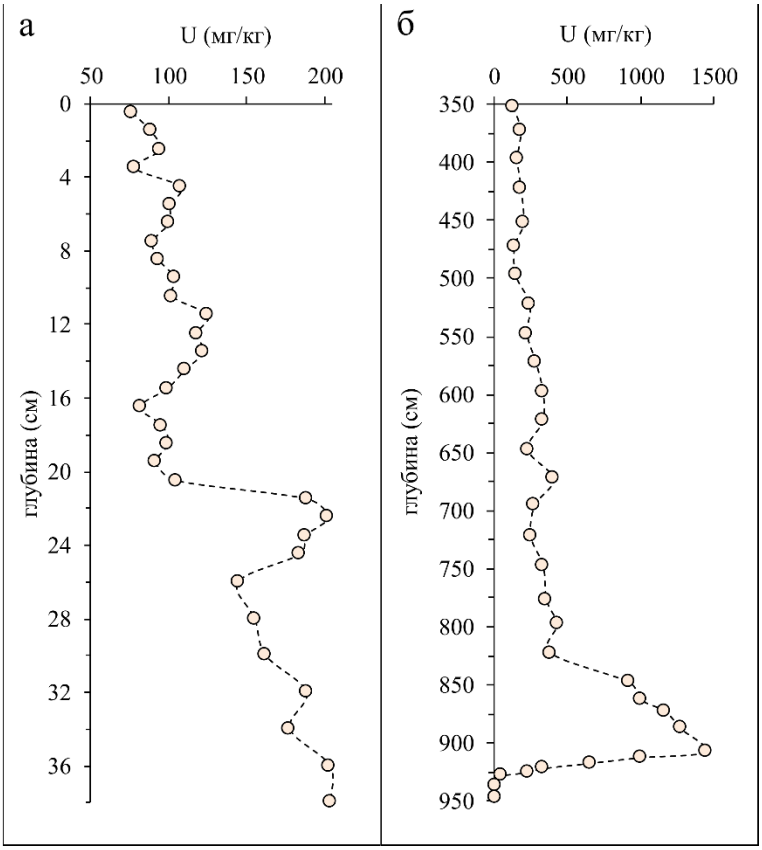


Рисунок 4.64 – Вертикальное распределение концентраций U (в мг/кг) в отложениях озера Северного (Мурманск), где а – верхняя (самая современная) часть разреза, б – нижняя часть (до основания озера)

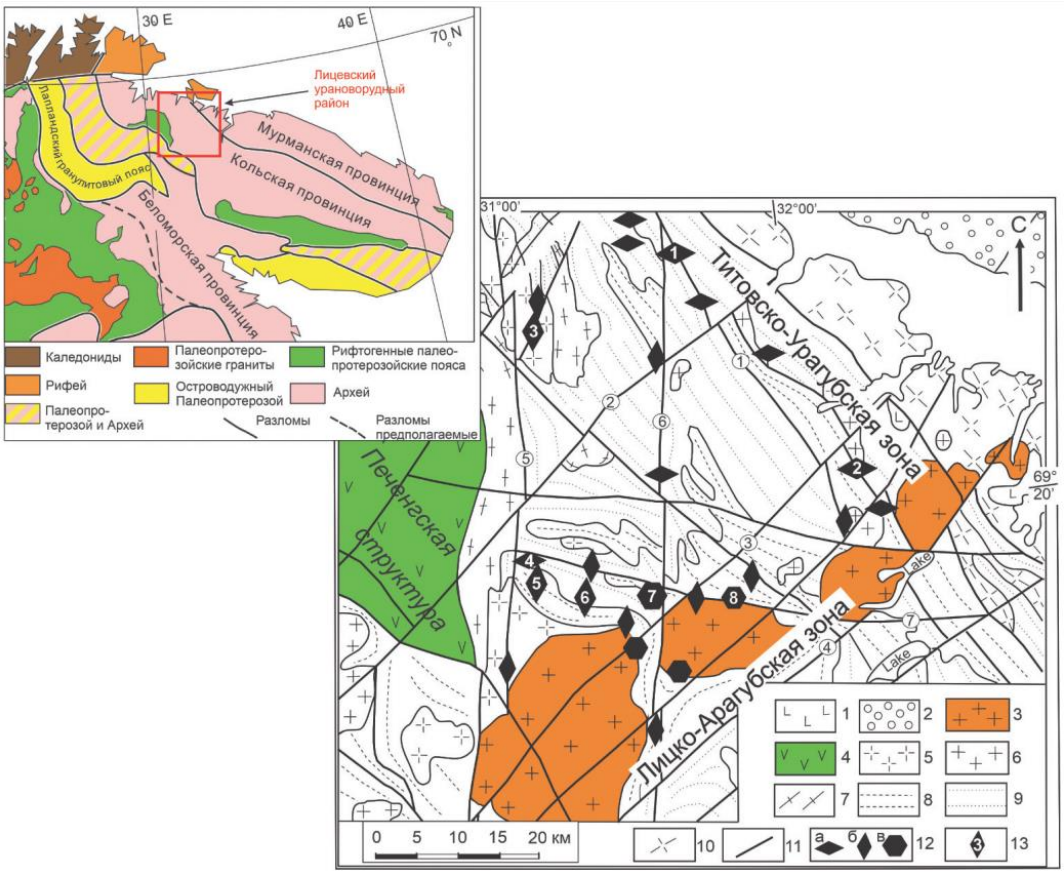


Рисунок 4.65 – Положение Лицевскго района на схематичной карте Фенноскандинавского щита и карта Лицевского урановорудного района с различными типами минерализации [Каулина и др., 2021]. В указанном источнике можно найти расшифровку легенды

Несмотря на то, что озеро Северное расположено на некотором отдалении от Лицевского урановорудного района, горные породы его водосбора относятся к тем же верхнеархейским магаматическим образованиям, которыми отчасли сложен и Лицевский геологический район (гранодиориты, тоналиты, плагиограниты) [Геологическая карта…, 2001] (Рис. 2.9). Например, небольшая сопка, у подножия которой находится озеро Северное, сложена лейкократовыми магматическими породами (вероятно, лейкогранитами), которые и послужили источниками U, Mo и других элементов в водоем, учитывая. Доказательством этого является геохимия исследованными в ходе работы пород этой сопки: выявлены аномалии по указанным элементам, а также Cu и W, что роднит эти породы с отложениями озера (Рис. 4.66). Хотя уровень обогащения U и Mo пород существенно ниже, чем отложений, но можно объяснить тем, что оба металла хорошо выщелачиваются из пород и за тысячи лет существования озера мигрировали из поверхностных слоев скальных образований и переотложились в донных отложениях, создав вторичное месторождение U.

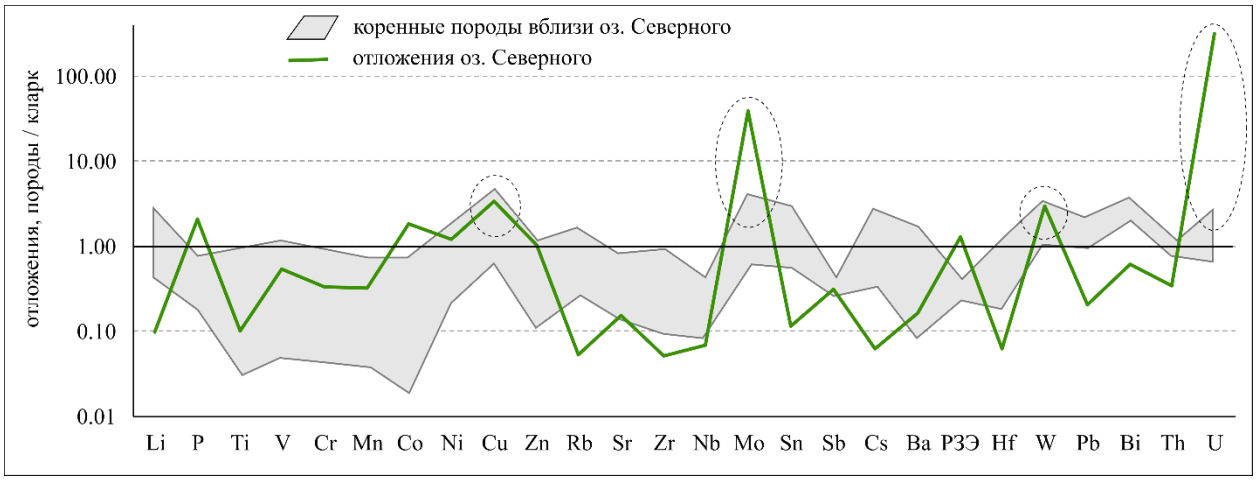


Рисунок 4.66 – Нормализация концентраций элементов в коренных породах и отложениях озера Северного (Мурманск) по среднему составу континентальной коры [Wedepohl, 1995]. Все значения представлены в логарифмической шкале

Также в Мурманской области повышенными концентрациями U характеризуются водные объекты вблизи Хибинского щелочного массива, породы которого также характеризуются повышенными концентрациями этого элемента [Yakovenchuk et al., 2005]. В частности, это относится к отложениям озера Большой Вудъявр, где содержание U достигает 32 мг/кг с пиком в верхней части изученной колонки отложений. Также в этих отложениях установлены повышенные концентрации Mo, который часто выступает спутником U. Однако характер распределения U в колонке отложений озера Большой Вудъявр говорит о том, что этот элемент стал накапливаться в водоеме лишь в антропогенный этап развития озера после начала работы горнодобывающего комбината. Ключевая миграция осуществляется в результате пыления и сброса рудничных вод комбината. Это подтверждается также примерами исследования геохимии U в других водоемах этого района Мурманской области. Так, в современных отложениях озера Имандра (к востоку от Хибин) концентрации U достигают 17 мг/кг, что в 10 раз выше кларка, а в осадках озера Умборзеро (к западу от Хибин) выявлены аномалии U до 45 мг/кг, что в 26 раз превышающие кларк земной коры [Моисеенко и др., 1997; Jernström et al., 2000].

На территории Карелии отмечается накопление U (до 8 мг/кг, что немного, но выше кларка) в отложениях озера Четырехверстного (город Петрозаводска), где вблизи урбанизированной среды есть рудопроявление «Птицефабрика» [Slukovskii, 2023]. Это месторождение локализовано в полевошпатово-кварцевых песчаниках и алевролитах Фенноскандинавского

щита. Максимальное содержание U в породах месторождения достигает 2200 мг/кг [Минерально-сырьевая…, 2005]. В самом озере максимальная концентрация U установлена в нижних (голоценовых) слоях осадков. Примечательно, что в минеральном рудопроявлении «Птицефабрика» U ассоциирует с Mo, Ag и редкими металлами. Это отражается в высоком уровне корреляции между U и Mo, а также U и редкоземельными элементами в изученных отложениях. Это подтверждает геологический эффект повышенного содержания U в отложениях озера Четырехверстное [Slukovskii, 2023]. С другой стороны, следует отметить тенденцию увеличения концентраций U в самых поздних слоях отложений озера Четырехверстное, что уже связано с эффектом обогащения отложений разными элементами за счет интенсивного освоения городских ландшафтом, что приводит к ускоренной миграции элементов из горных пород или почв в водную среду (напрямую или через воздух).

Уран имеет необычное поведение также в отложениях озер города Медвежьегорска (Рис. 4.56), где в факторной модели он связан с V и W. Отмечается, что в донных отложениях озера Плотичье концентрация U изменялась от 1.7 до 12.5 мг/кг (медиана составила 2.7 мг/кг), а в донных отложениях озера Китайского содержание U – от 1.1 до 5.4 мг/кг (медиана составила 2.6 мг/кг) [Slukovskii, 2023]. В обоих случаях наблюдалось незначительное обогащение относительно кларка земной коры, что подтверждает естественное происхождение аномалий U в озерных донных отложениях юго-восточной Карелии. Кроме того, в колонке донных отложений озера Плотичье наблюдается увеличение концентрации U от верхних слоев к нижним. Эти аномалии U в отложениях озер Медвежьегорска обусловлены влиянием пород в зоне Северо-Онежского рудно-геохимического района, где выявлены месторождения и проявления ванадиевых руд с высоким содержанием U [Минерально-сырьевая…, 2005]. Руды этого района в основном локализованы в терригенно-карбонатных породах Фенноскандинавского щита. Минералы U представлены уранинитом, настураном, коффинитом и реже браннеритом. На месторождении Средняя Падма U-V-руды содержат в среднем 610–740 мг/кг U. Из графиков ниже (Рис. 4.67) видно, что в донных отложениях озер города Медвежьегорска U и V тесно связаны между собой, поскольку на этих территориях проявляется U-V минерализация пород. Таким образом, это не только дает важные сведения о геохимии U в современных отложениях водоемов городских территорий Севера России, но и открывает новые факты о повышенных концентрациях V. Этот металл в некоторых городских озерах Республики Карелия имеет не только антропогенное происхождение (мазутные котельные и ТЭЦ), но и

геогенную природу [Slukovskii, 2023]. В данном случае происхождение V связано с породами Северо-Онежского рудно-геохимического района. В породах крупнейшего месторождение V этого района Карелии «Средняя Падма» содержится до 17.8 % V_2O_5 [Минерально-сырьевая…, 2005]. Главными минералами V являются альбит, карбонаты, слюды и ванадиевый гематит.

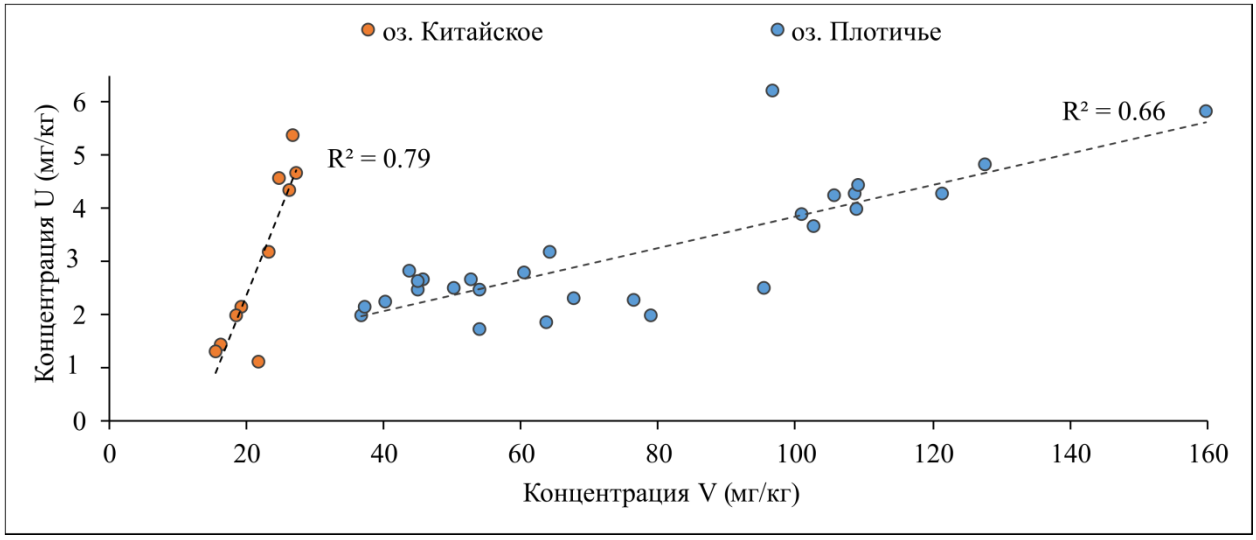


Рисунок 4.67 – Корреляция между концентрациями U и V в донных отложениях озер города Медвежьегорска [Slukovskii, 2023]

Следует отметить, что природные аномалии V не являются редкостью. Например, в подземных водах Калифорнии (США) повышенные концентрации V отмечены в районах, где породы обогащены этим металлом, в частности, в андезибазальтах [Wright, Belitz, 2010]. В китайской провинции Паньчжихуа в связи с добычей титаномагнетитовых руд, обогащенных V, почвы и донные отложения геологического района загрязнены этим металлом (повышенный естественный фон) [Teng et al., 2006]. Важно также отметить, что, по оценкам скандинавских ученых, в странах северной Европы, граничащих, в том числе, с Мурманской областью и Карелией, установлен повышенный уровень V в воде озер по сравнению со средней концентрацией металла в пресноводных водоемах мира (0.71 мкг/л) [Gaillardet et al. al., 2003]. Например, в Финляндии эта величина составляет 3.1 мкг/л, а в Норвегии – 2.2 мкг/л [Skjelkvåle et al., 2001]. С другой стороны, фоновое содержание V в воде озер Мурманской области составляет 0.67 мкг/л [Bazova, 2017], что ниже глобального фона для рек. Исключение составляют озера в городских районах, где концентрация V колеблется от 0.8 до 26 мкг/л из-за влияния ТЭЦ и котельных, что выше фонового значения для исследуемого региона и фоновой концентрации V в реках мира [Gaillardet et al., 2003].

ГЛАВА 5. ТЕХНОГЕНЕЗ НА ФОНОВЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

5.1. Понятие геохимического фона, в том числе для озерных отложений

Анализ фоновых концентраций химических элементов, в том числе тех, которые относятся к разряду загрязнителей окружающей среды, – важная задача в ходе геоэкологических исследований [Сает и др., 1990; Даувальтер, 2012; Шелехова и др., 2020; Иванов, 2023]. В «классической» геологии усредненные или эталонные концентрации химических элементов в основном используются для нормирования концентраций этих же элементов в изучаемых объектах, в первую очередь в горных породах и осадках [Скляров и др., 2001]. Примером являются кларковые числа (кларки элементов или просто «кларки»), названные так в честь американского геохимика Ф.У.Кларка (1847–1931) и выражающие среднее содержание химических элементов в земной коре, гидросфере, Земле, космических телах, геохимических или космохимических системах и т.д., по отношению к общей массе этой системы. Нормирование по кларкам позволяет выявить аномалии тех или иных химических элементов, что важно при поисках и промышленной оценке месторождений полезных ископаемых (прикладная задача), а также при выявлении общих закономерностей миграции и аккумуляции химических элементов в геологических системах (фундаментальная задача) [Юдович, Кетрис, 2011]. Нормированные таким образом концентрации химических элементов называются коэффициентами концентрации или коэффициентами обогащения [Сает и др., 1990].

При изучении объектов окружающей среды, способных аккумулировать химические элементы, поступающие в них в современное время (вода, почва, донные отложения водных объектов, живые организмы), кларковые значения заменяются и/или дополняются фоновыми концентрациями (или просто «фоном»). Нормирование на фон позволяет выявлять аномалии химических элементов, вызванные антропогенным или природным воздействием на объекты окружающей среды [Водяницкий, 2008; Даувальтер, 2012; Slukovskii, 2020]. На основе фоновых значений при эколого-геохимических исследованиях рассчитываются различные индексы и показатели, нацеленные на интегральную оценку антропогенного влияния с выделением степени загрязненности и нанесенного ущерба. В этой связи фоновые значения часто противопоставляют нормативным значениям (ПДК, ОДК), утвержденным ГОСТ или методическими рекомендациями. Однако это их сравнение не совсем корректно, так как нормативы рассчитываются с учетом возможного влияния на живые организмы, в том числе человека, порой без учета региональных геологических и геохимических особенностей, а фон, наоборот,

подчеркивает эти особенности без привязки к воздействию на биотическую составляющую того или иного природного объекта.

Принимая во внимание, что организмы могут совершенно по-разному реагировать на антропогенное воздействие даже в пределах одной экосистемы, а также то, что в современных ПДК и ОДК мало учитываются климатические особенности регионов и то, как к ним приспособлены организмы, фоновые концентрации представляются более надежной основой для нормирования химических элементов в почвах, воде и донных отложениях. Более того, для экологической интерпретации геохимических данных в противовес использованию нормативных показателей правильнее привлекать анализ поведения самих живых организмов.

В настоящее время наиболее изученной является проблема фоновых концентраций химических элементов в воде и почве для разных регионов России и мира: Новегия, Польша, Республика Татарста (Россия), Сибирь (Россия) [Rognerud et al., 2000; Иванов и др., 2010; Tylmann et al., 2011; Страховенко, 2011; Иванов, 2023]. Анализ региональных геохимических особенностей донных отложений водных объектов носит фрагментарный характер. Таким образом, в настоящий момент проблема фоновых концентраций химических элементов в донных отложениях водных объектов – важнейшая из задач экологической геохимии и геоэкологии. Особенно острой эта проблема ощущается в северных регионах России, где насчитывается большое количество рек и озер природного происхождения и, соответственно, ключевой задачей геоэкологов является оценка их современного состояния с учетом растущей антропогенной нагрузки на окружающую среду по всему миру.

5.2. Основные источники загрязнения озер фоновых районов

В отличие от озер урбанизированных территорий, озер вблизи крупных промышленных предприятий и других подобных объектов гидросферы, в которые загрязнители поступают различными путями (через впадающие водотоки, грунтовые воды, поверхностный сток, воздух), в озера фоновых территорий они попадают преимущественно через атмосферу (Рис. 1.3). Эффект дальнего атмосферного переноса загрязнителей (в англоязычной литературе – *long-range atmospheric transport*) [Fisher, 1967], включая тяжелые металлы [Pacyna et al., 1989], описан в многочисленных исследованиях на примере химического состава воздуха, снега, льда (Рис. 5.1), почв, воды и донных отложений водных объектов. В главе 1 уже обсуждался вопрос миграции и накопления тяжелых металлов в верхних слоях отложений озер на территории России и мира. Чаще всего в качестве агентов дальнего переноса

загрязнителей выступают Pb, Cd и Hg. Источником распространения тяжелых металлов выступают выбросы от сжигания ископаемого топлива, преимущественно угля, поэтому к агентам дальнего переноса в перую и главную очередь относятся углефильные элементы. Как уже отмечалось, до 70% концентраций Sb и 50% концентраций Cd поступает в атмосферы от сжигания угля [Coleman et al., 1993]. Со сжиганием угля связаны также повышенные концентрации Pb, Sn, Bi, Tl [Keinonen, 1992; McConnell, Edwards, 2008; Krachler et al., 2006; Cima, 2011; Kuwae et al., 2013], что можно наблюдать, например, при исследовании ледниковых кернов из центрального района Гренландии (Рис. 5.1). Сильный рост концентраций тяжелых металлов, поступающих в район исследования через атмосферные выпадения, начинается с середины 19 века, когда в Европе и Северной Америке проходил бум развития промышленности в ходе, так называемой, промышленной революции. Снижения поступления металлов в определенные временные интервалы связывают с войнами, кризисами и общим спадом промышленного производства.

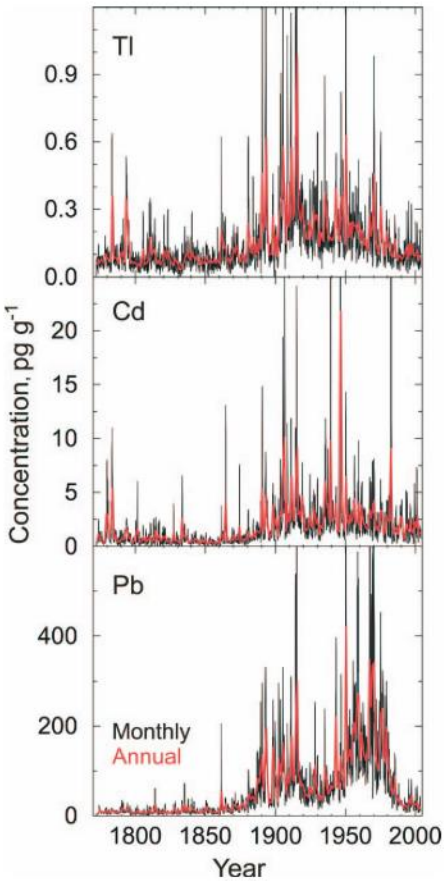


Рисунок 5.1 – Среднемесячные (черный) и годовые (красный) концентрации Tl, Cd и Pb в осадках центральной Гренландии с 1772 по 2003 год [McConnell, Edwards, 2008]

При изучении кернов донных отложений отмечают аналогичные тенденции. Например, исследования кернов отложений озер и торфяников Швеции выявили пиковые концентрации Pb со времен развития Римской империи (вопрос спорный, конечно), а также повышенные содержания металла, вызванные развитием промышленности на Европейском континенте [Bindler, 2009]. Широкомасштабные исследования современных отложений малых озер Финляндии показали, что заметный рост поступлений Pb, Cd, Hg, Zn и Cu (в меньшей степени) в осадки начался примерно в 1800-е годы [Verta et al., 1989]. В верхних слоях отложений озер Карелии и Мурманской области, изученной в этой работе, проявляются вышеописанные тенденции, связанные с современным антропогенным воздействием на окружающую среду. Например, исследования небольших озер Юконлампи, Лиункунлампи и Райватталанлампи, расположенных в юго-восточной части Карелии (рядом с финско-российской границей), показали тенденции к увеличению концентраций Pb (до 91.1 мг/кг), Cd (до 2.69 мг/кг), Sb (до 1.97 мг/кг), Sn (до 5.34 мг/кг), Tl (до 0.84 мг/кг), Bi (до 4.06 мг/кг), Cu (до 51.2 мг/кг), Zn (до 263.8 мг/кг) в колонках их современных отложений [Slukovskii et al., 2020; Slukovskii, 2023]. Средняя скорость седиментации, рассчитанная на основе анализа активности ^{210}Pb, в одном из указанных водоемах, в озере Юконлампи, составила ~1.25 мм/год говорит о том, что все указанные выше металлы накопились в отложениях за последние ~150 лет, следовательно, полученные данные укладываются в концепцию влияния дальнего переноса загрязнителей через атмосферу. Следует заметить, что загрязнение этих фоновых водоемов может быть связано не только с глобальным загрязнением Северного полушария, но и с близостью этого региона к промышленным предприятиям Финляндии в Иматре и Котке [Ukonmaanaho et al., 1998; Virkutyte et al., 2008]. Это объясняет повышенное содержание Zn и Cu, которые обычно не классифицируются как показатели атмосферного транспорта в загрязнении северных фоновых регионов. Также следует отметить, что Санкт-Петербург является крупным источником загрязнения озер в этой части Карелии, учитывая, что его антропогенное воздействие оказывает существенное влияние на формирование геохимически аномальных уровней Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, Cd, Co, Mo, Mn, Fe, Ba и Hg в донных отложениях малых водоемов города и Финского залива Балтийского моря [Vallius, Leivuori, 2003]. Данные анализа современного атмосферного переноса тяжелых металлов на территорию Карелии показывают, что в основном окружающая среда региона испытывает влияние предприятий Мурманской области, Ленинградской области, города

Санкт-Петербурга и ряда стран северо-востока Европы [Виноградова, Иванова, 2013].

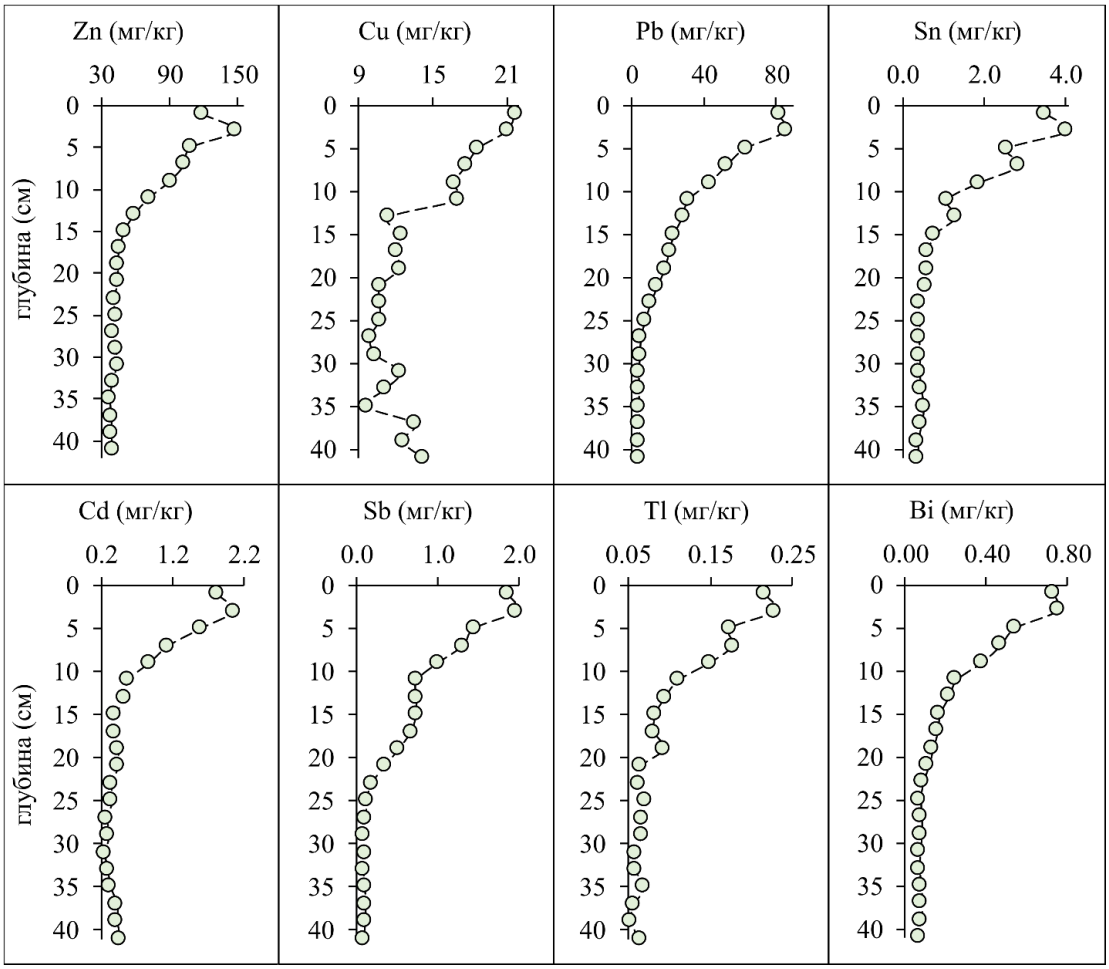


Рисунок 5.2 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов в отложениях озера Лиункунлампи (Республика Карелия) [Slukovskii, 2023]

На графиках распределения концентраций тяжелых металлов в колонках исследованных отложений озер фоновых районов Карелии видно, что тенденции, отмеченные для одной группы озер, в целом характерны для всего региона (Рис. 5.3). Важно отметить, что большинство тяжелых металлов, участвующих в дальнем переносе через атмосферу своего рода обезличены – сложно установить конкретный источник, особенно если речь идет о длительном историческом процессе, охватывающем два-три века. Их повышенные значения в верхних слоях «вшиты» в общую матрицу процесса дальнего переноса загрязнителей, связанного в первую очередь с углефильностью большинства изучаемых элементов. Идентичные тенденции (на примере разных элементов) можно наблюдать, как в соседних странах Европы (Финляндия, Швеция, Норвегия, Латвия), так и в целом по всему Северному полушарию, что говорит о глобальности процесса дальнего

переноса загрязнителей через атмосферу Земли [Keinonen, 1992; Rognerud et al., 1993; Birch et al., 1996; Steinnes et al., 1997; Virkutyte et al., 2008; Jernström et al., 2010; Meriläinen et al., 2010; Stankevica et al., 2012; Escobar et al., 2013; Liu et al., 2013; Kuwae et al., 2013; Hosono et al., 2016].

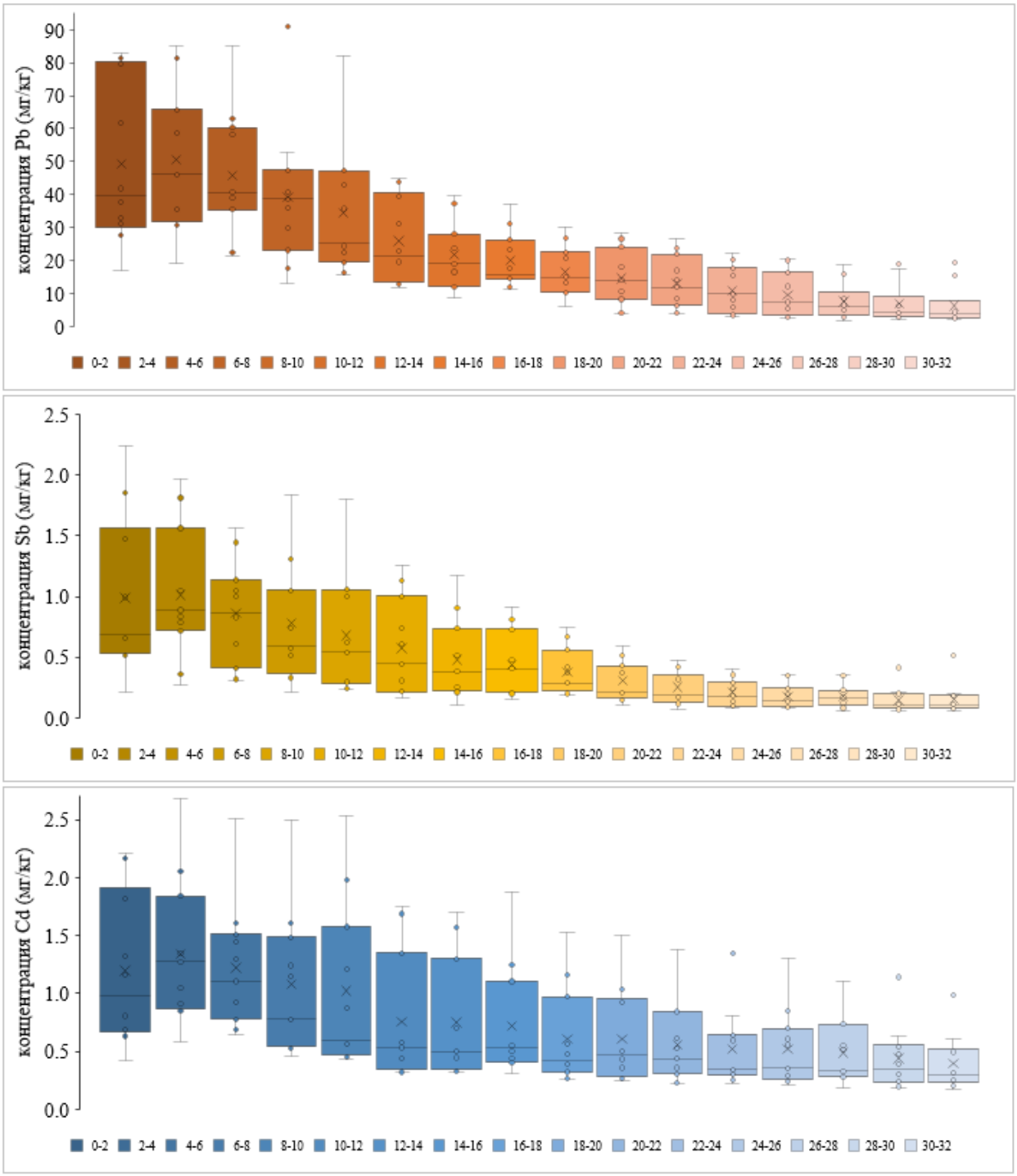


Рисунок 5.3 – Концентрации Pb, Sb и Cd в колонках отложений озер фоновых районов Республики Карелии. Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 32 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

Очевидно, что между элементами-углефилами, геохимическими агентами дальнего атмосферного переноса, отмечается тесная корреляционная связь [Слуковский, Даувальтер, 2020]. Наиболее тесная связь (R=0.82) отмечается между концентрациями Pb и Sb в современных отложениях озер фоновых территорий Карелии (Рис. 5.4). Также Sb хорошо коррелирует с Bi (0.78), Bi с Sn (0.78), Pb с Bi (0.75) и Cd со Pb (0.69). На графике ниже видно, что близость между тенденциями накопления Pb и Sb отмечается, как для озер фоновых районов Карелии, так и для озер урбанизированный территорий (Петрозаводск, Медвежьегорск, Суоярви, Сортавала). Чуть большим уровнем накопления обоих загрязнителей отличаются отложения городских озер (области, выделенные пунктиром), однако в целом в изученных водоемах оба металла ведут себя схожим образом. Учитывая, что для Sb – использование ископаемого угля является главным источником загрязнения [Cuicui et al., 2008], то столь тесная связь этого элемента со Pb говорит о том, что для второго – уголь также является приоритетным источником поступления в окружающую среду и озера в частности, несмотря на известное использование Pb в качестве добавки к бензину [Marx et al., 2016] (Sb к выбросам от автомобильного транспорта не имеет отношения). Важно отметить, что в схожей манере Pb и Sb накапливаются также в озерах фоновых районов Сибири [Страховенко, 2011], Юга Норвегии [Rognerud, Fjeld, 2001], Юга Урала [Масленникова и др., 2014], в почвах и речных отложениях города Петрозаводска [Рыбаков и др., 2013; Слуковский, 2014]. Выбивающиеся области, куда попали наиболее загрязненные слои отложений озер урбанизированных территорий Карелии, можно объяснить тем, что на городских территория присутствует сильный второй фактор повышенных значений Pb (выбросы автотранспорта), а также тем, что на урбанизированных территория выше поток веществ в озера в принципе за счет активного освоения их. Кроме того, было установлено, что загрязненные отложения озер Швеции и Норвегии имеют крайне высокие значения Pb при низких содержаниях Sb [Rognerud, Fjeld, 2001; Grahn et al., 2006], что также может говорить о влиянии фактора автотранспорта, а также особой геохимической специфики пород районов, где концентрации Sb сильно ниже кларкового уровня.

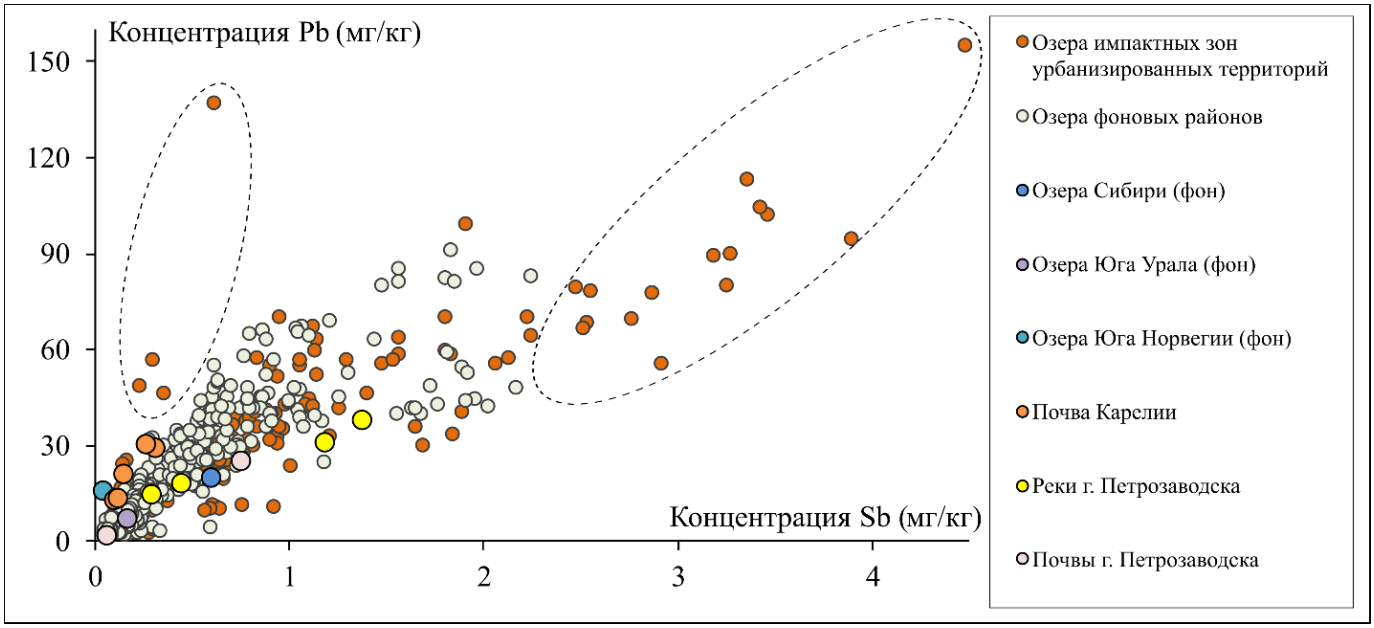


Рисунок 5.4 – Соотношение концентраций Pb и Sb в отложениях исследованных озер Карелии и сравнение с данными по донным отложениям и почве из разных районов России и мира [Rognerud, Fjeld, 2001; Томилина и др., 2006; Страховенко, 2011; Рыбаков и др., 2013; Масленникова и др., 2014; Слуковский, 2014]

В целом, вопрос о влиянии автотранспорта и его выбросов, связанных с использованием этилированного бензина, на поступление Pb в окружающую среду довольно дискуссионный [Marx et al., 2016]. Безусловно регистрируются убедительные доказательства того, что в крупных городах (и чем крупнее город, тем исследования более явно это показывают) выбросы автотранспорта изменили геохимию Pb в почвах и отложениях водных объектов, но неясно насколько серьезно это влияние в небольших населенных пунктах и тем более фоновых районах. Несмотря на то, что считается, что выбросы Pb от автотранспорта и промышленных предприятий сложно разделить, так как они происходили в одно время [Kuwae et al., 2013], некоторые подходы позволяют это сделать. Вклад этилированного бензина в общую нагрузку загрязнения свинцом можно оценить по разнице между фактическим коэффициентом концентрации Pb в 1975 году (приблизительно пиковые выбросы загрязнения свинцом) и прогнозируемым коэффициентом концентрации в том же году, определенным с использованием тренда 1800-1920 гг., то есть вклада загрязнения свинцом, полученного от всех других промышленных источников [Marx et al., 2016]. Например, в ледниках Гренландии выбросы от сжигания бензина внесли лишь 11% в максимальное обогащение этим элементом в изученных кернах льда. В районах центральной Европы этот показатель возрастает до 32%, а в Северной Америке, наоборот, падает до 8%. В отдаленных болотах Австралии вклад бензинового Pb был незначителен по

сравнению с другой промышленной деятельностью [Marx et al., 2010], однако, бензиновый Pb был доминирующим в австралийских городах [Chiaradiaet al.,1997]. Таким образом, вдали от городских центров другие источники промышленного Pb могут быть более значимыми, чем бензиновый Pb [Marx et al., 2016].

Учитывая вышесказанное о доминировании влияния промышленных источников загрязнения Pb над воздействием автотранспорта, мы можем наблюдать аналогичную тесную связь между концентрациями Pb и Sb в другом регионе Северо-Запада России – в Мурманской области (Рис. 5.5). Влияние дальнего атмосферного переноса загрязнителей на формирование геохимических особенностей современных отложений озер региона ранее активно было освящено в работах В.А. Даувальтера и его коллег [Даувальтер, 2006; Dauvalter et al., 2009; Даувальтер и др., 2022], однако акцент делался в основном на анализ поведения Pb, Cd и реже Hg, а это, как было показано выше, – не единственные геохимические агенты дальнего переноса загрязнителей, фиксируемые в слоях современных отложений озер фоновых территорий Севера и Арктики России. Теснота связи в паре Pb-Sb одинакова сильная, как в озерах фоновых районов Мурманской области, так и в осадках водоемов городских территорий, что отчасти объясняется локальными источниками угля, например, в городе Мурманске, о чем уже сообщалось ранее [Воробьевская, Седова, 2020]. Выбросы от Мурманского угольного терминала (порта) являются источниками поступления в окружающую среду и Pb, и Sb, наряду с другими источниками поступления этих элементов. Однако почти во всех случаях в озерах низкие концентрации Pb соответствуют низким концентрациям Sb и наоборот. Исключения составляют отложения озера Большой Вудъявр (выделены пунктиром), который, как отмечалось выше, испытывает нагрузку со стороны ТЭЦ города Апатиты, которая работает на угле [Слуковский и др., 2020]. В данном случае, повышенные концентрации Sb (от воздействия ТЭЦ) соответствуют относительно низким концентрациям Pb. Свинец в данном случае связан с выбросами транспорта (рядом город) и дальним атмосферным переносом. Низкие концентрации Pb и высокие Sb в целом характеры для каменных углей [Юдович, Кетрис, 2005], а также золы и шлака, образующихся после их сгорания [Querol et al., 1995; Vassilev, Vassileva, 1997], что показано на рисунке 5.5. Важно добавить, что концентрации Sb в верхних слоях отложений озера Малый Вудъявр, которое находится рядом с Большим Вудъявром, находятся в диапазоне 0.4-0.7 мг/кг, что существенно ниже аналогичных данных для Большого Вудъявра (до 5.8 мг/кг). Горы, разделяющие два озера, являются барьером для распространения выбросов от угольной ТЭЦ, что делает озеро Малый Вудъявр практически

фоновым, несмотря на близость к промышленным объектам и городской среде.

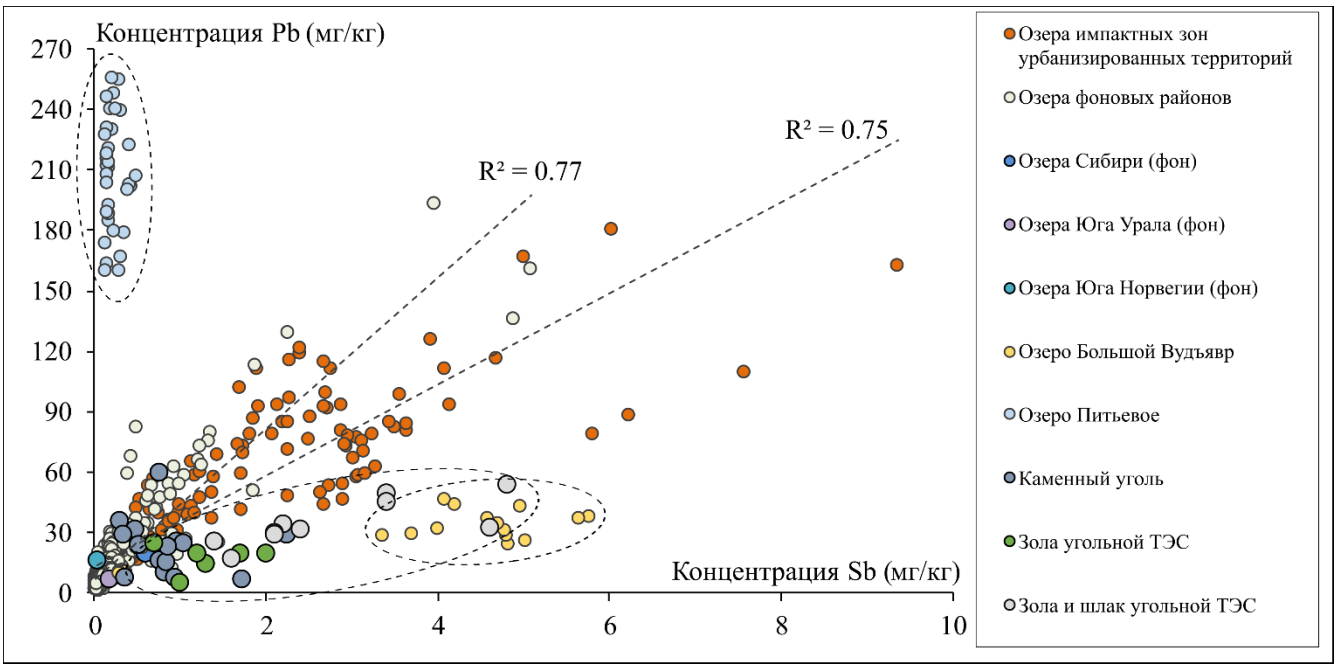


Рисунок 5.5 – Соотношение концентраций Pbи Sb в отложениях исследованных озер Мурманской области и сравнение с данными по донным отложениям, углям и золе из разных районов России и мира [Querol et al., 1995; Vassilev, Vassileva, 1997; Rognerud, Fjeld, 2001; Страховенко, 2011; Масленникова и др., 2014]

На рисунке 5.5 также следует обратить внимание на крайне высокие (ураганные) концентрации Pb в озере Питьевом, расположенном на полуострое Средний (северная часть области), при низких (фоновых) концентрациям Sb в отложениях указанного водоема. Аномалии Pb, обнаруженные в отложениях озера Питьевого, превышают даже аномалии этого металла в осадках многих озер урбанизированных территорий исследованных регионов [Slukovskii et al., 2024]. Однако анализ показал, что Pb в случае озера Питьевого имеет не техногенное, а природное происхождение, о чем будет более подробно изложено в следующей главе (5.3).

Общая же тенденция накопления Pb, как и других, элементов (агентов дальнего переноса загрязнителей) в осадках озер фоновых районов Мурманской области схожа с ранее показанными тенденциями в озерах Республики Карелии. В Мурманской области по единой модели накапливаются, кроме Pb, также Sb, Cd, Bi и Sn (Рис. 5.6). На графике разброса значений концентраций Pb не показаны содержания этого металла в осадках озера Питьевого, так как их экстремальные концентрации «утягивают»

средние значения по выборкам по каждому слою изученных озер в большую сторону, что не отражает общей картины накопления Pb в исследованных озерах, а также не позволяет графически показать то, как металл ведет себя во всех остальных водоемам фоновых районов Мурманской области. Учитывая, что Pb, Sb, Cd, Bi и Sn, как было сказано, накапливаются по единой модели, между ними отмечается высокий уровень корреляции, и рост значений концентраций указанных тяжелых металлов в изученных озерах начинается со слоев в диапазоне от 20 до 25 см. Исключения составляют озера внутренних районов полуостровов Рыбачий и Средний, так как они находятся в тундровой зоне, где скорость седиментации может быть крайне низкой. Здесь рост концентраций Pb и других металлов начинается со слоев 8-13 см. В южной части региона на фоновых территориях также отмечается низкая (по сравнению с городскими районами) скорость седиментации в озерах. Например, в озере Малое Лендозеро средняя скорость седиментации, рассчитанная по активности изотопа ^{210}Pb, составляет ~0.6 мм/год за последние ~150 лет [Slukovskii et al., 2021]. Однако, допуская экстраполяцию данного значения скорости седиментации на всю толщу изученной колонки отложений, видно, что накопление Pb и других углефильных элементов начинается с середины 16 века, что в первую очередь касается концентраций Pb (Рис. 5.7). То же самое наблюдается и на Севере Мурманской области, где скорость седиментации в озере Портлубол, расположенном в лесотундровой зоне, за последние ~165 лет варьировала от 0.3 до 0.6 мм/год [Slukovskii et al., 2025]. При этом при экстраполяции средней скорости седиментации (0.45 мм/год) выходит, что рост повышенных концентраций Pb в водоеме начался на несколько веков раньше. Полученные результаты вполне согласуются с теми данными, что ранее были получены на примере озер Скандинавских стран [Steinnes et al., 1997; Bindler et al., 2011].

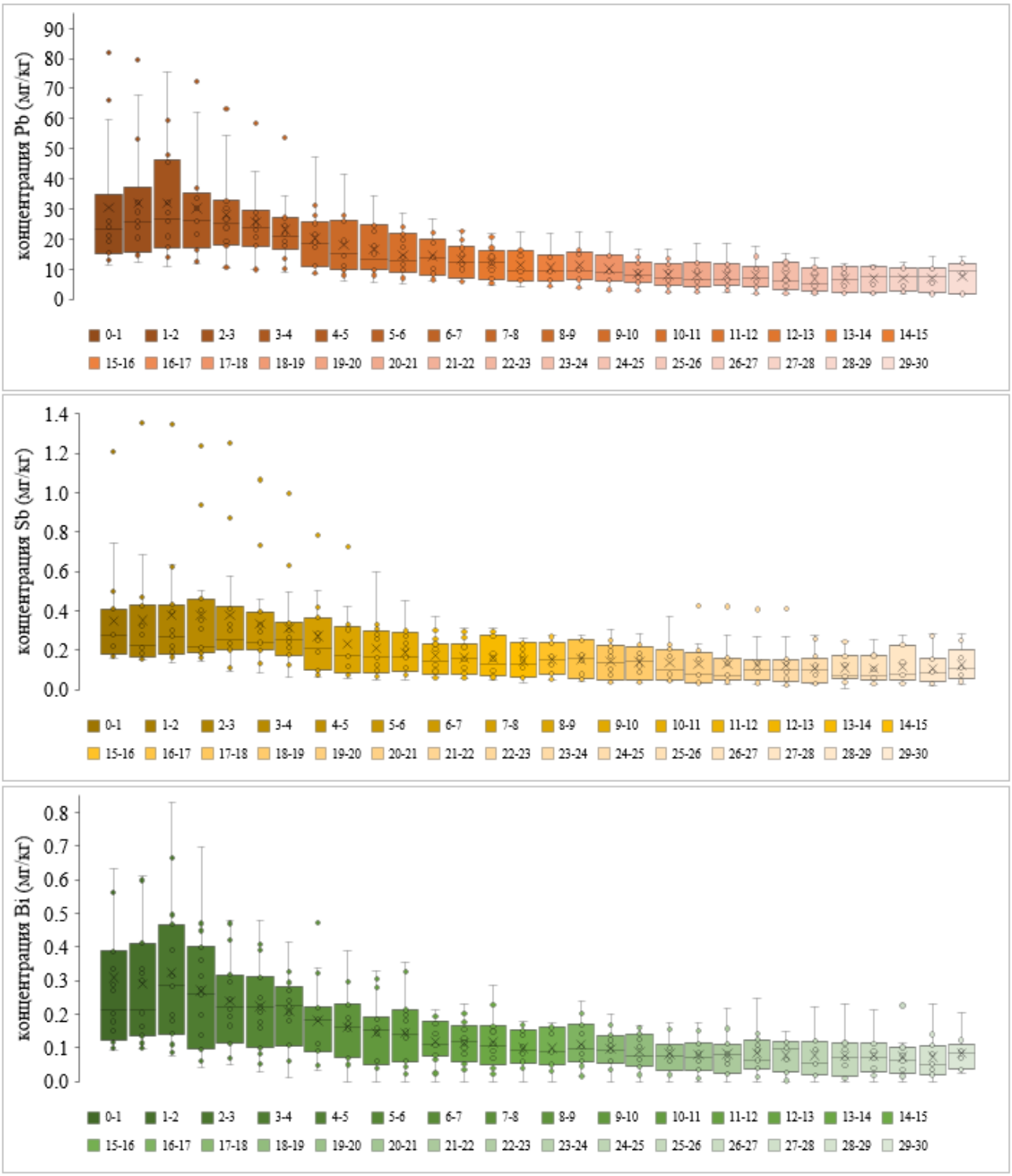


Рисунок 5.6 – Концентрации Pb, Sb и Bi в колонках отложений озер фоновых районов Мурманской области. Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 30 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

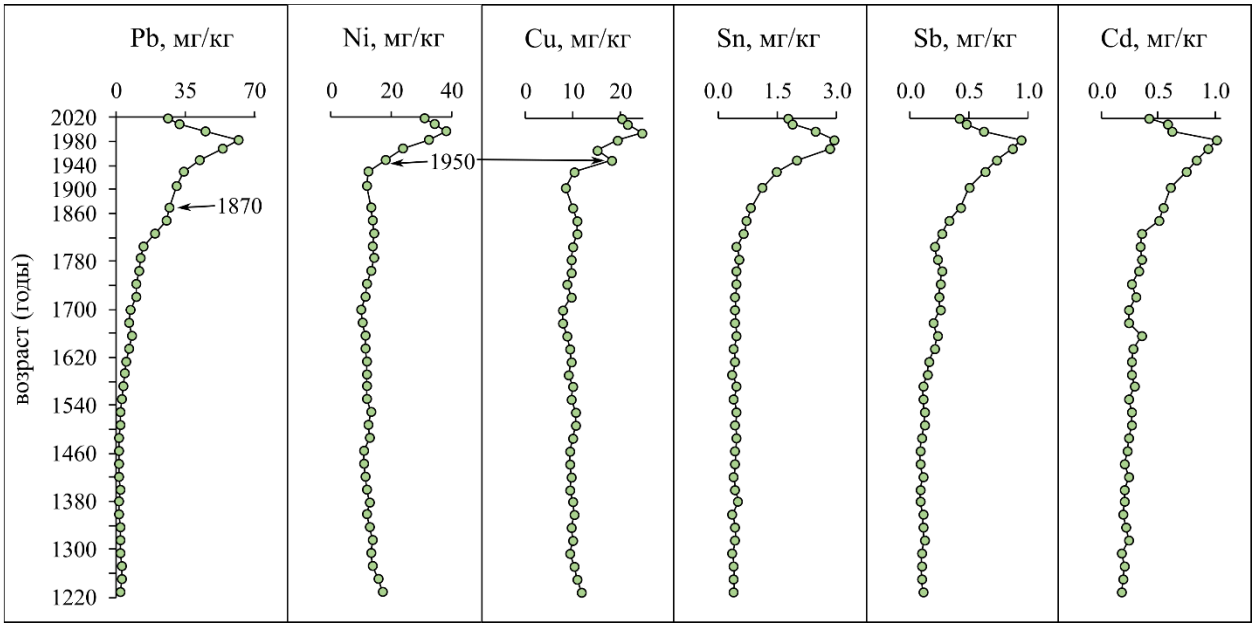


Рисунок 5.7– Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов в колонке донных отложений озера Малое Лендозеро (Юг Мурманской области) в зависимости от времени формирования слоя [Slukovskii et al., 2021]

Как видно из рисунка 5.7 в отложениях озера Малое Лендозеро повышенные концентрации в самых верхних слоях отложений (до 7 см) имеют также Ni и Cu. То же самое можно наблюдать при анализе всех исследованных озер фоновых районов Мурманской области (Рис. 5.8). На фоновых территориях региона есть локальные агенты дальнего переноса загрязнителей, которые в отличие от углефильных Pb, Cd, Sb и Bi не обезличены, а имеют очевидный источник – металлургические заводы региона, расположенные в центральной (Мончегорск) и северо-западной (Никель) частях региона. Из-за наличия этих предприятий и их выбросов, которые могут преодолевать расстояния в десятки и сотни километров в виде аэрозолей [Виноградова, Иванова, 2013], на территории области в принципе сложно найти место, которое можно назвать, по-настоящему, фоновым. Безусловно, основное осаждение частиц, содержащих Ni и Cu приходится на районы, приближенные к промышленным предприятиям [Даувальтер, 2012]. Существует также тренд на уменьшение концентраций указанных элементов с запада на восток и с севера на юг Мурманской области, что особенно хорошо было показано на примере широкомасштабных исследований малых озер Мурманской области с преимущественно атмосферным питанием (Рис. 5.9) [Моисеенко и др., 1998]. Это находит и отражение при анализе геохимических особенностей поверхностных отложений озер региона. В исследованных в данной работе озерах отмечается, что в фоновых озерах полуостровов Рыбачий и Средний

(Северо-Запад области) концентрации Ni и Cu в самых верхних слоях (0-1 см) на порядок выше, чем в аналогичных слоях озер района поселка Териберка, расположенного намного восточнее [Slukovskii et al., 2024]. Однако, учитывая, что озера в районе Териберки так или иначе подвергаются влиянию металлургических предприятий области (причем, как со стороны площадки в Мончегорске, так и со стороны площадки в Никеле), значит, что и в озера импактной зоны города Мурманска, расположенные между Никелем и Териберкой, Ni и Cu также поступают от этих источников в том или ином объеме. Следовательно, природа повышенных концентраций Ni в отложениях озер Мурманска, как минимум, двойственная – от влияния ТЭЦ (главный фактор) и от влияния металлургических предприятий (дальний перенос, второстепенный фактор).

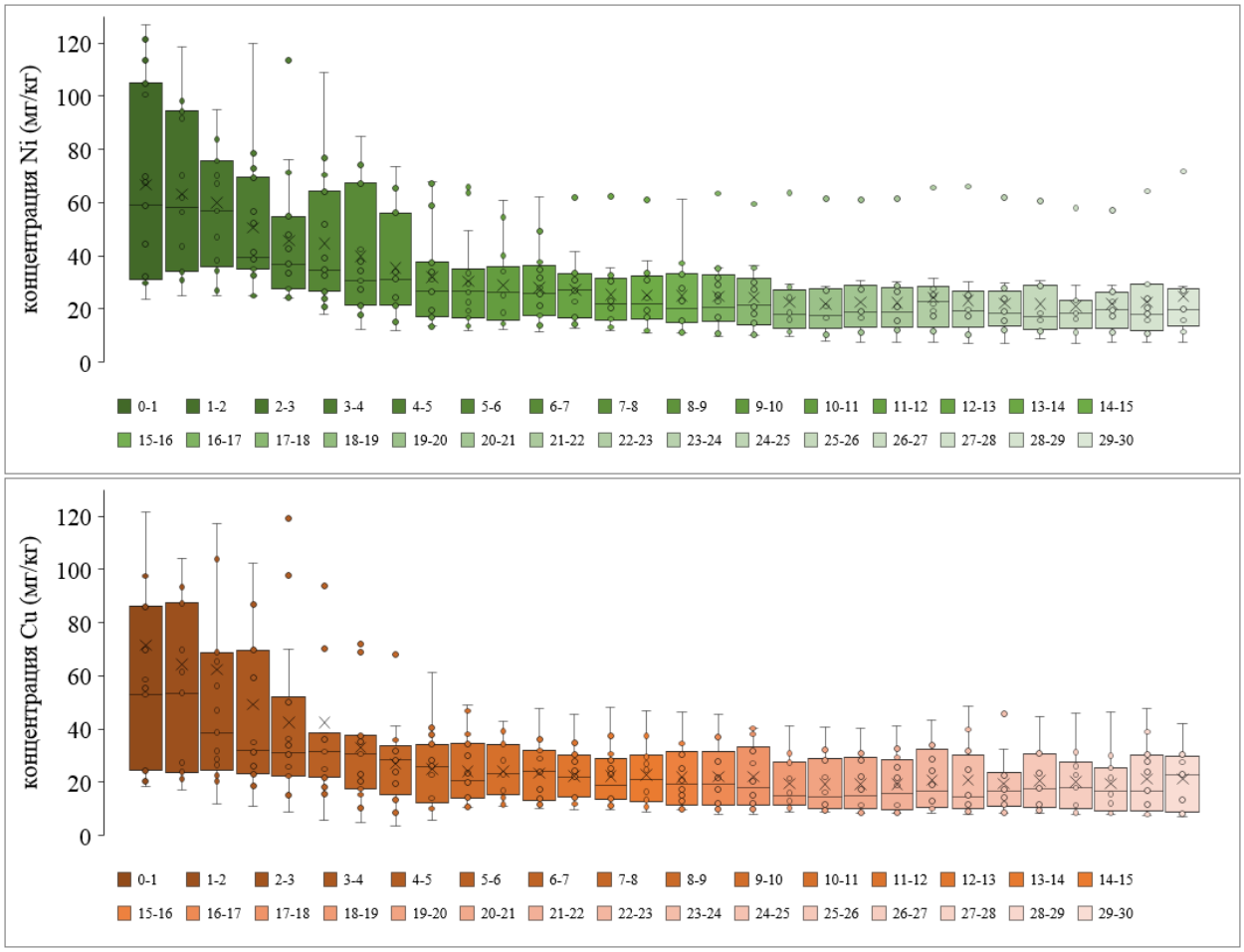


Рисунок 5.8 – Концентрации Ni и Cu в колонках отложений озер фоновых районов Мурманской области. Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 30 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

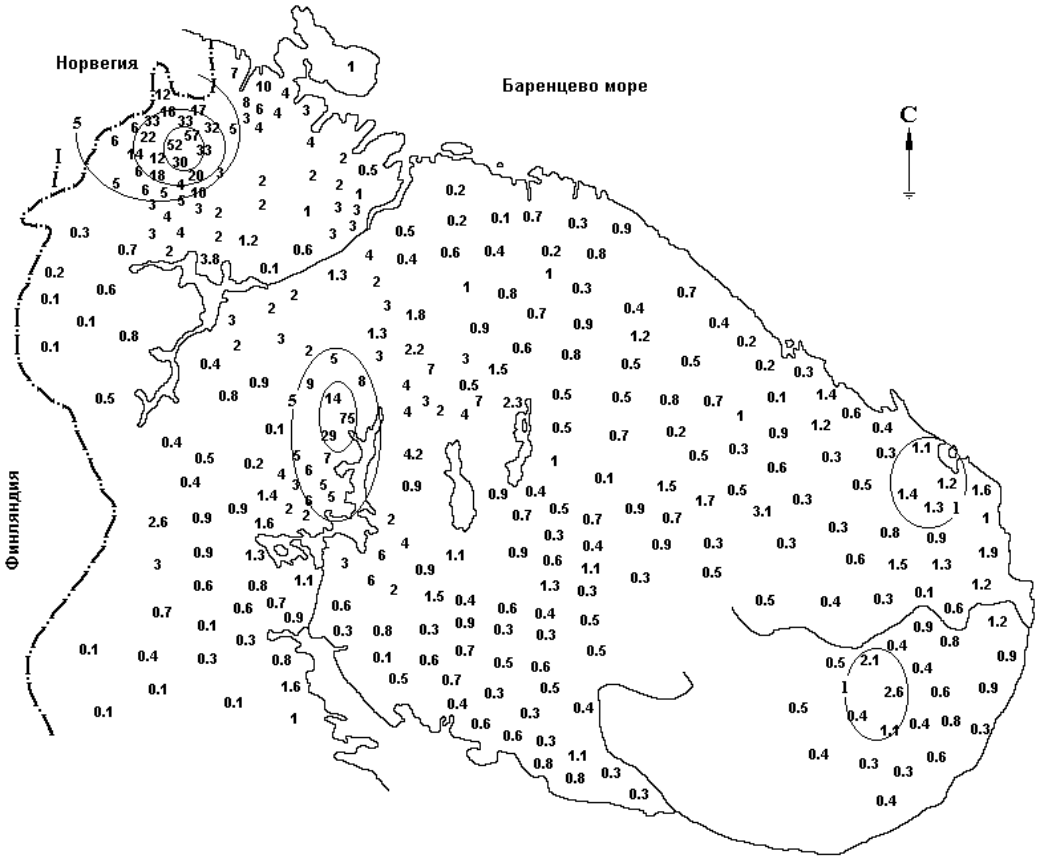


Рисунок 5.9 – Распределение концентраций Ni (в мкг/л) в воде малых озер Мурманской области с преимущественно атмосферным питанием [Моисеенко и др., 1998]

Анализ соотношения концентраций Ni и Cu в донных отложениях озер (Рис. 5.10) позволил дифференцировать слои донных отложений, отделив верхние (загрязненные) и нижние (фоновые) друг от друга. Видно, что самые верхние слои донных отложений озер северо-западной части Мурманской области (район полуостровов Рыбачий и Средний) имеют более высокие концентрации обоих металлов, чем самые верхние слои донных отложений других исследованных озер. Это также показывает влияния фактора близости к основному источнику загрязнения. С другой стороны, выделяются отложения озера Уранового за счет более высоких содержаний Cu в верхних слоях ила по сравнению с другими водоемами района. Предположительно, это связано с влиянием упомянутых выше месторождений U. В составе пород присутствуют аномалии Cu до 500 мг/кг [Каулина и др. 2021]. Геологический фактор, по-видимому, влияет и на высокие фоновые концентрации Ni в отложениях озера Терского [Слуковский, 2024], расположенного на юге региона, где при этом в осадках отмечаются низкие значения Cu, даже в самых верхних слоях изученных отложений. В любом случае графическая модель соотношения Ni и Cu в донных отложениях озер области позволяет проводить

дифференциацию слоев отложений фоновых озер на антропогенные и фоновые.

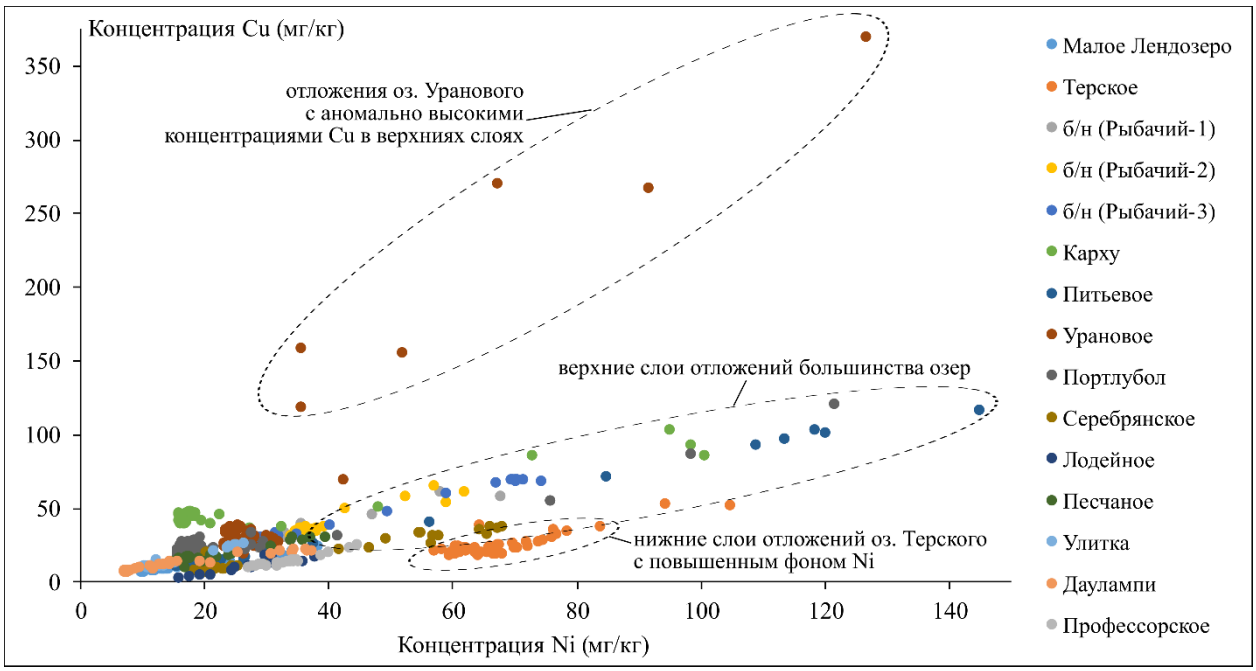


Рисунок 5.10 – Соотношение концентраций Ni и Cu в отложениях исследованных озер Мурманской области

Учитывая, что дальность выбросов металлургических предприятий, как уже отмечалось, простирается на десятки и сотни километров, мы отмечаем вышеописанные закономерности накопления Ni и Cu в верхних слоях отложений озер фоновых районов на севере Республики Карелии [Slukovskii et al., 2021; Slukovskii et al., 2025]. Например, в озерах Лоухского района, расположенных в ~250 км от Мончегорска, кроме повышенных содержаний Pb, Sb, Cd и Bi в верхних слоях осадков, схожую динамику имеют также концентрации Cu и Ni. В работах по анализу состава аэрозолей, переносимых воздушными массами на территорию Карелии, отмечается, что со стороны Мурманской области в более южные регионы поступают выбросы от промышленных площадок в Мончегорске и Никеле [Виноградова, Иванова, 2013]. Согласно исследованиям транспорта загрязняющих веществ, загрязнение от деятельности завода в Мончегорске может повлиять на территории, расположенные до 400 км от источника выбросов. Важно отметить, что это не распространяется на всю территорию Карелии: в центральных и южных районах Республики поведение Ni и Cu в колонках современных отложений совершенно иное. Эти данные схожи с трендами, полученными при изучении озер Скандинавских стран, где в южных регионах указанные металлы не проявляли своих техногенных свойств в отличие от

северных. В частности, о влиянии на озера севера Швеции, Норвегии и Финляндии выбросов от предприятий металлургического толка Мурманской области сообщалось в публикациях отечественных и зарубежных исследователей [Rognerud, Fjeld, 1993; Dauvalter, Kashulin, 2018].

Фоновые территории и их водные объекты – это хороший плацдарм для проверки тех или иных геохимических гипотез. Очевидно, что в осадках озер фоновых территорий могут проявляться влияния тех или иных антропогенных процессов, как это было показано на примере дальнего переноса загрязнителей от обезличенных и очевидных источников, что роднит озера фоновых районов с озерами урбанизированных территорий. В то же время, используя озера фоновых районом можно проверить наличие лимитирующих факторов, если говорить о локальных антропогенных выбросах. Например, выбросы от мазутных ТЭЦ, которые проявляются в геохимии отложений озер городских территорий Северо-Запада России, совсем не отмечаются при исследовании осадков фоновых районов. Главным образом, это касается концентраций V (Рис. 5.11), который в современных отложениях озер фоновых районов накапливается, подчиняясь исключительно природным факторам, связанным с поступлением его из почв и четвертичных отложений, а также (в ряде случаев, о чем будет сообщаться дальше) с поступлением его из пород, обогащенных этим металлом. Диапазон разброса концентраций V в поверхностных отложениях озер фоновых районов Карелии и Мурманской области близок к диапазону концентраций этого металла в озерных отложениях южной части Норвегии – от 19.6 до 107 мг/кг (среднее значение составляет 87 мг/кг) [Rognerud et al., 2000]. Хотя средний уровень V в донных отложениях исследованных озер Северо-Запада России ниже [Slukovskii et al., 2023]. Здесь наши данные скорее ближе к фоновому содержанию V в почвах Швеции – 69 мг/кг [Eriksson, 2001]. Также исследования показывают, что при естественном присутствии V в донных отложениях наблюдается низкий уровень загрязнения этим металлом [Zhou et al., 2019; Varol et al., 2022], что противопоставляется районам городов, где есть или были работающие мазутные котельные или ТЭЦ.

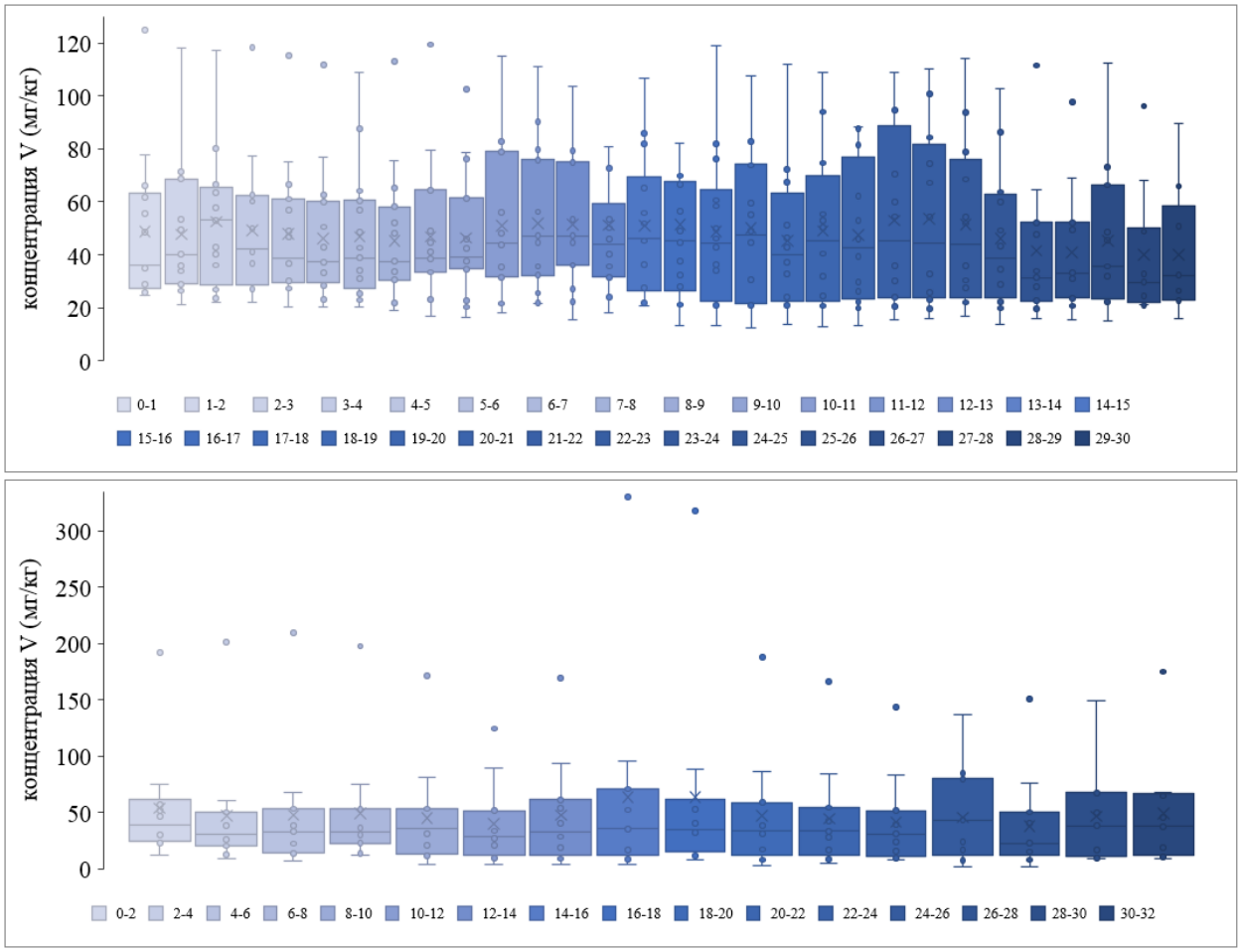


Рисунок 5.11 – Концентрации V в колонках отложений озер фоновых районов Мурманской области (верхний график) и Карелии (нижний график). Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 30-32 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

Аналогичным образом, как и V, ведут себя в озерах фоновых районов литофильные элементы, проявляющие индикационные свойства техногенного влияния на озера городских территорий, что было показано в главе 4 на примере Карелии и Мурманской области. Общей тенденции к накоплению редкоземельных элементов и щелочных металлов в самых верхних (чаще всего самых загрязненных тяжелыми металлами) слоях отложений озер фоновых районов обозначенных регионов Севера России не отмечается. Чаще всего «пики» повышенных концентраций РЗЭ, например, отмечаются в средней или нижней частях осадочного разреза колонок отложений озер (Рис. 5.12). Это в большей степени отражает особенности гранулометрического или минералогического состава отложений [Дубинин, 2006; Страховенко и др., 2010]. Также большую роль в накоплении редкоземельных элементов могут играть руды соответствующих элементов, о чем будет более подробно

изложено в следующей главе (5.3). Общие тенденции накопления в вертикальном срезе отложений всех изученных озер фоновых районов Мурманской области показаны на графике (Рис. 5.13). Отдельно следует рассмотреть геохимию озера Шуонияур (Рис. 5.12). Этот водоем расположен в 20 км от медно-никелевого комбината. В самых верхних слоях отложений этого озера концентрации Pb и Ni существенно превышают фоновые значения [Slukovskii et al., 2022]. Однако динамика накопления редкоземельных элементов в этом озере не аналогична тому, что мы наблюдаем в отложениях городских водоемов Мурманской области (Рис 4.48). Отмечено, что накопление редкоземельных элементов в отложениях озера Шуонияур происходит по «схеме» озер фоновых районов Севера, без «пиков» концентраций (Рис. 5.12). Это дополнительно доказывает, что редкоземельные элементы могут быть индикаторами антропогенного влияния городов на озера. Но это касается озер, расположенных непосредственно в пределах урбанизированных территорий (примерами являются озера Мурманска, Мончегорска, Петрозаводска, Медвежьегорска, Суоярви). Вероятно, прямые выбросы медно-никелевого производства Арктической зоны России не привносят в окружающую среду литофильные элементы (за исключением основных катионов (Na, K, Ca, Mg), входящих в состав пыли этих предприятий [Зубова и др., 2020]).

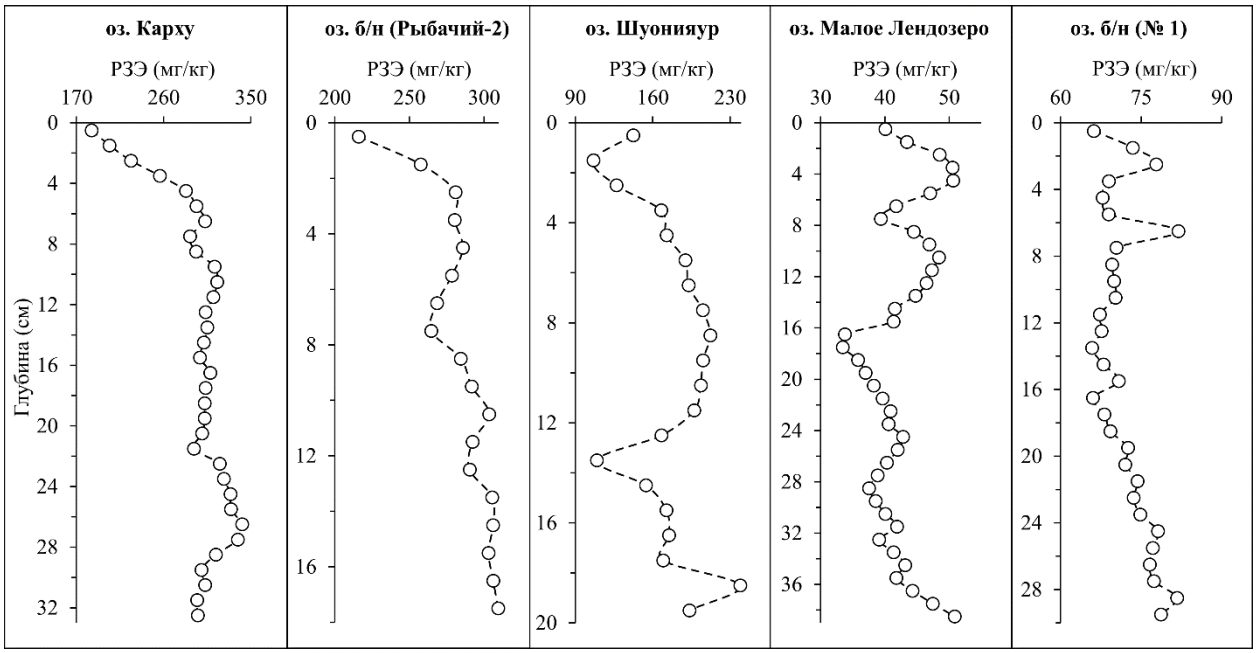


Рисунок 5.12– Вертикальное распределение концентраций редкоземельных элементов в колонках современных отложений некоторых озер фоновых районов Мурманской области и Карелии

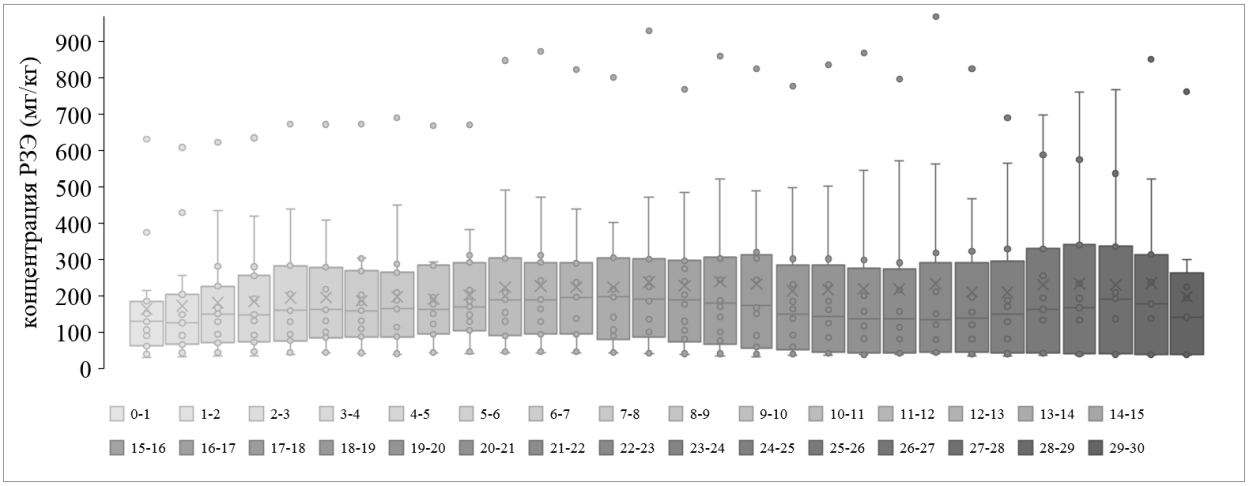


Рисунок 5.13 – Концентрации редкоземельных элементов в колонках отложений озер фоновых районов Мурманской области. Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 30-32 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

Дальний атмосферный перенос, с которым связано основное техногенное влияние на фоновые районы Земли, включая озера и их донные отложения, проявляется не только в Северном полушарии, но в Южном [Marx et al., 2016]. Причем, если в Северном полушарии на примере Pb отмечается спад этого процесса в последние десятилетия, то записи Южного полушария, в целом, показывают продолжающийся рост выбросов Pb. Отчасти рост концентраций этого металла в Антарктике и Австралии связывают с недавней добычей руды на австралийском континенте [Mudd, 2007]. Считается, что именно со стороны Австралии идут главные поступления Pb (и вероятно, других агентов дальнего переноса загрязнителей) в сторону Антарктики [Marx et al., 2010]. Главными природными архивами для исследователей влияния дальнего атмосферного переноса загрязнителей в Антарктику являются ледники [Vallelonga et al., 2002; Planchon et al., 2003; Van deVelde et al., 2005]. Причем, как и в Австралии, в Антарктике (на примере исследования кернов льда) было установлено, что до ~1850 годов никакого обогащения Pb на континенте вообще не происходило, что отражает динамику развития промышленности именно в Австралии [Marx et al., 2010].

Исследования современных донных отложений озер Антарктики крайне ограничены, а использование современных отложений в качестве палеолимнологических архивов недавних техногенных преобразований в окружающей среде вообще не проводились до настоящего времени. Наиболее значительные геохимические исследования в Антарктике проводятся преимущественно вблизи полярных станций [Alfonso et al., 2015; Bueno et al.,

2018], которые также являются источниками загрязнения, а также в сухих долинах, где можно опробовать соленые озера, которые никогда в виду солености не замерзают и не засыпаются снегом из-за отсутствия атмосферных осадков [Joju et al., 2024].

На острове Кинг-Джордж и в его окрестностях основными источниками поступления тяжелых металлов в озера являются полярные станции, которые в данном районе Антарктиды имеют очень плотное расположение [Braun, Hock, 2004], аэродром, дальний атмосферный перенос и гуано пингвинов. Последний путь миграции загрязнителей осуществляется через морскую воду и пищевые цепочки птиц, которые потом переносят элементы на сушу и затем снова в озера (Рис. 5.14) [Chu et al., 2019]. Правда, в основном это относится к небольшому острову (а во время отливов полуострову) Ардли, который находится рядом с островом Кинг-Джордж.

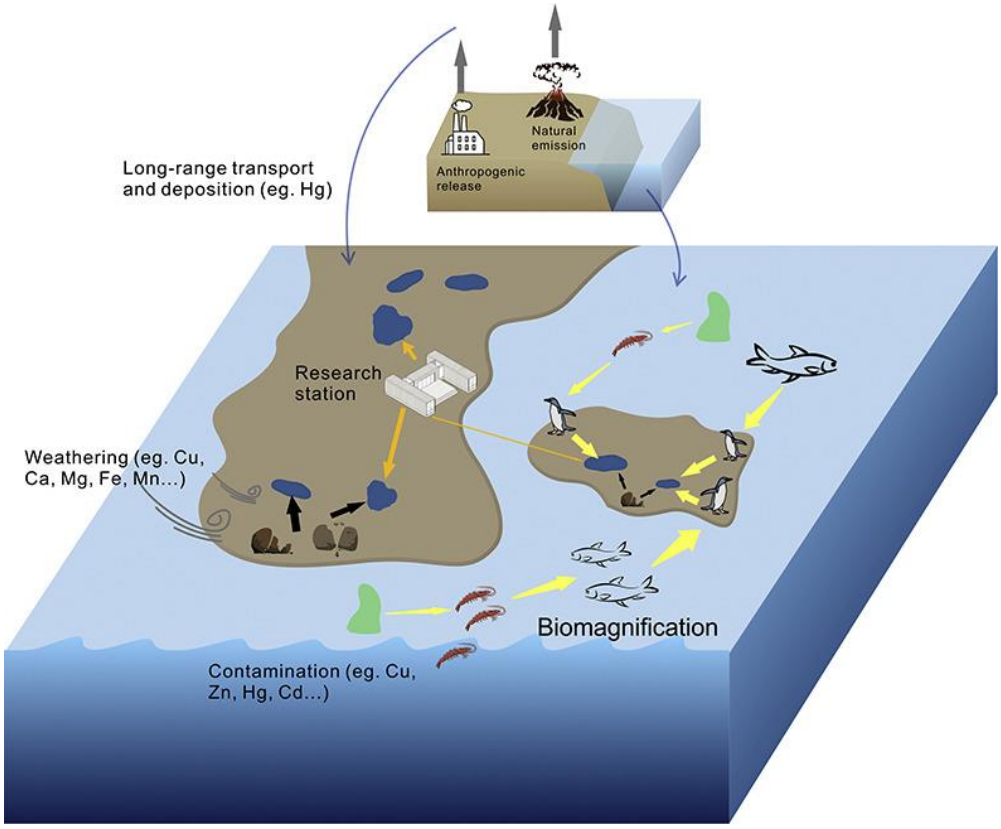


Рисунок 5.14 – Схема потенциального процесса переноса загрязнения из морской пищевой сети, антропогенной деятельности, переноса на большие расстояния и выветривания по [Chu et al., 2019]

Исследования колонок современных донных отложений озер в районе полуострова Файлдс показали, что в ряде случаев отмечается повышение уровня (пусть и незначительно) концентраций ряда микроэлементов, включая тяжелые металлы (Рис. 5.15). Наилучшим образом это видно на примере озера

Китеж, которое находится вблизи двух полярных станций России и Чили и аэродрома. В частности, в верхних слоях донных отложений озера Китеж отмечено повышенное содержание Li, редкоземельных элементов, V, Ni, Cd, Pb и Sb и ряда других микроэлементов. И если повышенные концентрации литофильных элементов, включая Li и редкоземельные металлы, в верхних слоях отложений озера Китеж можно объяснить большим числом глинистых минералов отложениях литорали озера Китеж, так как Li является индикатором глинистой фракции отложений [Loring, 1990], а также тем, что отложения озера Китеж в большей степени были подвергнуты выветриванию [Alfonso et al., 2015], то накопление Pb и Sb может быть следствием антропогенной нагрузки. В частности, на это указывают исследования, проводимые на острове Кинг-Джордж, на примере геохимии почв и донных отложений озер этого района Антарктики [Abakumov et al. 2017; Bueno et al. 2018]. Аналогичные антропогенные влияния наблюдались в антарктических озерах в других районах континент (на востоке Антарктики). Например, повышенные уровни As, Pb и Zn в современных отложениях безымянного восточно-антарктического озера были связаны с деятельностью человека [Joju et al., 2024]. В частности, с дальним атмосферным переносом.

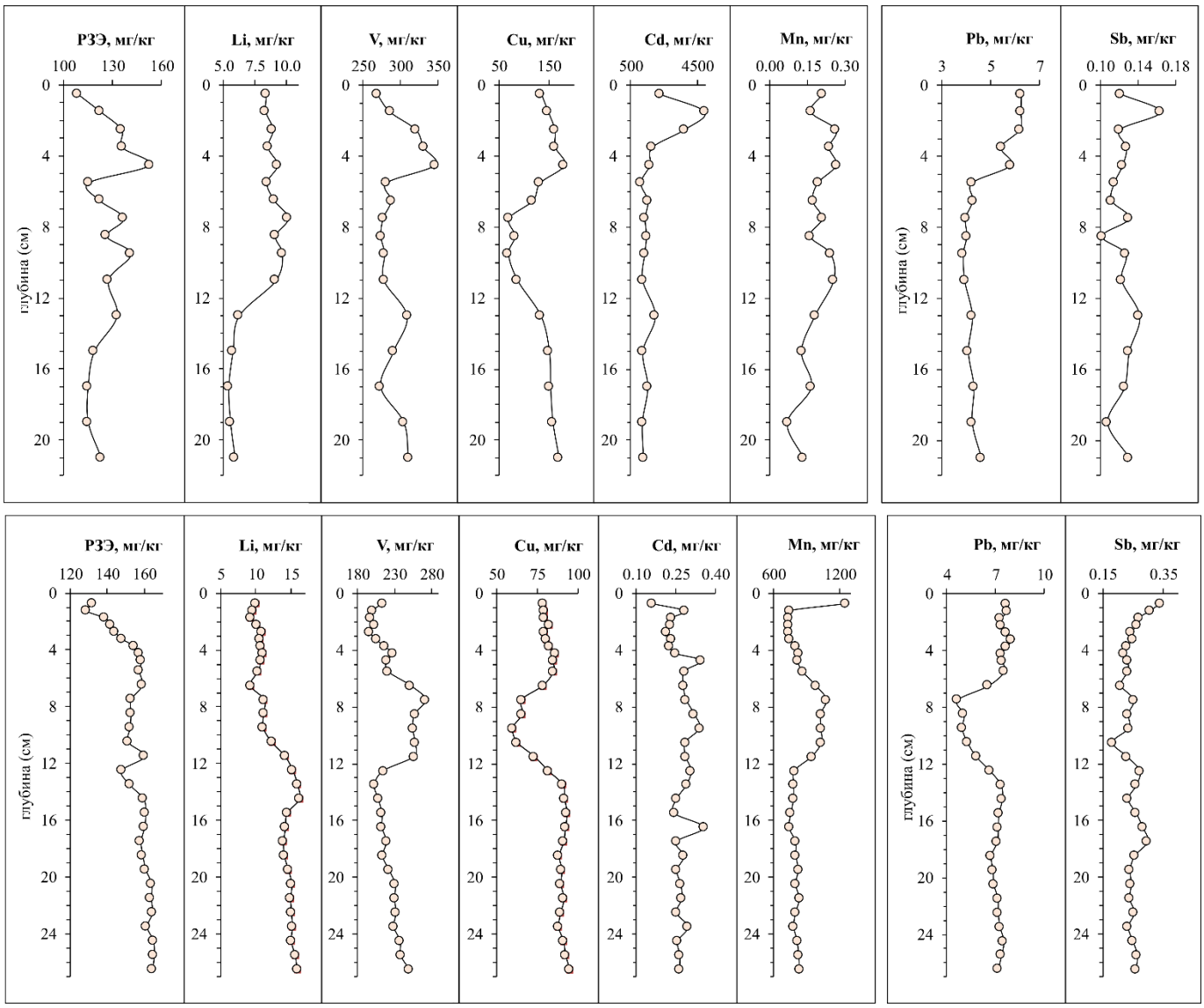


Рисунок 5.15 –Вертикальное распределение некоторых элементов в кернах отложений озер Китеж (верхний ряд) и Глубокое (нижний ряд) [Слуковский, Гузева, 2024]

Подтверждением того, что накопление тяжелых металлов в верхних слоях отложений озер в районе острова Кинг-Джордж может быть связано с антропогенным влиянием, является оценка возраста изученных осадков. Согласно модели постоянного потока [Corbett, Walsh 2015; Abril 2022], возраст отложений озера Китеж (верхние 11-12 см) оценивается примерно в 150 лет (Рис. 5.16). Скорости седиментации варьировались от 0.5 до 1.3 мм/год, с заметным увеличением в 21 веке (верхняя часть осадков керна). Также в верхних слоях (0-2 см) наблюдается минимум, связанный с увеличением скорости осадконакопления в XXI веке (до 1.3 мм/год), что привело к «разбавлению» активности ^{210}Pb. Рассчитанный возраст изученных осадков и скорость седиментации в озере Китеж соответствуют данным по накоплению тяжелых металлов, в частности по вертикальному распределению Pb, Cd и Sb.

Также важно заменить, что скорость седиментации в антарктическом озере (это зона антарктической пустыни) сопоставима и даже выше скоростей седиментации в озерах фоновых районов Мурманской области [Slukovskii et al., 2021; Slukovskii et al., 2025]. Несмотря на более длинную зиму, что подразумевает и более длинный период замерзания озера, в Антарктике отложения накапливаются с большей интенсивностью, чем в некоторых Арктических районах России. Вероятно, это может быть связано с породами района острова Кинг-Джордж, которые лучше поддаются выветриванию.

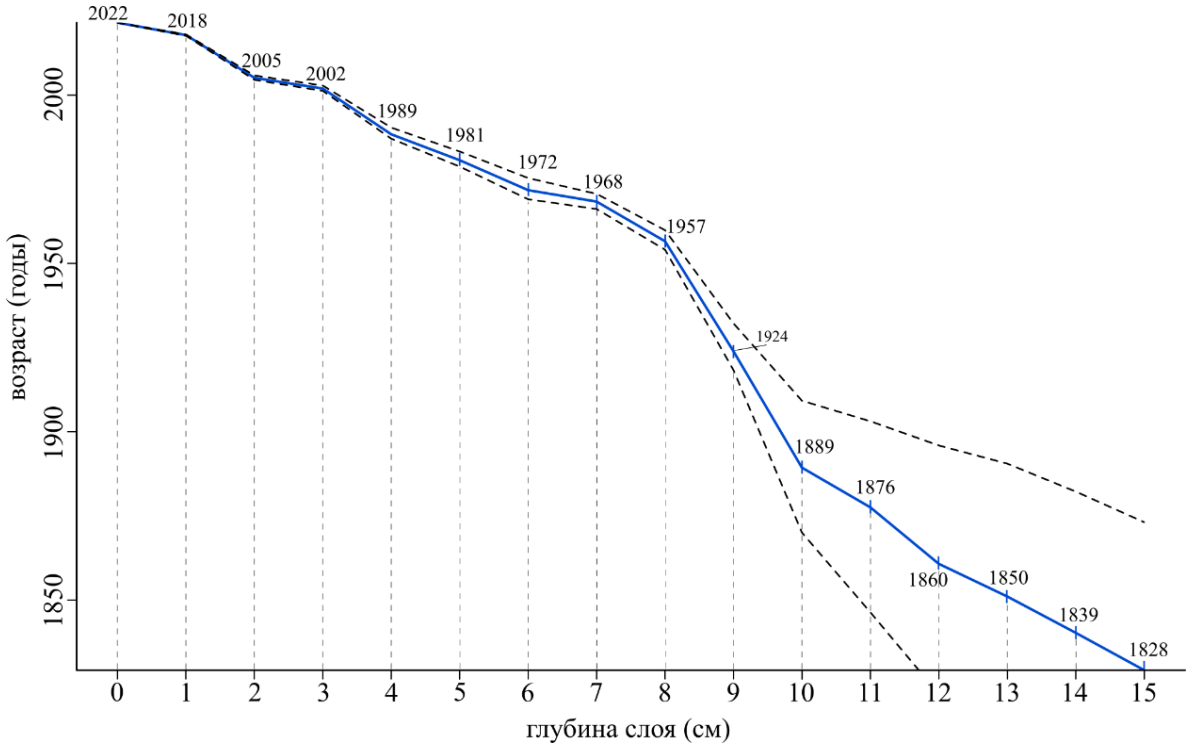


Рисунок 5.16 – Результат моделирования изменения скорости седиментации в озере Китеж с использованием неравновесного ^{210}Pb

Следует отметить, что исследования морских осадков вблизи острова Кинг-Джордж [Sanders et al., 2010; Ribeiro et al., 2011] сообщают о скоростях седиментации в диапазоне от 1 до 6.7 мм/год, что превышает результаты, полученные для озера Китеж. Содержание органического вещества в морских осадках вблизи острова Кинг-Джордж варьируется от 6 до 9%, в то время как осадки озера Китеж содержат до 13.7 % органического материала. Таким образом, разница в скорости седиментации между морской и озерной средой не может быть объяснена изменениями в поступлении органического вещества в осадки. Возможно, это связано с более высокой долей глинистых частиц (81-98%) в морских осадках по сравнению с озерными. Хотя в этом исследовании не анализировался гранулометрический состав осадков озера Китеж, ранее сообщалось, что содержание глинистых частиц в этих осадках не

превышает 1% [Alfonso et al., 2015]. Эти исследования будут продолжены для лучшего понимания современных геохимических процессов в озере Китеж. В тоже время результаты исследования озер прибрежной зоны Антарктики, которые можно отнести с большой долей допущения к озерам фоновых районов, демонстрируют те же тенденции в накоплении тяжелых металлов (в частности Pb, Sb и Cd), что и озера Севера России, расположенные в Северном полушарии Земли.

5.3. Геология как фактор проявления геохимических аномалий химических элементов в отложенияхозер фоновых районов

Несмотря на статус пристанционных озер (речь о водоемах острова Кинг-Джордж), которые испытывают антропогенную нагрузку, что было показано выше, в большей мере их отложения отражают специфику геохимических особенностей пород района исследования [Слуковский, Гузева, 2024]. В данном случае мы имеет дело со своего рода замкнутой геосистемой с относительно однотипным петрофондом, что позволяет очень хорошо выявить связь геологии с современным осадконакоплением в озерах [Юдович, Кетрис, 2011]. Например, нормирование усредненных по всей длине колонок концентраций микроэлементов в отложениях изученных озер показало, что осадки обогащены такими элементами, как P, Ti, V, Mn, Cu, Sr, Cd и Tl (Рис. 5.17). В то же время отмечено сильное обеднение Cr, Rb, Nb, Cs, Pb и Th. Схожие закономерности наблюдаются и в накоплении микроэлементов горных пород полуострова Файдс, которые представлены базальтами, андезибазальтами с переслаиванием вулканических брекчий, туфами, андезитами, дацитами, а также аллювиальными и коллювиальными отложениями [Machado et al., 2005]. Эти породы также обогащены P, V, Mn, Cu и Sr и обеднены Cr, Ni, Zr, Nb и Hf. Известно, что V активно накапливается в основных магматических породах, например, габбро и базальтах [Скляров и др., 2001]. Несмотря на то, что в отложениях озер исследовался больший спектр микроэлементов, чем в породах, можно заключить, что осадки унаследовали геохимическую специфику местного петрофонда. Схожие закономерности отмечены были ранее при изучении геохимии горных пород и донных отложений озер другого района острова Кинг-Джоржд – района бухты Адмиралтейской [Gunes, Balci, 2022]. Хотя следует отметить, что в породах накапливается чуть больше V, Ni и Sr, а в отложениях озер Китеж и Глубокое отмечен больший уровень накопления редкоземельных элементов и Hf [Слуковский, Гузева, 2024].

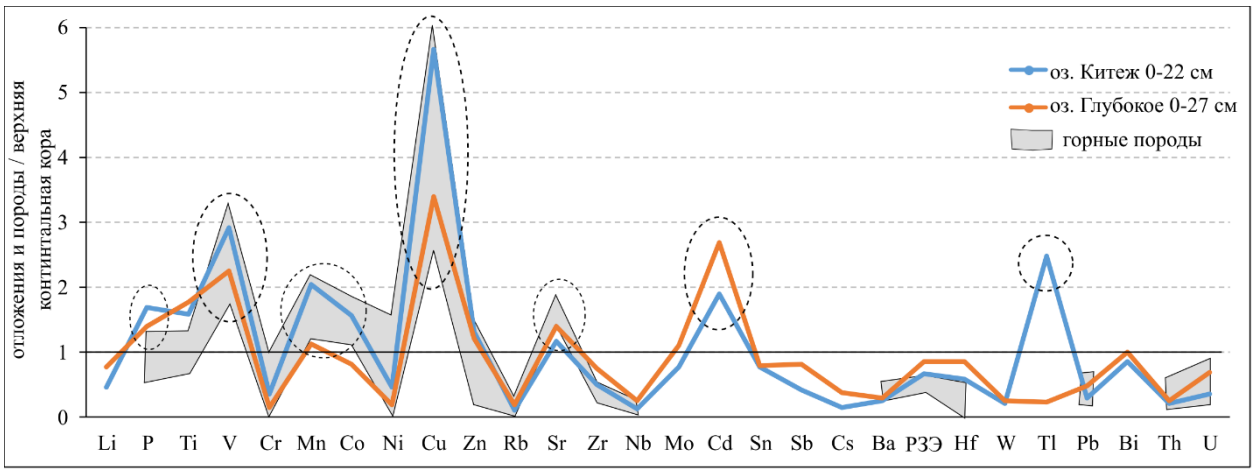


Рисунок 5.17 – Нормализация концентраций элементов в изученных отложениях озер (даны средние значения по обоим колонкам отложений) и в горных породах п-ваФайлдс [Machado et al., 2005] по среднему составу континентальной коры [Wedepohl, 1995]. Все значения представлены в логарифмической шкале [Слуковский, Гузева, 2024]

Диаграммы распределения редкоземельных элементов в изученных отложениях озер и породах полуострова Файлдс также показывают единство трендов, полученных по нормированию концентраций редкоземельных элементов по хондриту (Рис. 5.18). В обоих случаях отмечается обогащение легкими редкоземельными металлами по отношению к тяжелым. В то же время заметно, что общее содержание редкоземельных элементов в отложениях озер Китеж и Глубокое выше, чем в породах водосборной площади. Это может быть связано, как с интенсивностью выноса редкоземельных элементов, так и с преобладанием в осадках пелитовой фракции и окислительно-восстановительной обстановкой на границе вода-дно [Дубинин, 2006]. Кроме вышеуказанного, в отложениях изученных озер Глубокое и Китеж величина аномалии Eu равна 0.89 и 0.95, соответственно. То есть отмечается небольшая «отрицательная» аномалия Eu, что свойственно осадочным образованиям [Юдович, Кетрис, 2011]. В то же время в изученных породах величина в среднем составляет 1.06. Вероятно, это связано со снижением числа породообразующих минералов, например, плагиоклазов в отложениях. Известно, что плагиоклазы имеют резко выраженную «положительную» аномалию Eu.

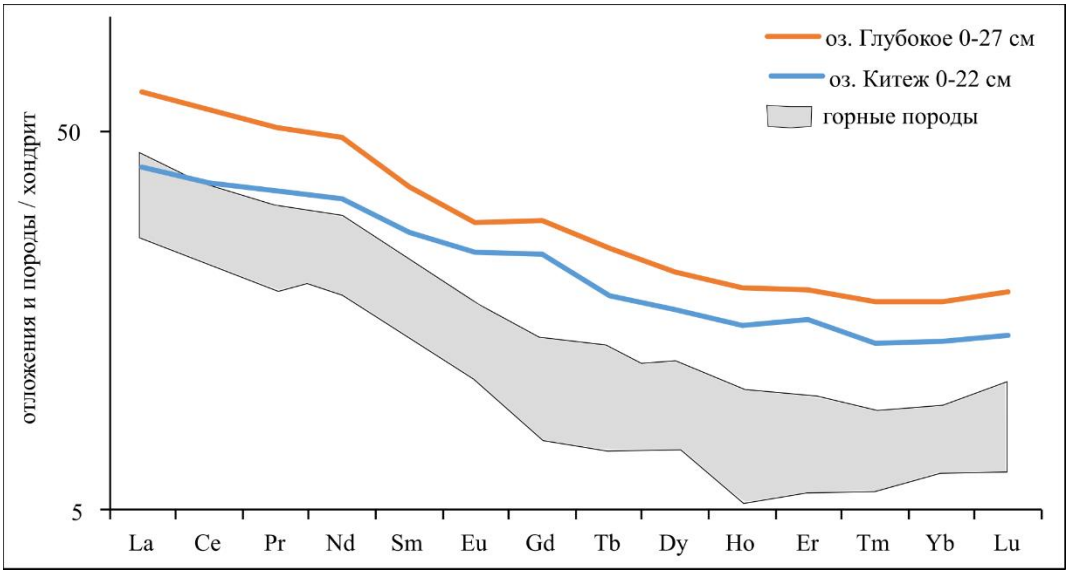


Рисунок 5.18 – Тренды нормированных по хондриту [Sun, McDonough, 1989] концентраций редкоземельных элементов в изученных отложениях озер (даны средние значения по обоим колонкам отложений) и в горных породах п-ова Файлдс [Machado et al., 2005]. Все значения представлены в логарифмической шкале

Примером замкнутой геосистемы является также и район Ловозерских тундр или Ловозерского горного щелочного массива в центральной части Мурманской области, где изучались вода и отложения озера Сейдозера, расположенного в центре указанного микрорегиона (Рис. 5.19). Горный массив сложен щелочными интрузивными породами (в основном эвдиалитовыми луявритами разного состава) девонского возраста (360 ± 10 млн лет) [Kramm, Kogarko, 1994; Когарко, 2020]. К главным породообразующим минералам Ловозерского массива относятся эвдиалит, лопарит, нефелин, полевой шпат, эгирин, амфибол, титанит, апатит и другие [Пеков, 2001]. В породах района развиты руды ряда микроэлементов, включая Nb, Ta, Zr и редкоземельные металлы [Kalashnikov et al., 2016]. На Ловозерском лопаритовом месторождении производится товарная добыча указанных элементов.

Исследование воды и современных отложений озера Сейдозера показало, что они хорошо отражают геологические особенности района исследования (Рис. 5.20). Главным образом отложения водоема имеют повышенные по сравнению с кларком концентрации Zr, Nb, Hf, Th, U и редкоземельных элементов. Аналогичное накопление указанных элементов выявлено также в воде озера и главных притоков водоема [Слуковский и др., 2026]. Практически совпадают геохимические формулы, расчитанные для изученных объектов: Nb(8.7)-Mo(8.2)-Zr(6.0)-Y(1.5) для среднего состава вод озера Сейдозера,

Nb(7.8)-Mo,Zr(7.2)-Y(2.5) для среднего состава притоков, Mo(8.6)-Nb(6.0)-Zr(5.3) для устьевого участка реки Сейдъяврйок и Mo(11.7)-Nb(10.1)-Zr(7.7)-U(6.5)-Hf(6.4) – для среднего состава отложений озера Сейдозера. На рисунке ниже также видно, что литературные данные подвержаются и собственным геологическим материалом автора и коллег, собранным в ходе экспедиции.



Рисунок 5.19 – Вид на озеро Сейдозеро на фоне горного массива Ловозерских тундр (фото З.И. Слуковского)

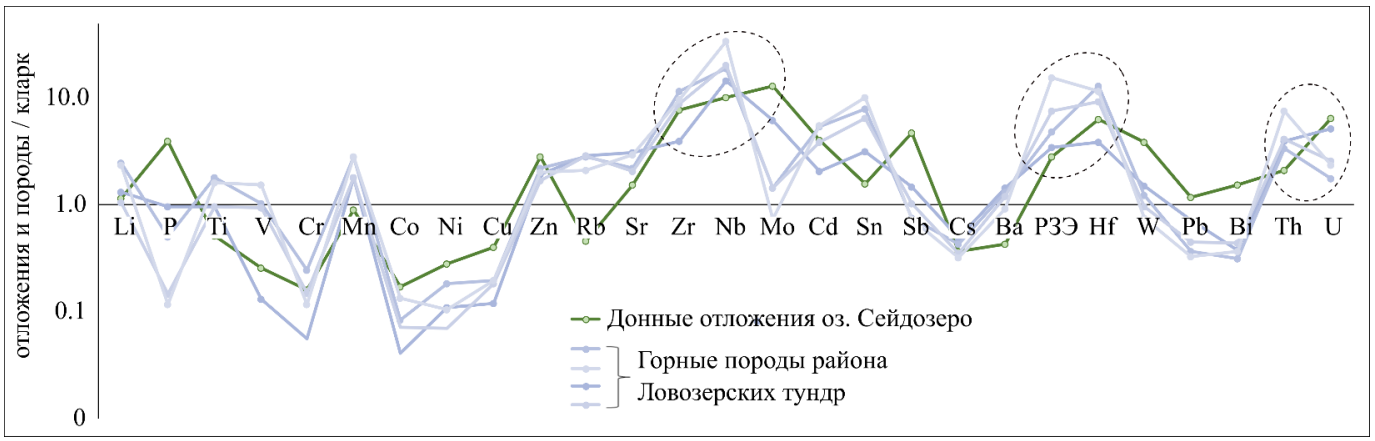


Рисунок 5.20 – Нормализация концентраций элементов в отложениях озера Сейдозера (дночерпательная проба) и в горных породах Ловозерский тунд (собственные данные) по среднему составу континентальной коры [Wedepohl, 1995]. Все значения представлены в логарифмической шкале

При этом антропогенное влияние также проявляется на самых верхних слоях отложений озера Сейдозера, однако на фоне существенного доминирования геологических факторов, влияние дальнего атмосферного переноса не существенно меняет геохимическую специфику изученных осадков. Главным образом, это также связано с замкнутостью этой геосистемы: горы являются в некотором роде экраном для распростарения загрязнителей, перемещающихся через атмосферу. Исследования общих гидрохимических показателей Сейдозера установили, что водоем сохраняет статус фонового, несмотря на горную добычу на его водосборе и туристический поток. за 50 с небольшим лет водоем не претерпел серьезных изменений в гидрохимическом плане, если сравнивать новые данные со съемкой конца 1960-х годов [Большие озера…, 1975].

Продолжая тему редкоземельных элементов, следует отметить, что их концентрации широко используются в геохимии в качестве маркеров различных геологических процессов [Скляров и др., 2001]. Выше (в главе 4) уже сообщалось о роли редкоземельных металлов в интерпретации эколого-геохимических данных, полученных при исследовании озер урбанизированных территорий [Slukovskii et al., 2022]. Однако чаще всего в геохимии концентрации редкоземельных элементов используются для индикации природных процессов [Страховенко, 2011]. Например, исследование редкоземельных элементов в корах выветривания и исходных породах (Индонезия) показало, что общее их содержание в коре выветривания относительно повышено по сравнению с исходными породами. Это свидетельствует о том, что акцессорные минералы, содержащие редкоземельные элементы, могут быть устойчивы к выветриванию и сохраняться в виде остаточной фазы в корах выветривания [Maulana et al., 2014]. В другом исследовании при анализе геохимии редкоземельных элементов в породах флюоритового месторождения (Китай) было обнаружено, что вулканические породы и вмещающие карбонатные породы могут быть источником рудообразующего материала [Xiang et al., 2010].

Наши исследования показали, что медианные концентрации редкоземельных элементов в отложениях озер фоновых районов Мурманской области варьируют от 40.2 до 767.4 мг/кг. Наибольшие значения отмечены в озере Портлубол (Рис. 5.21). Однако, в целом на графике можно увидеть тенденцию к снижению концентраций редкоземельных элементов в изученных осадках от тундровых озер к озерам, расположенным в зоне лесотундры и таёжной зоне. Таким образом, демонстрируется существенное влияние климатических и ландшафтных факторов на накопление литофильных элементов в отложениях озер, к которым относятся Sc, Y и

лантаноиды. Во многом снижение концентраций редкоземельных элементов от тундровой зоны к таежной обусловлено высоким содержанием органического вещества в озерах, расположенных в тайге. В лесных зонах обычно встречаются органические или органоминеральные осадки. Эти типы осадков, как правило, имеют более низкие концентрации РЗЭ по сравнению с осадками минерального типа, которые характерны для территорий с бедной растительностью (например, тундры) [Страховенко, 2011]. Медианное содержание редкоземельных элементов в отложениях озер Карелии, которые полностью находятся в зоне тайги, равно 57 мг/кг, что укладывается в тренд, показанный на примере озер Мурманской области.

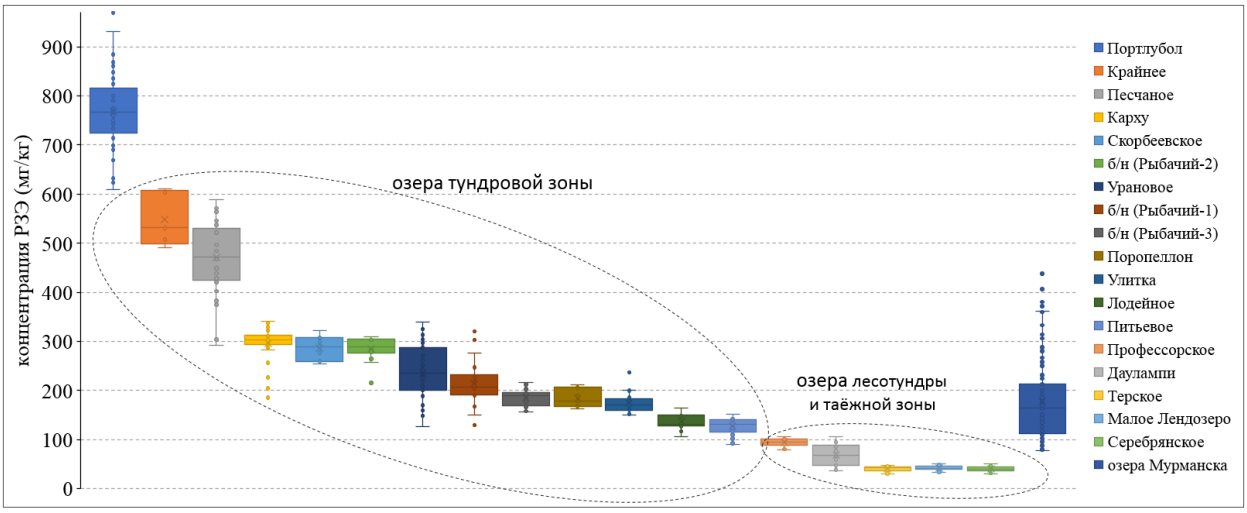


Рисунок 5.21 –Концентрации редкоземельных элементов в отложениях озер фоновых районов Мурманской области и озер города Мурманска

Рисунок 5.21 также иллюстрирует, что озера городских территорий (на примере озер Мурманска) имеют широкий диапазон колебаний концентраций редкоземельных элементов, а их максимальные значения и медиана содержания редкоземельных металлов в осадках озер находятся на уровне медианных концентраций редкоземельных элементов в отложениях тундровых озер, хотя Мурманск находится в зоне лесотундры. Аналогичные тенденции в накоплении редкоземельных элементов наблюдались в отложениях озер юга Карелии, особенно в озерах г. Петрозаводска (Карелия) [Слуковский, 2020]. Это дополнительно показывает роль антропогенного влияния на озера городских территорий, как фактора, влияющего на поведение литофильных элементов, включая редкоземельные металлы, в водной среде и донных отложениях озер, о чем говорилось выше (в главе 4.5).

Однако на характер накопления редкоземельных элементов может влиять не только фактор ландшафта и петрофонда, как доминирующий, или фактор

антропогенного воздействия. Существенную роль в накоплении редкоземельных элементов в осадочных образованиях могут играть руды редкоземельных элементов в породах водосборной площади [Slukovskii et al., 2025]. На территории севера Карелии в озерах Апрельское и Перманто (Лоухский район) были выявлены аномалии концентраций редкоземельных элементов (Рис. 5.22), чьи концентрации варьируют от 788 до 1916 мг/кг в озере Апрельском и от 197 до 356 мг/кг в озере Перманто. В озерах также были установлены необычные аномально высокие концентрации Ti, V, Cr, Co и Th, что несвойственно озерам фоновых территорий Карелии. Важно отметить, что оба озера находятся в лесной зоне (тайга), а содержание органического вещества в их отложениях составляет в среднем 51-52%, что соответствует органоминеральным осадкам, в которых обычно накапливается незначительно содержание редкоземельных элементов [Страховенко, 2011].

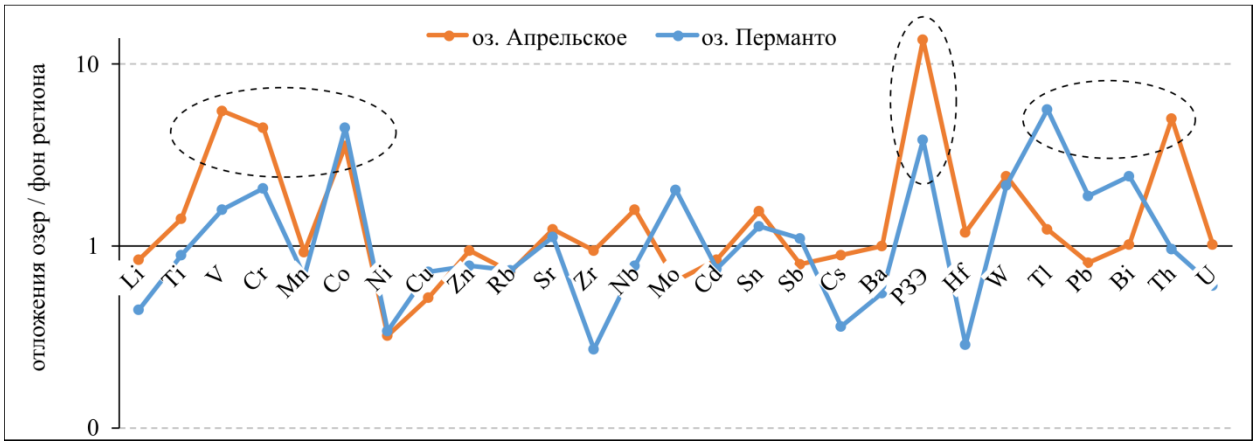


Рисунок 5.22 – Нормализация концентраций элементов в изученных отложениях по геохимическому фону для Карелии. Все значения представлены в логарифмической шкале [Слуковкий и др., 2024]

Интересно, отметить, что несмотря на отсутствие прямых источников загрязнения вблизи изученных озер (Апрельское и Перманто), суммарное содержание РЗЭ в их отложениях находится на уровне и даже выше концентраций РЗЭ в отложениях загрязненных озер России и мира [Слуковкий и др., 2024]. Так, содержание лантаноидов в осадках оз. Апрельского близко к аналогичным данным по оз. Большой Вудъявр в Мурманской области, в который поступают стоки от местного горнодобывающего завода [Dauvalter atal., 2023]. Также содержание лантаноидов в отложениях оз. Апрельского выше, чем в осадках оз. Поянху (Китай), которое загрязняется выбросами горнодобывающих и металлургических предприятий [Wang et al., 2019], чем в осадках оз. Аха (Китай), где на высокие содержания РЗЭ повлияла добыча угля [Wang et al., 2024], чем в отложениях озер Уфимское и Комсомольское

[Масленникова и др., 2014], которых находится в зоне влияния металлургических предприятий и чем в отложениях городских озер Мурманска [Slukovskii et al., 2022].

Анализ геологии района исследований (Рис. 5.23) показал, что озера Апрельское и Перманто находятся в зоне распространения архейской тоналит-трондьемит-гранодиоритовая (ТТГ) ассоциации, породы который имеют возраст от 2.650 до 3.240 млрд лет [Чекулаев и др., 2021]. Известно, что породы ТТГ-ассоциации на севере Карелии могут быть обогащены различными элементами, включая Cr, Ni, Rb, РЗЭ и другие [Чекулаев и др., 2022]. Также к северо-западу от изученных озер выявлены несколько рудопроявлений U и Au. К северо-востоку от озера отмечаются выходы щелочно-габбровых расслоенных интрузивов с карбонатитами возрастом от 2 до 2.07 млрд лет. Этот район известен как Елетьозерский массив или массив Елеть-Озеро [Рябчиков, Когарко, 2015]. С этими породами этого массива тесно связаны месторождения и рудопроявления Ce, Zr, Nb, Ta, La, Y, Zr, Hf и Be [Щипцов, Иващенко, 2018]. Например, в щелочных пегматитах и метасоматитах Елетьозерерского массива содержание Y достигает 5000 мг/кг, La – 1000 мг/кг, а Ce – 3000 мг/кг. Максимальные значения этих элементов в отложениях оз. Апрельского составляют, соответственно: 118.4 мг/кг, 457.5 мг/кг и 699.3 мг/кг. И хотя сложно однозначно установить, какие породы (это работа для будущих исследований) ответственны за поступление редкоземельных элементов и других коррелирующих с ними элементов в воду и отложения озер Апрельское и Перманто, естественные факторы, вероятно, играют ключевую роль в возникновении обнаруженных геохимических аномалий РЗЭ, Th, V и Cr в изученных отложениях озер.

В Финляндии, имеющей схожую геологию, выявлено около 30 месторождений редкоземельных элементов [Sarapää et al., 2013; Al-Ani et al., 2018]. Наиболее высокие концентрации редкоземельных элементов наблюдаются в карбонатитовых жилах и щелочных гнейсах в центральной части страны. Однако почти половина месторождений редкоземельных элементов Финляндии расположена в северной части страны, в том числе на том же широтном уровне, что и изученные озера Карелии или севернее их. Например, в месторождении Сокли, расположенном на северо-востоке Финляндии недалеко от границы с Мурманской областью, количество РЗЭ в породах достигает 18300 мг/кг [Sarapää et al. 2013]. Кроме того, в породах этого месторождения обнаружены повышенные концентрации Th, достигающие 1020 мг/кг.

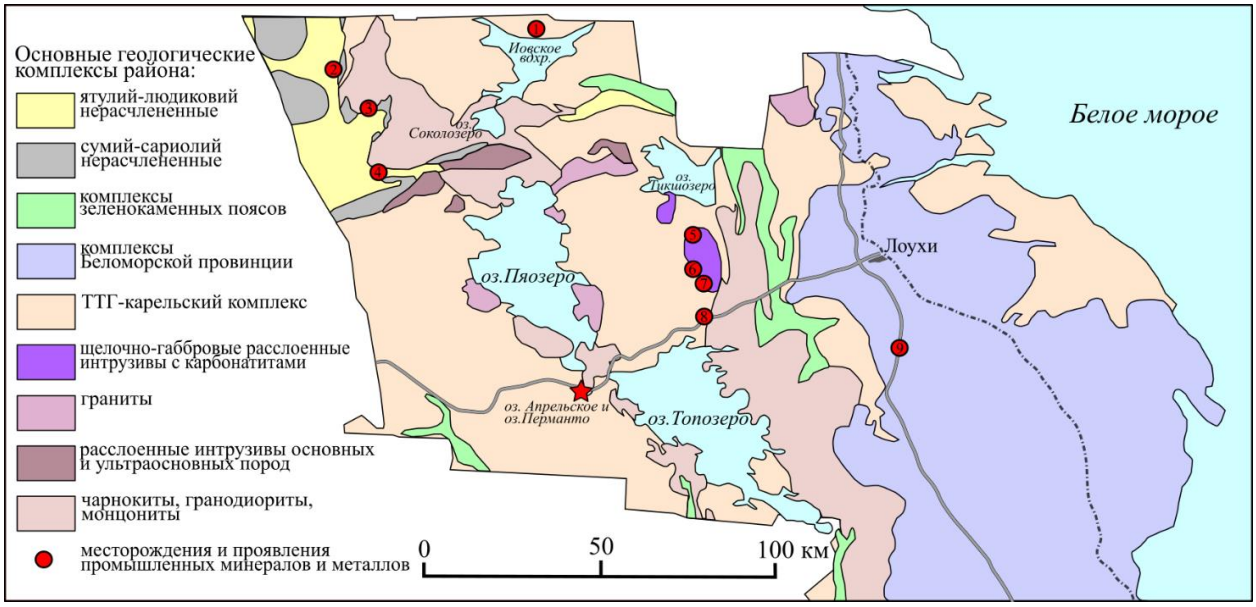


Рисунок 5.23 –Геологическая карта района исследования, где отмечены основные породы, месторождения и рудопроявления микроэлементов и озера № Апрельское и Перманто. Составлена на основе карты из публикации [Щипцов, Иващенко, 2018]

Важно также отметить, что озера расположены перед зоной краевых ледниковых образований калевальской стадии (Салпаусселькя II), представленной широким спектром разнообразных форм рельефа, сложенных моренными и флювиогляциальными песчано-гравийными отложениями озер и дельт [Ekman et al., 1991]. Мощность четвертичных отложений здесь превышает 30 метров. В предфронтальной зоне исследуемой территории развиты дельты с хорошо выраженными руслами талых ледниковых вод, по которым в настоящее время осуществляется сток в озера. Изученные небольшие озера, по-видимому, остаточного ледникового происхождения, образовались после дегляциации ледника в понижениях кристаллического фундамента, заполненных хорошо проницаемыми песчаными осадками. Возможно, что выявленные аномалии редкоземельных элементов и других элементов также сосредоточены в толще присутствующих здесь четвертичных отложений.

Как показано на рисунке 5.21, аномально высокие концентрации редкоземельных элементов были установлены также в отложениях озера Портлубол, расположенном на севере Мурманской области, в зоне лесотундры (Рис. 5.24). Медианное содержание редкоземельных элементов в осадках этого озера в ~4 раза превышает кларковое содержание [Slukovskii et al., 2025]. Однако более существенные превышения над кларом были выявлены для концентраций Mo (K_c=92.5) коэффициент и U (K_c=23.9) в современных

отложениях озера Портлубол. Также отмечаются превышения по Cs, Nb, Rb, Zr, Sb и Hf. Особый интерес в данном случае представляет геохимическая аномалия Mo, чьи концентрации в керне отложений озера Портлубол варьируют от 62.3 до 137 мг/кг при медианном значении 101.7 мг/кг.



Рисунок 5.24 –Район расположения озера Портлубол

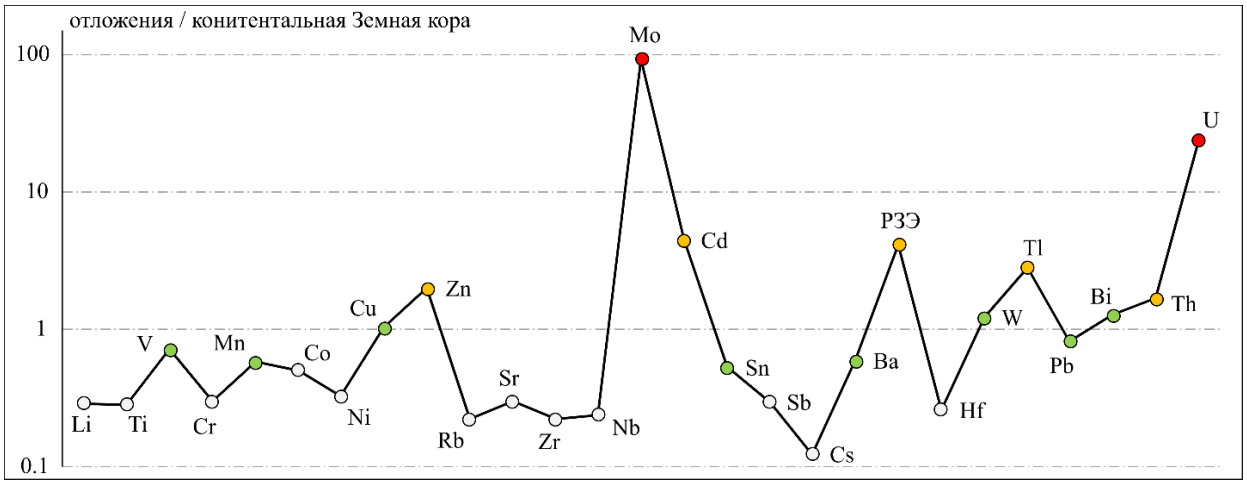


Рисунок 5.25 –Нормализация медианных концентраций элементов в колонке отложений озера Портлубол по среднему составу континентальной коры. Все значения представлены в логарифмированном виде [Slukovskii et al., 2025]

Отмечается, что повышенные концентрации Mo в отложениях пресноводных отложениях могут быть связаны с антропогенной деятельностью. Например, содержание Mo в отложениях ручьев и рек промышленного региона на юге Польши достигает 204.8 мг/кг [Pasieczna et al., 2017]. Основными источниками установленных аномалий металла авторы считают сточные воды от сталелитейных заводов и шлакоотвалов. В отложениях озер Бахтеган и Ташк (Иран) концентрации Mo варьируют от 9.4 до 24.6 мг/кг, что связано, по мнению исследователей, с разработкой хромитовых рудников, сточными водами нефтехимических и промышленных комплексов, пылевыми выбросами, а также сжиганием ископаемого топлива [Vahidipour et al., 2022]. Однако вблизи озера Потлубол нет промышленных предприятий подобного рода. Кроме того, графики вертикального распределения концентраций Mo, U, Th и суммы редкоземельных элементов показывают (Рис. 5.26), что указанные элементы более интенсивно накапливались в нижней части осадочного разреза. Данный факт предполагает, что установленные по ним аномалии не могут иметь антропогенный генезис.

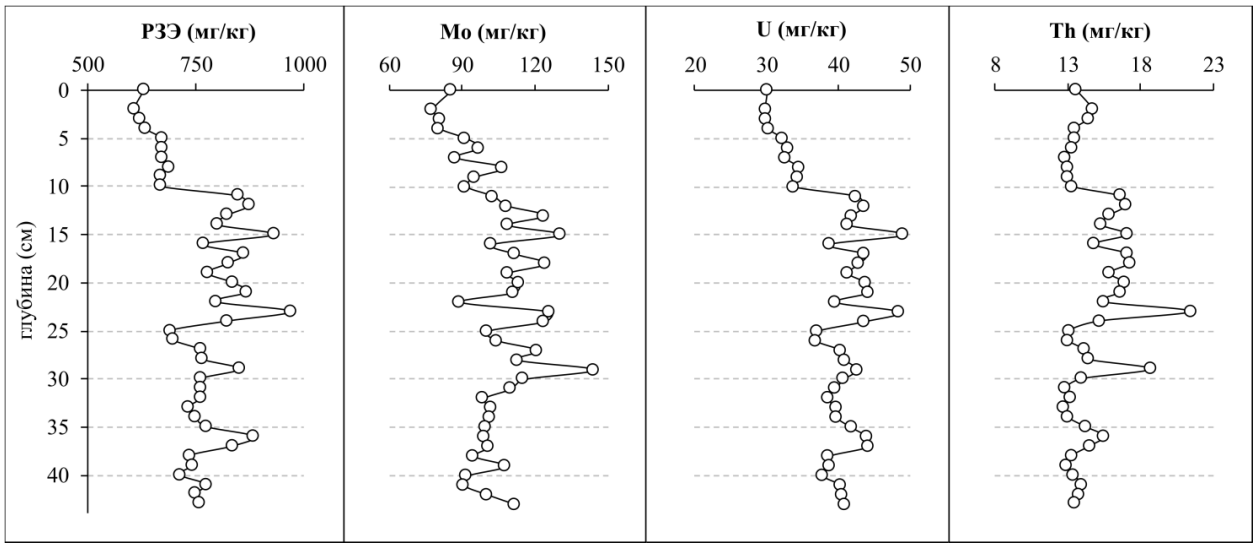


Рисунок 5.26 –Вертикальное распределение Mo, U, Th и суммы РЗЭ в колонке отложений озера Портлубол [Slukovskii et al., 2025]

Описанные выше данные свидетельствуют, что аномалия Mo в отложениях озера Портлубол не связана с недавними (100-150 лет) техногенными событиями в регионе или даже за его пределами. Анализ геологических особенностей показывает, что озеро Портлубол и его водосбор находятся в пределах Лицевского урановорудного района, о котором уже сообщалось выше (в главе 4.5) [Каулина и др. 2021]. В частности, в нескольких

километрах к северо-западу от озера Портлубол находится крупнейшее из разведанных на севере Мурманской области рудопроявление U (Дикое). Кроме U повышенные концентрации в породах этого рудопроявления имеют также сопутствующие элементы: Mo (до 600 мг/кг), Y, La, Ce, Pb, Nb, Ag, Zn и др. [Каулина и др. 2021]. Отмечается, что один из типов оруденений, распространенных здесь является молибденит-торит-уранинитовый, что показывает важную роль Mo в породах данного района. В основном Mo присутствует в гнейсах, пегматита и гранитах Лицевского уранового района в форме минерала молибденита. Не исключено, что в виде примесей Mo присутствует и в других минералах. Например, шеелите ($CaWO_4$). Два зерна этого минерала с примесью до ~15% Mo были обнаружены в гранитах сопки, расположенной рядом с озером Портлубол (Рис. 5.27). Гидрохимические исследования района показали, что незначительную аномалию Mo можно зафиксировать в воде озера Портлубол а также в безымянном озере и ручье, связанных с озером Портлубол. Помимо этого, в озере Портлубол зафиксированы превышения концентраций Y, что распространяется на все исследуемые водные объекты, находящиеся в непосредственной близости от Портлубола. Следовательно, это указывает на полиэлеметность, как руд местных пород, так и водных потоков в изучаемый водоем.

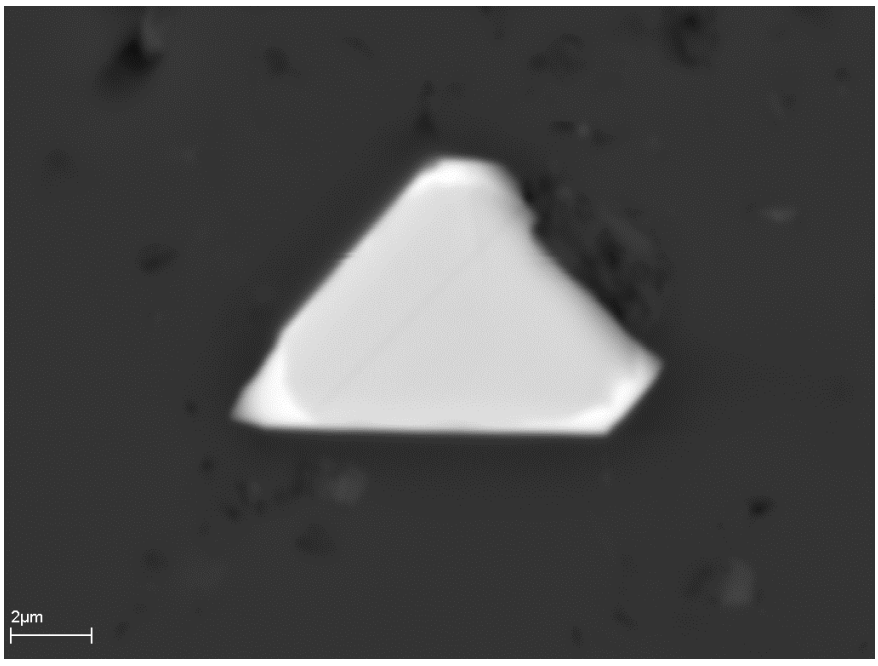


Рисунок 5.27 – Микроскопическое изображение минерала шеелита с примесью Mo из гранитов вблизи озера Портлубол

Природные аномалии Mo и ранее встречались при исследовании отложений озер северной части Мурманской области [Slukovskii et al., 2020].

Встречаются схожие явления и в других районах мира. Так, в отложениях озера Каунтс (Британская Колумбия, Канада) из-за близости к водоему нерентабельного месторождения Mo-порфира концентрация этого металла достигает 165 мг/кг при уровне регионального фона 1-2 мг/кг [Cook, 2000]. Автор отмечает, что аномалии Mo имеют гидроморфное происхождение, металл переносится в озеро с подземными водами и, в меньшей степени, с поверхностными водами до комплексообразования в богатых органикой отложениях. В канадском озере Mo тесно коррелирует с органическим веществом отложений, а вот в озере Портлубол такой закономерности не отмечается, что обязывает авторов настоящего исследования провести более углубленные исследования форм нахождения Mo в отложениях озера на севере Мурманской области. Геохимические аномалии Mo могут быть зафиксированы не только в современных отложениях озер, чей возраст не превышает 200-300 лет, но и в более ранних образованиях. Например, концентрации Mo до 150 мг/кг отмечены в отложениях озера Штайсслинген (Германия) возрастом до 8.2 тысяч лет [Eusterhues et al., 2005]. Примечательно, что авторы выявили также аномальные концентрации U (до 80 мг/кг) в отложениях указанного водоема. Причем, Mo и U хорошо коррелируют между собой в керне отложений. Небольшая корреляционная связь отмечается между металлами также в отложениях озера Портлубол и в отложениях озера Северного, о котором сообщалось выше (в главе 4.5).

Концентрации U в озере Портлубол, расположенном в зоне влияния Лицевского уранового района, варьируют от ~30 до ~49 мг/кг, что, как уже было отмечено, существенно выше кларка (1.7 мг/кг) и фонового содержания для региона (2.3). Схожие аномалии были выявлены в озере Северном, г. Мурманск (глава 4.5), а также в фоновых озерах Урановном (концентрации U варьируют от ~32 до 207 мг/кг, медиана – 135), Диком (единичное измерение – 22 мг/кг) и Звезда (~67 мг/кг). Все эти водоемы находятся на севере Мурмансой области в зоне вляния Лицевского уранового района, что оказывает серьезное влияние на накопление U и ряда других элементов, ассоциирующихся с ним, в изучаемых отложениях озер. Расчет индекса Th/U, который широко используется при изучении осадочных образований [Юдович, Кетрис, 2011], показал, что медианное значение индекса для донных отложений региона равно 1.8, в то же время для отложений озер с повышенными концентрациями U значение Th/U-индекса существенно ниже 1. Например, для отложений озера Портлубол занчение Th/U варьирует от 0.3 до 0.5, для отложений озера Уранового – от 0.03 до 0.22, для отложений озера Северного – от 0.01 до 0.05. Это может говорить либо о карбонатном типа отложений, как это отмечается при исследовании озер Сибири [Страховенко,

2011], либо об вышекларковых концентрациях U в породах/отложениях, что отмечается в данном исследовании.

Также на севере Мурманской области (на полуострове Средний) были обнаружены повышенные по сравнению с кларком и фоновыми уровнями концентрации Pb (Рис. 5.5), также Zn и Cd (Рис. 5.28а) в осадках озера Питьевое [Slukovskii et al., 2024]. Причем Pb и Cd демонстрируют необычное для фоновых озер Севера России вертикальное распределение. В частности, это можно увидеть на графиках исторического накопления Pb: вместо одного пика в самых верхних слоях ила в центральных и нижних слоях озера Питьевое выявлены два пика Pb. Cd и Zn в осадках озера Питьевое, помимо схожих пиков, демонстрируют увеличение своих концентраций от верхних слоев ила к нижним (Рис. 5.26а). Сходство в поведении обоих металлов выражается также в корреляции между ними (Рис. 5.28б). Кроме того, относительно сильная корреляция наблюдается между Pb и Zn. С другой стороны, Pb и Cd не показывают значимой корреляции друг с другом, хотя эти металлы обычно тесно связаны в фоновых озерах, учитывая их общий приток от дальнего переноса загрязняющих веществ от угольных заводов.

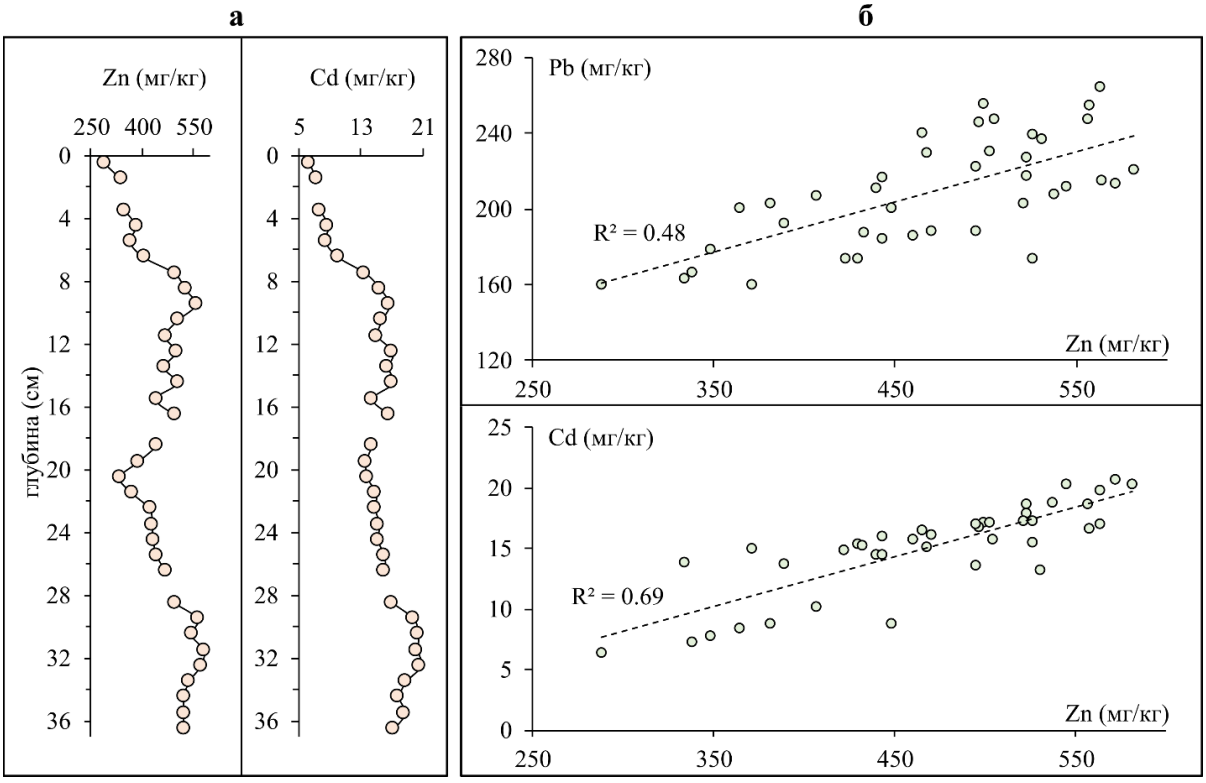


Рисунок 5.28 – Вертикальное распределение концентраций Zn и Cd в колонке отложений озера Питьевое (а) и корреляция в парах Pb-Zn и Cd-Zn в тех же отложениях (б)

Повышенные концентрации Zn, Pb и Cd в воде и донных отложениях озера Питьевое, вероятно, объясняются природной аномалией Zn-Pb руд, а не антропогенными факторами (например, близлежащим военным городком). Такие рудные месторождения широко распространены на планете, в том числе в северо-западной части России [Ivashchenko, 2021; Nayak et al., 2021]. Анализ микрочастиц сфалерита (ZnS) в слоях с высоким содержанием Zn в отложениях озера Питьевое выявил наличие Pb и Cd в качестве примесей в найденных минералах (Рис. 5.29). Это говорит о природном происхождении этих металлов в озерных отложениях. В частности, в сфалерите из месторождений озера Питьевое содержание Pb составляет от 0.6 до 5.5%, а Cd – от 0.2 до 3.1%. Кроме того, в этих минеральных частицах содержится Fe в концентрациях от 1.2 до 2.7%. Пространственное картирование одного из минералов показало, что Pb концентрируется в контуре исследуемого минерала вместе с основными элементами (Zn и S) сфалерита. За пределами исследуемой частицы, в объеме месторождений, концентрации Pb выше 0.1% не обнаружены.

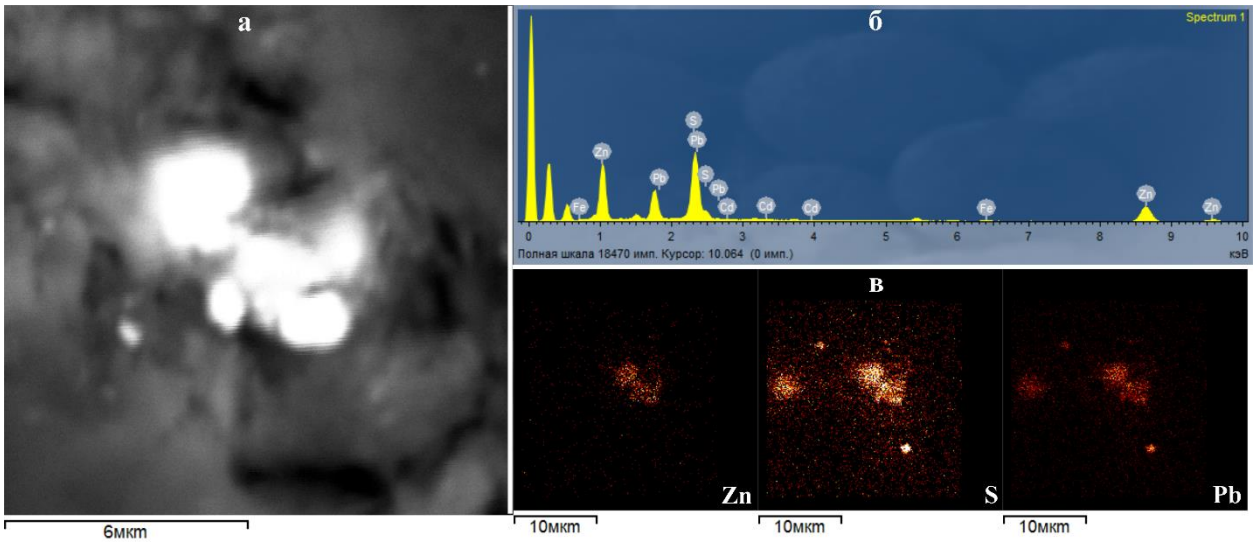


Рисунок 5.29 – Частица сфалерита из отложений озера Питьевого (а), спектр набора элементов, входящих в состав частицы (в), карты распределения Zn, S и Pb по площади в области частицы сфалерита (в)

5.4. Оценка фоновых концентраций микроэлементов в донных отложениях озер

Несмотря на описанные выше природные аномалии микроэлементов, включая тяжелые металлы, в современных отложениях озер, они всё же не являются правилом, а скорее геохимическим исключением в настоящих и аналогичных исследованиях. Имеющийся массив данных позволил провести оценку региональных фоновых концентраций изученных элементов, чтобы

использовать их в качестве основы для дальнейшей экологической интерпретации данных по озерам урбанизированных территорий, озерам промышленных районах и фоновым водоемам. Учитывая различия между геологическими условиями изученных регионов, то для каждого из них был рассчитан собственный геохимический фон для донных отложений озер. В отдельных случаях использовались не только собственные данные, но и литературные, имеющиеся в отрытом доступе.

При расчете фоновых концентраций элементов были использованы два ключевых принципа, которые можно обозанчить, как «**палеолимнологический**» и «**статистический**». Первый заключался в том, чтобы принимать во внимание вертикальное распределение маркерных элементов техногенного влияния на озера в изученных колонках донных отложений, о которых подробно сообщалось выше. В качестве важнейшего элемента тут был выбран Pb, который является наиболее надежным индикатором исторических изменений в окружающей среде 150–300 лет назад, как на территории городов, так и в фоновых районах [Karlsson et al., 2006; Sarkar et al., 2015; Escobar et al., 2013; Hosono et al., 2016]. Кроме того, принимался во внимание фактор средней скорости седиментации в озерах в регионе. Например, для Карелии за основу была взята цифра в ~1.25 мм/год. Таким образом, колонка отложений мощностью 30 см могла образоваться примерно за ~240 лет. Схожий подход был использован при расчете фоновых значений концентраций микроэлементов, включая тяжелые металлы, в отложениях озер Польши и Норвегии [Rognerud et al., 2000; Tylmann et al., 2011]. Например, в исследованиях польских геохимиков отмечается, что анализ колонок отложений ясно показал, что осадки с глубины 30 см были старше 150 лет. Опираясь на этот факт, осадок с предполагаемого фонового уровня должен быть по крайней мере старше 100 лет. Таким образом, он датируется периодом до возникновения загрязнения в этой области и должен представлять содержание анализируемых металлов на естественном уровне или близком к нему.

На рисунке 5.30 видно, что во всех пяти озерах условно-фоновых районов юга Карелии заметное повышение концентраций Pb начинается с глубины 15-25 см. Аналогично ведут себя и другие элементы, а именно Sb, Cd, Tl, Bi и другие, маркирующие влияние глобальных антропогенных выбросов на геохимическую специфику современных отложений малых озер [Kuwae et al., 2013]. Это также видно на рисунке 5.31, где показано, что рост концентраций Pb, Cd и Tl в современных отложениях оз. Юконлампи (Лахденпохский район Республики Карелии) датируется началом XX века, что связано с индустриальным развитием стран Европы [Slukovskii, 2020]. При этом

наиболее заметное увеличение элементов отмечается в послевоенное время, что связано с активным развитием промышленности непосредственно в нашей стране. Средняя скорость седиментации в современное время в оз. Юконлампи, согласно данным датирования, получается 1.25 мм, что как раз совпадает с выбранной ранее цифрой для остальных озер юга Карелии [Slukovskii et al., 2020].

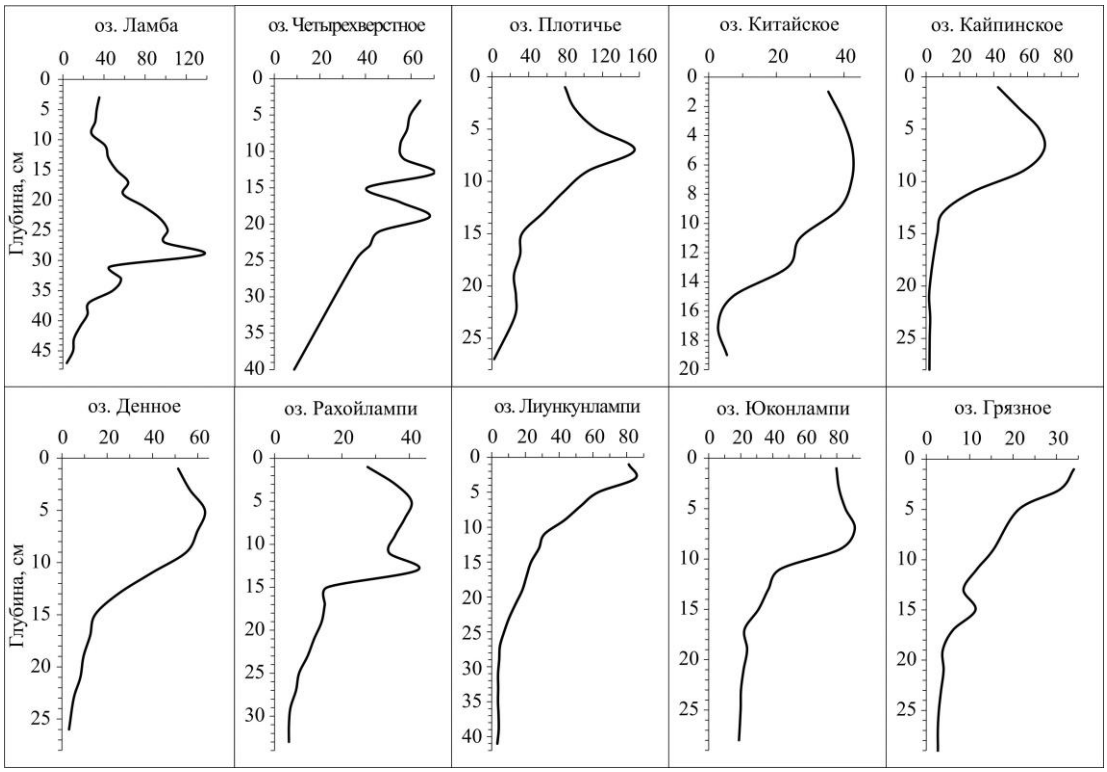


Рисунок 5.30 – Вертикальное распределение концентраций Pb в колонках донных отложений малых озер юга Карелии [Шелехова и др., 2020]



Рисунок 5.31 – Распределение ^{210}Pb, Pb, Cd и Tl по глубине в отложениях оз. Юконлампи (Лахденпохский р-н РК) [Шелехова и др., 2020]

Однако каждое озеро уникально и скорость седиментации от водоема к водоему может сильно разниться даже в пределах одного региона или его части. Исходя из этого, для расчета фоновых концентраций химических элементов в отложениях малых озер Карелии и других регионов, представленных в диссертации, были использованы только самые нижние слои всех колонок, где концентрация Pb не имеет колебаний значений выше 50-60 % по значению коэффициента вариации. В основном это были слои от ~15 см в зависимости от конкретного озера. Кроме того, в общий банк данных были включены концентрации химических элементов, определенных в пробах, отобранных при помощи ручного бура с глубин от 1 м и выше (голоценовые отложения). Возраст таких отложений, образовавшихся в промежутке между временем делгляциации территории современной Республики Карелия и началом индустриализации стран Европы и Северной Америки, исчисляется тысячами лет [Синькевич, Экман, 1995]. Следовательно, любые вариации в химическом составе таких отложений можно связать с природными факторами, что допустимо при оценке фоновых концентраций химических элементов.

Исключив благодаря первому («**палеолимнологическому**») принципу техногенное влияние на озера и их донные отложения, при помощи второго можно исключить сильное влияние рудных образований в породах водосбора. Всё сводится к тому, чтобы использовать медиану выборки (x_{Me}), которая, в отличие от среднеарифметического, более устойчива к экстремально высоким значениям в выборках. Таким образом, аномалии U, Mo, Pb, редкоземельных и других элементов в отложениях озер, описанных выше в этой главе, будут учтены, но не будут играть большого значения в расчете фоновых значений для того или иного региона. Ниже, в таблице 5.1 представлены данные по фоновым концентрациям элементов в отложениях озер Карелии.

Сравнительный анализ концентраций различных химических элементов в озерных отложениях, полученных в ходе исследований, и в осадках водотоков Карелии, взятых из фоновых источников [Томилина и др., 2004], показал довольно близкий уровень их накопления в рамках одного региона (Рис. 5.32). Наибольшая разница отмечается лишь по Li, Ni, Mn и Pb, которые интенсивнее накапливаются в речных отложениях благодаря обилию терригенной фракции, несущей преимущественно литофильные элементы. Другие элементы также в основном больше накапливаются в речных отложениях, за исключением Zn, Co и Mo, которые больше тяготеют к озерных осадкам с большим содержанием органического вещества. Но в целом

полученные данные для озерных отложений Карелии вполне сопоставимы с аналогичными данными для речных осадков.

Таблица 5.1 – Фоновые концентрации (в мг/кг) химических элементов в донных отложениях малых озер Республики Карелия (*РЗЭ – это сумма концентраций Sc, Y и лантаноидов от La до Lu). x_{Me} – медиана, x_{max} и x_{min} – максимальное и минимальное значения выборки, n – число проб.

Элемент	x_{Me}	x_{max}	x_{min}	n	Элемент	x_{Me}	x_{max}	x_{min}	n
Li	**2.98**	23.5	0.34	137	La	**13.5**	300	1.83	137
P	**942**	32280	281	137	Ce	**23.7**	654	3.18	137
Sc	**9.27**	18.6	1.88	137	Pr	**3.23**	86.3	0.47	137
Ti	**357**	2174	46	137	Nd	**12.0**	325	1.67	137
V	**35.4**	214	2.21	135	Sm	**2.01**	51.8	0.32	137
Cr	**21.3**	87.5	6.10	137	Eu	**0.42**	7.77	0.07	137
Mn	**335**	36610	49.3	137	Gd	**1.54**	34.0	0.29	137
Co	**6.71**	120	1.15	137	Tb	**0.22**	4.23	0.04	137
Ni	**14.8**	75.2	4.47	137	Dy	**1.19**	20.1	0.23	137
Cu	**13.5**	230	4.03	137	Ho	**0.23**	4.12	0.05	137
Zn	**72.7**	424	18.3	136	Er	**0.65**	10.7	0.13	137
Rb	**5.21**	63.1	0.60	137	Tm	**0.10**	1.35	0.02	137
Sr	**42.1**	147	20.6	137	Yb	**0.61**	8.82	0.12	137
Y	**6.82**	116.3	1.18	137	Lu	**0.09**	1.40	0.02	137
Zr	**21.0**	582	3.84	137	РЗЭ*	**77.2**	1638	18.5	137
Nb	**0.94**	6.73	0.16	137	Hf	**0.65**	12.8	0.11	137
Mo	**1.59**	12.4	0.33	137	W	**0.31**	2.53	0.11	137
Cd	**0.31**	1.71	0.07	134	Tl	**0.17**	1.29	0.02	137
Sn	**0.58**	1.77	0.31	137	Pb	**4.11**	21.3	0.72	137
Sb	**0.13**	0.81	0.05	137	Bi	**0.07**	0.70	0.03	137
Cs	**0.29**	2.03	0.03	137	Th	**2.08**	12.93	0.43	137
Ba	**136**	1461	41.1	137	U	**0.92**	42.33	0.16	137

В таблице 5.2 представлены аналогичные, как по Карелии, данные по озерам Мурманской области. Большее число проб связано не сколько с большим числом исследованных озер, а сколько – с большим числом проб, взятых в работу над расчетом фоновых концентраций. Так получается, потому что скорость осадконакопления в озерах Мурманской области (особенно в ее северной части) существенно ниже, чем в Карелии, поэтому техногенез в большинстве озер проявлется в слоях до ~20 см, особенно, если это касается озер фоновых территорий (вблизи городов и на городских территориях загрязенными оказываются слои до ~30-40 см). Полученные данные позволили уточнить, полученные ранее данные по фоновым концентрациям

элементов в малых озерах Мурманской области [Даувальтер, Кашулин, 2019], а также увеличить спектр изучаемых элементов. Сравнение выявило большее содержание Pb (8.1 против 4.4 – почти в два раза), почти равное содержание Cu и Cd и меньшее содержание Ni, Zn, Co, Cr и Mn в новых расчетах по сравнению с проведенными ранее. Во многом это может быть связано с разными методами определения концентраций элементов, поэтому такое сравнение в принципе не всегда удачно, но его приходится проводить, так как других данных нет.

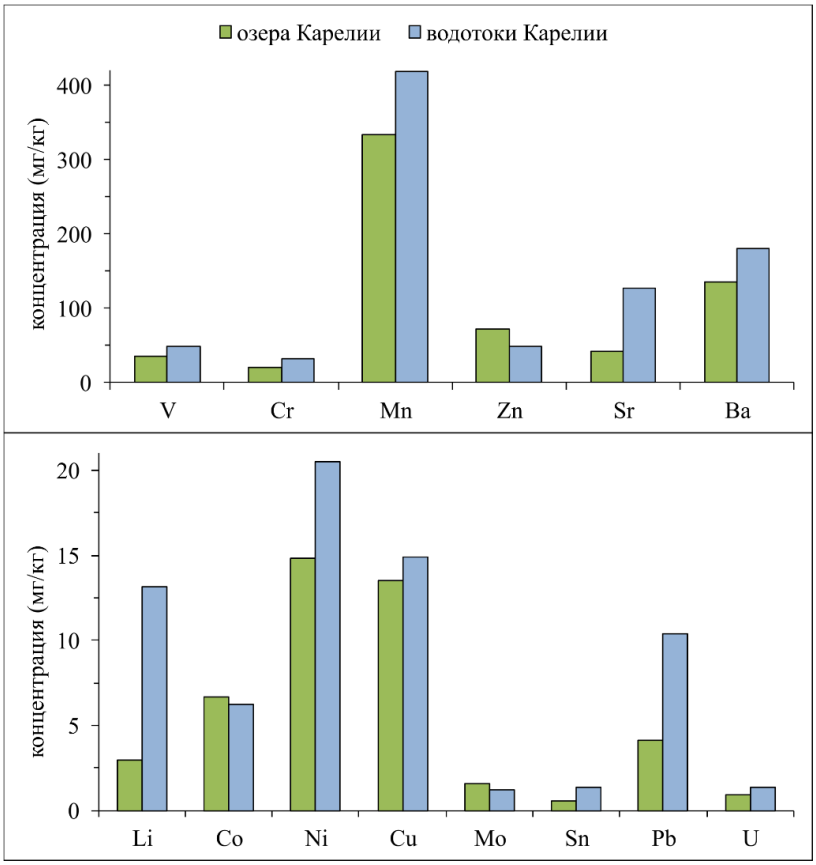


Рисунок 5.32 – Средние содержания фоновых концентраций химических элементов в донных отложениях озер и водотоков Карелии [Томилина и др., 2004]

Имеющиеся данные по некоторым тяжелых металлам (Рис. 5.33), для которых был рассчитаны фоновые концентрации их в отложениях озер Норвегии [Rognerud et al., 2000] позволили провести сравнение с данными, полученные в ходе диссертационной работы, что крайне интересно и важно, ведь все три региона находятся близко друг к другу и имеют относительно схожие климатические и геологические условия. Сравнеие показало, что в целом фоновые концентрации элементов в донных отложений Карелии, Мурманской области и Норвегии имеют близкие значения. Чуть большие

концентрации Ni и Cu отмечаются в отложениях озер Мурманской области (особенно в северной части региона), что объясняется широким распространением пород с медно-никелевой рудоносностью [Минерагеническая карта…, 2006]. Аналогично в отложениях озер Норвегии установлены более высокие фоновые концентрации Zn и Pb, что также может быть связано с различием геологических условий регионов. Например, в вероятно в Норвегии более широко распротраны породы со свинец-цинкой минерализацией. Однако, если учесть, что изученные фоновые значения имеют большую вариативность, доходящую до значений 100% и более, то можно считать, что приведенные значения близки, а различия между ними находятся в пределах указанной вариативности и ошибки измерения.

Таблица 5.2 – Фоновые концентрации (в мг/кг) химических элементов в донных отложениях малых озер Мурманской области (*РЗЭ – это сумма концентраций Sc, Y и лантаноидов от La до Lu)

Элемент	x_{Me}	x_{max}	x_{min}	n	Элемент	x_{Me}	x_{max}	x_{min}	n
Li	**9.26**	32.8	0.90	267	La	**33.5**	220	4.52	267
P	**505**	5165	1.04	254	Ce	**50.1**	333	8.53	267
Sc	**5.72**	20.3	1.21	261	Pr	**10.0**	49.9	1.25	267
Ti	**1049**	4062	179	267	Nd	**38.8**	165	4.89	267
V	**51.2**	119	8.13	267	Sm	**7.22**	23.8	0.89	267
Cr	**33.1**	129	10.2	267	Eu	**1.63**	5.15	0.15	267
Mn	**147**	3545	31	267	Gd	**6.61**	28.4	0.75	267
Co	**5.26**	24.8	2.87	267	Tb	**0.96**	3.40	0.10	267
Ni	**20.3**	192	6.79	267	Dy	**5.05**	16.4	0.55	267
Cu	**24.0**	142	7.93	267	Ho	**0.93**	2.95	0.11	267
Zn	**68.7**	581	22.9	267	Er	**2.62**	7.31	0.32	267
Rb	**17.8**	104	2.26	267	Tm	**0.34**	0.93	0.01	265
Sr	**62.7**	748	34.6	267	Yb	**2.19**	5.33	0.27	267
Y	**24.1**	80.8	2.72	267	Lu	**0.30**	0.80	0.03	267
Zr	**50.5**	645	4.93	267	РЗЭ*	**221**	885	30.1	267
Nb	**3.08**	144	0.63	267	Hf	**1.43**	13.0	0.14	267
Mo	**2.47**	137	0.28	267	W	**0.29**	7.17	0.00	248
Cd	**0.26**	20.7	0.08	267	Tl	**0.21**	8.91	0.00	218
Sn	**0.98**	3.48	0.24	267	Pb	**8.13**	256	0.94	267
Sb	**0.09**	0.91	0.01	267	Bi	**0.07**	0.76	0.00	262
Cs	**0.75**	10.5	0.00	267	Th	**5.28**	16.5	0.53	267
Ba	**191**	617	36.3	267	U	**2.86**	207	0.19	267

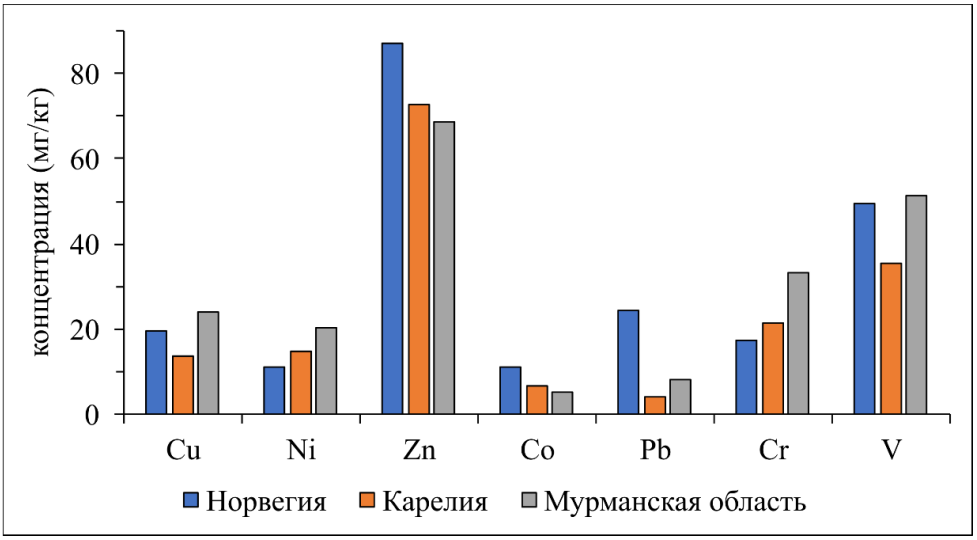


Рисунок 5.33 – Медианные содержания фоновых концентраций тяжелых металлов в отложениях озер Карелии и Мурманской области, а также фон элементов в осадках озер Норвегии [Rognerud et al., 2000]

Если взять весь спекр исследованных элементов из данной работы, то можно увидеть (Рис. 5.34), что фоновые слои отожений озер Мурманской области оказываются более обогащенными большей частью изученных элементов (Li, Ti, V, Cr, Ni, Cu, Rb, Sr, Zr, Nb, Mo, Sn, Cs, Ba, редкоземельные элементы, Hf, Pb, Th и U). Исключения наблюдются лишь по P, Mn и в некотором роде Cd. Во многом, это связано с географией и ландшафтным фактором, так как озера на севере менее обогащены органическим веществом и более – минеральной составляющей отложений. В последней чаще всего и содержится большая часть концентраций изучаемых элементов [Страховенко, 2011]. Также существенное влияние на накопление микроэлементов в отложениях озер доиндустриальное (дотехногенное) время оказывал геологический фактор, что уже хорошо было показано в главах выше. Именно поэтому в фоновых осадках озер Мурманской области накапливается большее количество Ni, Cu, U, Mo и редкоземельных элементов. Последние три (U, Mo и РЗЭ) имеют вышекларковые значения для озер Мурманской области и только Mo – для озер Карелии, что можно считать в некотором роде геохимической «визитной карточкой» регионов при исследовании миграции элементов в системе порода-вода(водоток)-озеро-отложения озер. Вышекларковая концентрация P в фоновых слоях отложений озер Карелии – явное свидетельство большего уровня органического вещества в них по сравнению с аналогичными отложениями озер Мурманской области, даже несмотря на то, что в арктическом регионе распространены фосфорсодержащие породы и минералы, имеющие статус полезных ископаемых (например, апатит-нифелиновая руда).

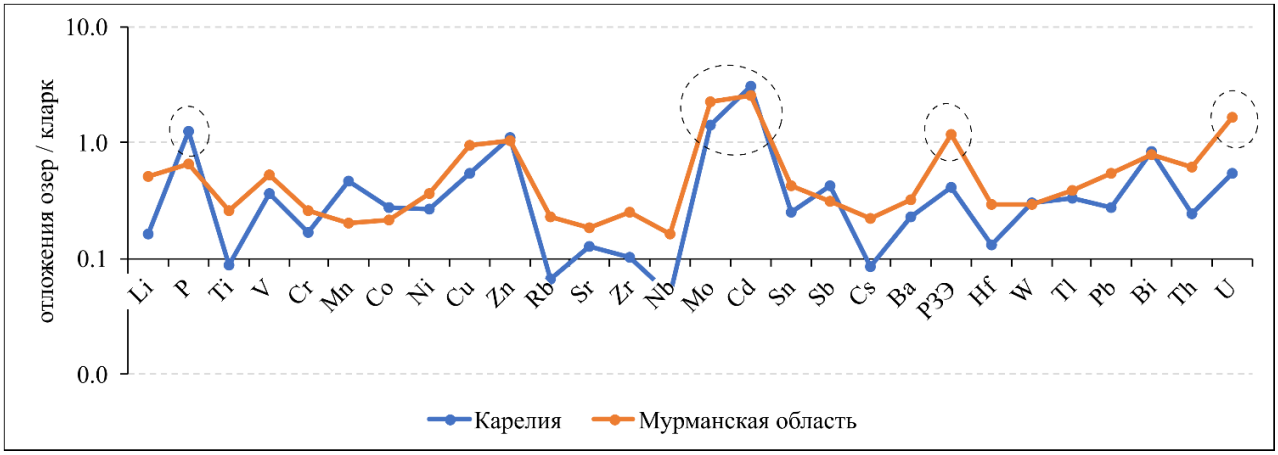


Рисунок 5.34 – Нормированные по кларку [Wedwpohl, 1995] фоновые концентрации микроэлементов в отложениях озер Карелии и Мурманской области. Данные представлены в логарифмированном виде.

Интересно отметить, что при невысоких фоновых концентрациях элементов в отложениях озер Карелии по сравнению с Муранской областью уровень обогащения многими из этих элементов осадков в целом (верхние и нижние слои) отложений озер Карелии больше (Рис. 5.35). Например, по сравнению с фоном отложения озер Карелии в целом более обогащены Pb, Sb, Bi и еще рядом элементов из углефильной группы по сравнению с аналогичными показателями для соседнего региона. Это подчеркивает фактор большей близости Карелии к историческим выбросам из стран Европы. В тоже время наибольшие коэффициенты концентраций для обоих регионов отмечены примерно для одних и тех же элементов, которые связаны с процессом дальнего переноса загрязнителей (Pb, Sb, Bi, Cd, Sn, Tl), что дополнительно доказывает серьезное влияние этого процесса на формирование геохимического облика современных отложений на Северо-западе России. При этом многие литофильные элементы, чей генезис слабо связан с техногенным влиянием или не связана с ним вовсе, имеют коэффициенты концентрации в районе 1 или ниже. Отдельно следует отметить, что озера Карелии по сравнению с фоном региона в целом вместе с тяжелыми металлами обогащены щелочными металлами, в частности Rb и Cs, что может быть свидетельством широкого распространения кислых магматических пород в регионе, которые содержат повышенные концентрации указанных элементов [Куликов и др., 2017]. Кроме того, это также говорит и способности щелочных металлов активно мигрировать в гипергенезе из коренных пород в воду и донные отложения озер [Слуковский,

Светов, 2016]. Не исключено, что катализатором этого процесса является техногенное влияние.

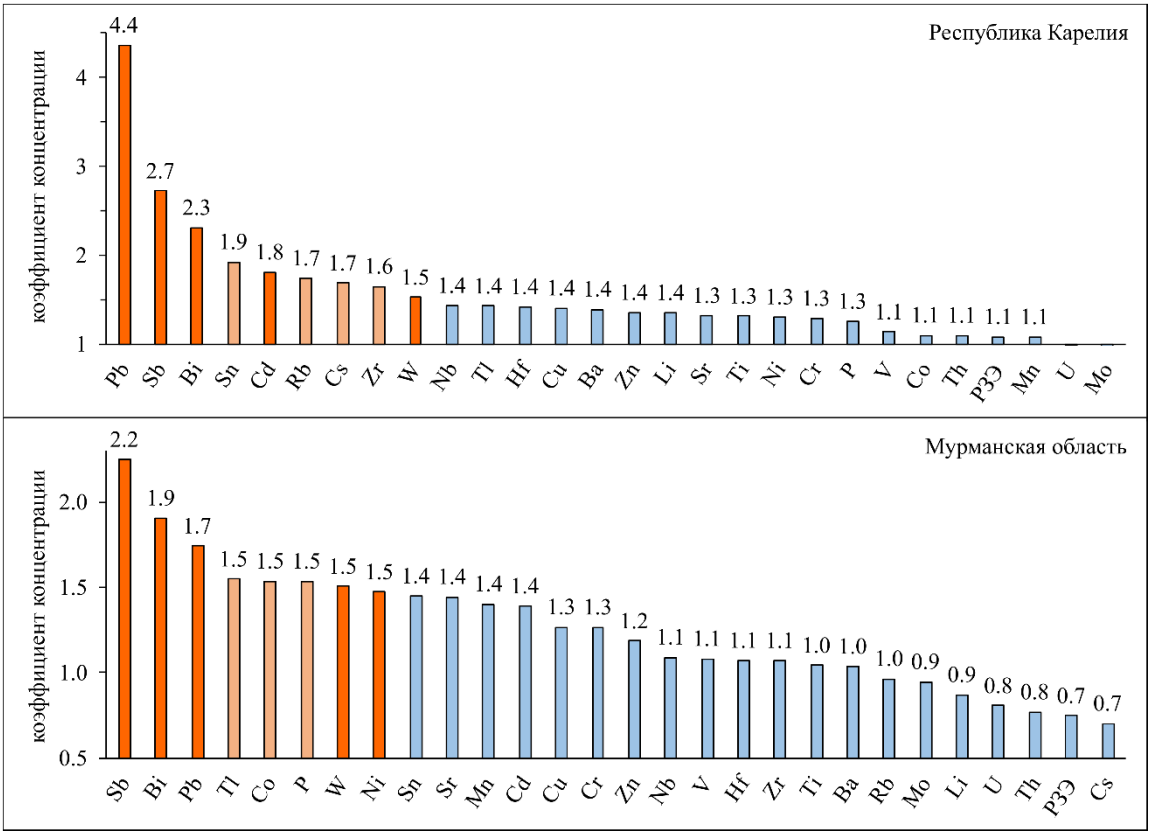


Рисунок 5.35 – Величины коэффициентов концентраций химических элементов, рассчитанных как отношение медианы элементов в отложениях всех озер, исследованных в регионе, к медиане только фоновых слоев (фона)

На основе собственных данных были также рассчитаны фоновые концентрации элементов, включая тяжелые металлы для трех других территорий, связанных с анализом антропогенного воздействия на озера и их районах (Табл. 5.3). Это импактная зона города Архангельска, импактная зона города Норильска и Челябинская область. Во всех случаях были использованы немногочисленные данные, поэтому все они представлены в одну таблицу. Для расчета фоновых концентраций элементов в современных отложениях озер Челябинской области были использованы литературные данные по нескольким озерам региона, где приведены исходные сведения о накоплении в них элементов, в том числе тяжелых металлов [Масленникова и др., 2014]. Вместе с ними были также использованы собственные данные по трем озерам вблизи города Челябинска. Важно отметить, что эти данные можно было совмещать, так как во обоих случаях определение элементов было выполнено одним методом – при помощи масс-спектрометрии.

Таблица 5.3 – Фоновые концентрации (медианы в мг/кг) химических элементов в донных отложениях малых озер вблизи города Архангельска (А), Норильска (Н) и Челябинской области (Ч) (*РЗЭ – это сумма концентраций Sc, Y и лантаноидов от La до Lu, н/д – нет данных)

Элемент	А	Н	Ч	Элемент	А	Н	Ч
Li	16.0	22.0	13.6	La	17.1	14.2	13.9
P	3306	н/д	814	Ce	41.5	28.6	28.9
Sc	7.55	24.8	7.25	Pr	4.70	3.84	3.88
Ti	1139	5099	1863	Nd	18.1	15.6	13.7
V	44.3	194.4	79.3	Sm	3.64	3.68	2.74
Cr	44.9	106	59.6	Eu	0.83	1.04	0.71
Mn	701	1166	749	Gd	3.18	3.77	3.38
Co	13.9	28.5	16.8	Tb	0.47	0.58	0.38
Ni	27.1	74.2	47.6	Dy	2.52	3.45	2.24
Cu	26.0	69.1	44.4	Ho	0.47	0.71	0.44
Zn	188	81.8	75.0	Er	1.31	2.01	1.15
Rb	26.7	39.9	34.7	Tm	0.18	0.31	0.18
Sr	160	190	142	Yb	1.18	1.85	1.16
Y	12.5	20.8	11.1	Lu	0.16	0.28	0.19
Zr	46.4	80.4	25.0	РЗЭ*	115	129	88.4
Nb	3.45	5.55	2.70	Hf	1.32	2.08	0.83
Mo	0.87	0.55	2.67	W	0.29	0.32	0.43
Cd	0.53	0.17	0.26	Tl	0.30	0.14	0.22
Sn	1.06	1.11	0.85	Pb	6.82	6.31	8.23
Sb	0.15	0.28	0.25	Bi	0.33	0.04	0.14
Cs	1.34	1.79	2.63	Th	4.42	3.12	3.87
Ba	940	226	213	U	1.06	0.96	3.93

Анализ сопосталения полученных данных по фоновым концентрациям элементов в указанных в таблице 5.3 регионах с кларком показал, что в ряде регионов установлены вышекларковые концентрации в геохимическом фоне, что связано с особенностями геологии регионов. Например, в фоновых слоях отложений озер вблизи города Норильска концентрации Ti, V, Co, Ni, Cu и Zn имеют концентрации выше среднего содержания этих элементов в верхней части земной коры. Это напрямую связано с рудоностностью региона. Аналогично вышекларковое значение Cu выявлено в фоновых отложениях озер Челябинской области, где развиты Cu-содержащие породы и ведется активаная добыча этого металла. В этих же отлоениях выявлены вышекларковые концентрации U, что, как уже говорилось выше, также связано с влияние U-содержащих пород и отложений в регионе исследования.

В тоже время полученные фоновые концентрации редкоземельных элементов по всем регионам оказались ниже кларковых значений (Рис. 5.36). При этом медианные концентрации лантаноидов в отолжениях озер имеют схожий характер распределения с трендом для верхней континентальной земной коры, состав которой обычно берется для анализа поведения литофильных элементов. Во всех случаях отмечается типичное обогащение легкими редкоземельными элементами и отрицательной аномалией по Eu, связанное с обеднением осадочных образований в процессе выветривания плагиоклазом [Юдович, Кетрис, 2011]. Интересно отметить, что среди всех регионов наибольшим фоновым содержанием редкоземельных элементов характеризуется Мурманская область. Меньшим – озера вблизи города Архангельска. Показанная тенденция может иметь связь, как с климато-ландшафтным фактором, так как в Мурманской области исследования проводились в районе тунды и лесотундры. В тоже время более высокие фоновые концентрации лантаноидов в отложениях Карелии по сравнению с районом города Архангельска (оба региона – это таежная зона) могут свидетельствовать о влиянии фактора специфических геологических условияй. В частности, как уже было показано выше, в коренных породах Карелии нередки повышенные концентрации редкоземельных элементов, что находит свое отражение в геохимических особенностях отложений озер [Slukovskii et al., 2025].

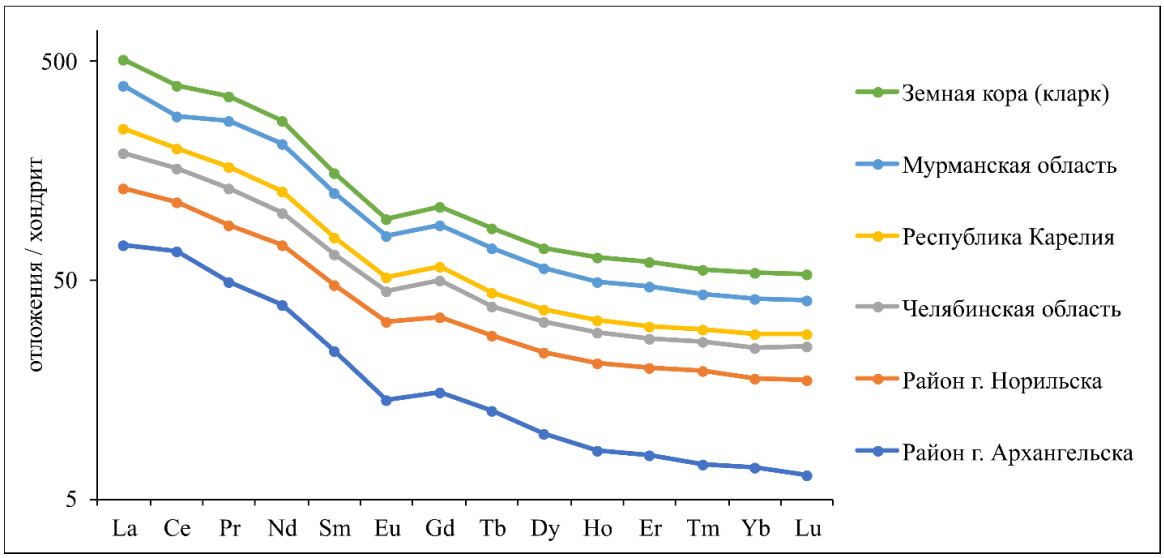


Рисунок 5.36 – Тренды нормализованных по хондриту [Sun, McDonough, 1989] усредненных содержаний редкоземельных элементов в фоновых слоях отложений озер регионов исследования в сравнении с континентальной земной корой [Wedepohl, 1995]

ГЛАВА 6. ОЦЕНКА ДОМИНИРУЮЩЕГО ТИПА ВЛИЯНИЯ НА ОЗЕРА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ФОНОВЫХ РАЙОНОВ

6.1. Классифицирование геохимических индикаторов природного и техногенного влияния на озерные отложения

На основе полученных и описанных выше данных о ключевых факторах, влияющих на формирование геохимического облика современных донных отложений озер урбанизированных территорий, озер, расположенных вблизи крупных промышленных предприятий и фоновых водоемов на территории разных регионов России, предложено обобщенное классифицирование ключевых геохимических индикаторов природного и техногенного влияния на отложения (Табл. 6.1).

Таблица 6.1. Классификация элементов, индикаторов природного и техногенного влияния на изученные озера урбанизированных и фоновых районов (РЗЭ – редкоземельные элементы)

Тип	Подтип	Основные индикаторы	Статус озер
Локальное антропогенное влияние	Влияние промышленных объектов и транспорта	V, Ni, Cu, Co, Cd, Zn, W, Pb	Городской Городской (импактная зона урбанизированной территории)
	Влияние ускоренных эрозионных процессов (пылевая нагрузка)	РЗЭ, Li, Rb, Cs, Nb, Zr, Hf, U	
Локальное природное влияние	Влияние рудоносных пород	U, Mo, V, РЗЭ, Th, Zr, Nb, Pb, Zn, Cd	Городской Городской (импактная зона урбанизированной территории) Фоновый
Дальнее техногенное влияние	Трансграничный (неидентифицируемый) перенос	Pb, Sb, Cd, Bi, Sn, Tl	Городской Городской (импактная зона урбанизированной территории) Фоновый
	Дальний перенос локального (идентифицируемого) характера	Ni, Cu	
Дальнее природное влияние	Эоловый перенос	РЗЭ, Li, Rb, Cs, Sr, Zr, Th	Фоновый

В самом широком смысле представленные выше типы природного и антропогенного влияния можно разделить на две большие группы: локального и дальнего (порой глобального) влияния на природу, включая озера. Их основная особенность – дальность воздействия на водные экосистемы, исчисляемая расстоянием от первых километров до десятков километров. Поэтому в эту зону попадают исключительно озера городской среды или озера импактных зон урбанизированных территорий, что выше хорошо было показано на примере влияния угольных и мазутных ТЭЦ и котельных, автотранспорта и машиностроительных заводов на геохимию озерных отложений Карелии и Мурманской области. Также к этому типу относится влияние интенсивного разрушения пород и почв на урбанизированных территориях, износа зданий и дорожного покрытия, что влечет за собой пыление в городах. Как следствие озерные отложения оказываются обогащенными редкоземельными элементами, щелочными металлами и рядом других литофильных элементов, чей генезис в изучаемых осадках носит природно-техногенный характер.

Второй тип локального влияния – это местное природное влияние, преимущественно геологическое, на озера и химический состав их современных отложений. Как в русскоязычной, так и в иностранной научной литературе явлению природного геохимического обогащения разными элементами вообще и отложений водных объектов в частности уделяется крайне мало внимания. Хотя в отдельных публикациях порой заходит речь о сложностях идентификации загрязнителей (на примере Cu в отложениях озера в Австралии) в виду важности такой процедуры для оценки истинного техногенного воздействия на водоем [Birch, Lound, 2026]. Исследования донных отложений на территории Северо-Запада России и Южного Урала показали, что геогенный фактор существенно меняет уровень концентраций U, Mo, V, редкоземельных элементов, Pb, Zn и Cd из-за близости изученных водных объектов к породам с рудами или рудопроявлениями указанных элементов. Причем, как показала практика, такого рода влияния локальных природных объектов могут быть подвержены озера разных статусов (и фоновые, и расположенные на территории городов или в зоне их влияния).

Вторая группа, куда входят индикаторы дальнего действия, также делится на техногенные и природные типы. Первый тип (дальнее техногенное влияние) объединяет источники, связанные с эффектом дальнего атмосферного переноса. Расстояния от источника до места аккумуляции исчисляются десятками, сотнями и даже тысячами километров. При этом следует выделить подтип, связанный с трансграничным переносом загрязнителей, у которых довольно сложно установить конкретный источник

или источники [Fisher, 1967; Pacyna et al., 1989]. В основном индикаторами этого подтипа загрязнения являются углефильные элементы Pb, Sb, Cd, Sn, Bi и Tl. Геохимическими агентами второго подтипа загрязнения дальнего техногенного влияния являются Ni и Cu, чьи повышенные концентрации в озерных отложениях связаны с выбросами металлургических предприятий, то есть в данном случае источник хорошо идентифицируется даже на расстоянии несколько сотен километров. Это дальний перенос локального (идентифицируемого) характера.

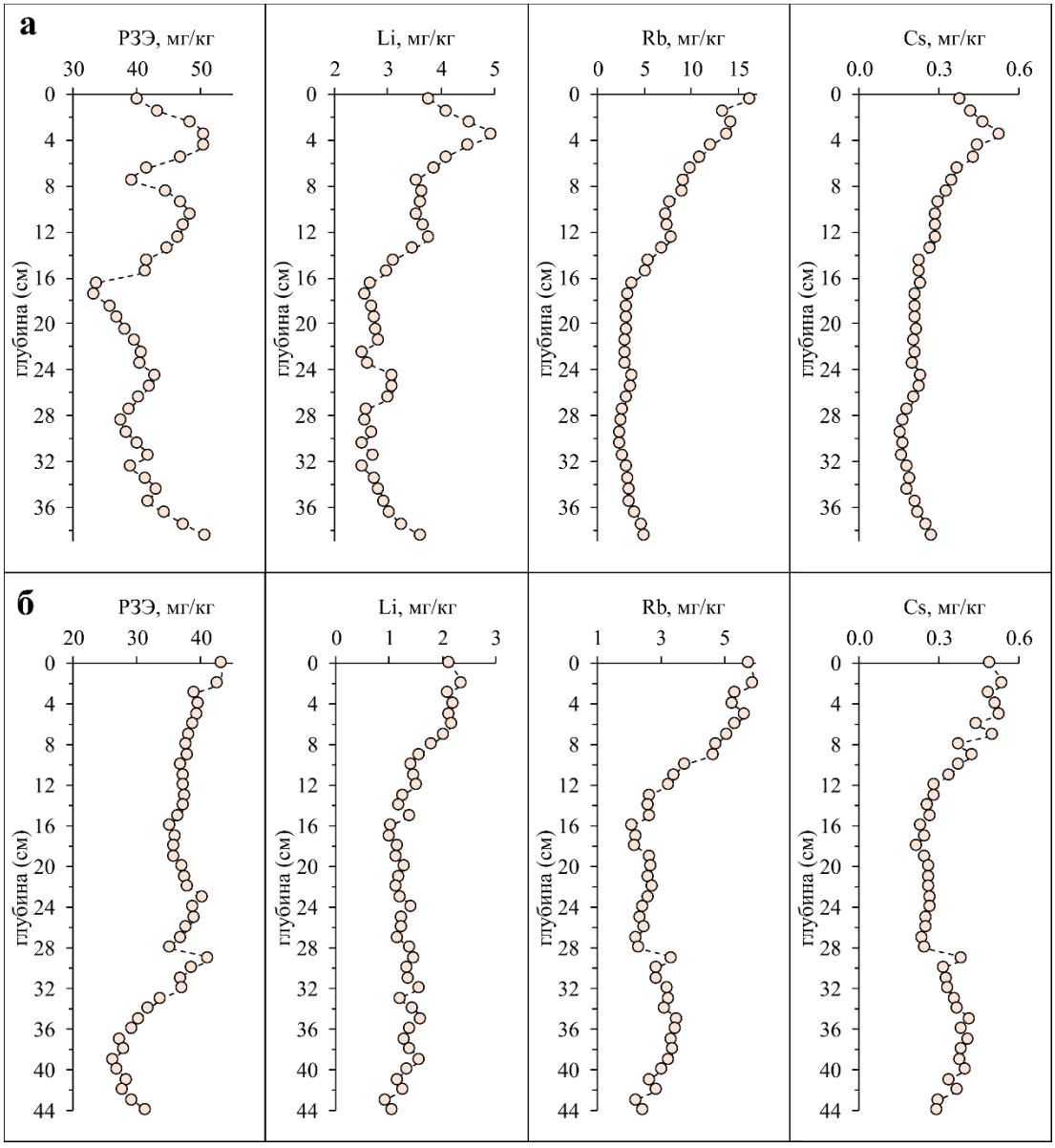


Рисунок 6.1 – Вертикальное распределение концентраций редкоземельных элементов (РЗЭ), Li, Rb и Cs в колонках современных отложений озер Малое Лендозеро (а) и Терское (б), южная часть Мурманской области

Как уже было отмечено, дальний перенос может быть связан также с природными источниками. Например, эоловый перенос тонких алевритоглинистых частиц может сказаться на повышенном уровне концентрации редкоземельных элементов в отложениях современных озер [Страховенко, Овдина, 2021]. Исследования на территории юга Мурманской области показали, что к числу геохимических агентов такого процесса также можно отнести щелочные металлы (Li, Rb, Cs), Sr, Zr и Th (Рис. 6.1). При этом в других на других фоновых территориях арктического региона таких явлений не отмечается. Вероятно, это связано с особенностями геологического строения района юга Мурманской области, где широко развиты четвертичные водно-ледниковые отложения, состоящие из смеси песка, алеврита и глины [Переверзев, 2011; Атлас…, 1971]. Антропогенных источников редкоземельных элементов, щелочных металлов и других литофильных элементов в районе исследования нет. Установлено лишь влияние дальнего (трансграничного и локального) атмосферного переноса [Slukovskii et al., 2021; Слуковский, 2024]. Безусловно, к этому типу загрязнения нужно отнести также влияния вулканических извержений [Jensen, 2012], однако поскольку подобные явления никак не были затронуты в данной работе, то конкретных геохимических индикаторов пока не выделяется.

6.2. Типизация современных озерных отложений по доминирующему виду антропогенной нагрузки на водоем

Исходя из того, что на геохимию озер урбанизированных территорий, а также водоемов импактных зон урбанизированных территорий оказывают влияние, как загрязнители локального, так и дальнего антропогенного влияния, предложена схема типизации современных отложений таких водоемов и водоемов фоновых районов на основе анализа соотношения сумм концентраций элементов-индикаторов трех основных типов загрязнителей:

- загрязнители локального антропогенного влияния (подтип влияния промышленных объектов и транспорта);
- загрязнители локального антропогенного влияния (подтип влияния ускоренных эрозионных процессов (пылевая нагрузка));
- загрязнители дальнего техногенного влияния (подтип трансграничного переноса (угольная группа)).

Учитывая региональную геохимическую специфику, для Карелии в качестве суммы индикаторов локального антропогенного влияния использованы V и Ni, чей техногенный генезис в городских озерах связан с выбросами от мазутных котельных и ТЭЦ, а для Мурманской области – V, Ni

и Cu, так как в этом регионе, кроме влияния мазутных котельных и ТЭЦ, нужно выделять еще влияние на озерные экосистемы металлургических предприятий. При этом для обоих регионов в качестве суммы индикаторов локального антропогенного влияния (подтип влияния ускоренных эрозионных процессов) выбраны сумма редкоземельных элементов, Li, Rb и Cs, а в качестве суммы индикаторов дальнего техногенного влияния (трансграничный перенос) – Pb, Sb и Cd (Рис. 6.2 и Рис. 6.3). Все указанные индикаторы – наиболее характерные для того или иного влияния на озера изучаемых регионов.

В дополнение к схеме типизации предложен также специальный коэффициент доминирующих загрязнителей, рассчитываемый по формуле

$$K_{\text{дз}} = \sum C_{\text{тм}} \Big/ \sum C_{\text{лэ}},$$

где $C_{\text{тм}}$ – это сумма концентраций элементов, тяжелых металлов (поэтому и сокращение – тм), индикаторов антропогенного локального (подтип промышленных объектов и транспорта) и дальнего влияния на озера, а $C_{\text{лэ}}$ – сумма концентраций элементов-литофилов (поэтому и сокращение – лэ), индикаторов локального антропогенного (подтип влияния ускоренных эрозионных процессов (пылевая нагрузка)).

Анализ графика соотношения сумм концентраций элементов-индикаторов доминирующих загрязнителей озер Республики Карелии показал (Рис. 6.2), что современные отложения озер урбанизированных территорий преимущественно испытывают антропогенную нагрузку от неидентифицируемых источников в результате дальнего атмосферного переноса (верхний сектор треугольного графика). Однако отдельные озер и их отложения (например, озеро Ламба на территории города Петрозаводска) демонстрируют большее влияние на них со стороны локальных техногенных выбросов, которые в основном относятся к выбросам от Петрозаводской ТЭЦ, долгое время работавшей на мазуте [Рыбаков, 1999; Слуковский, 2020]. Также для верхних слоев отложений озер урбанизированных территорий характерно и локальное природно-антропогенное воздействие в результате пылевой нагрузки, что выражается в «оттягивании» части изученных образцов в сторону суммы литофильных элементов (РЗЭ+Li+Rb+Cs). Аналогичная тройственная природа антропогенной нагрузки на отложения озер урбанизированных территорий и водоемов импактных зон урбанизированных территорий отмечается и для Мурманской области (Рис. 6.3). Разница заключается в том, что для соседнего региона чуть более значимыми в геохимическом плане являются локальные источники антропогенной нагрузки, связанные с выборами от металлургических предприятий и ТЭЦ

(левый нижний угол треугольной диаграммы), а также с пылевой нагрузкой на водные объекты [Slukovskii et al., 2020; Slukovskii et al., 2022].

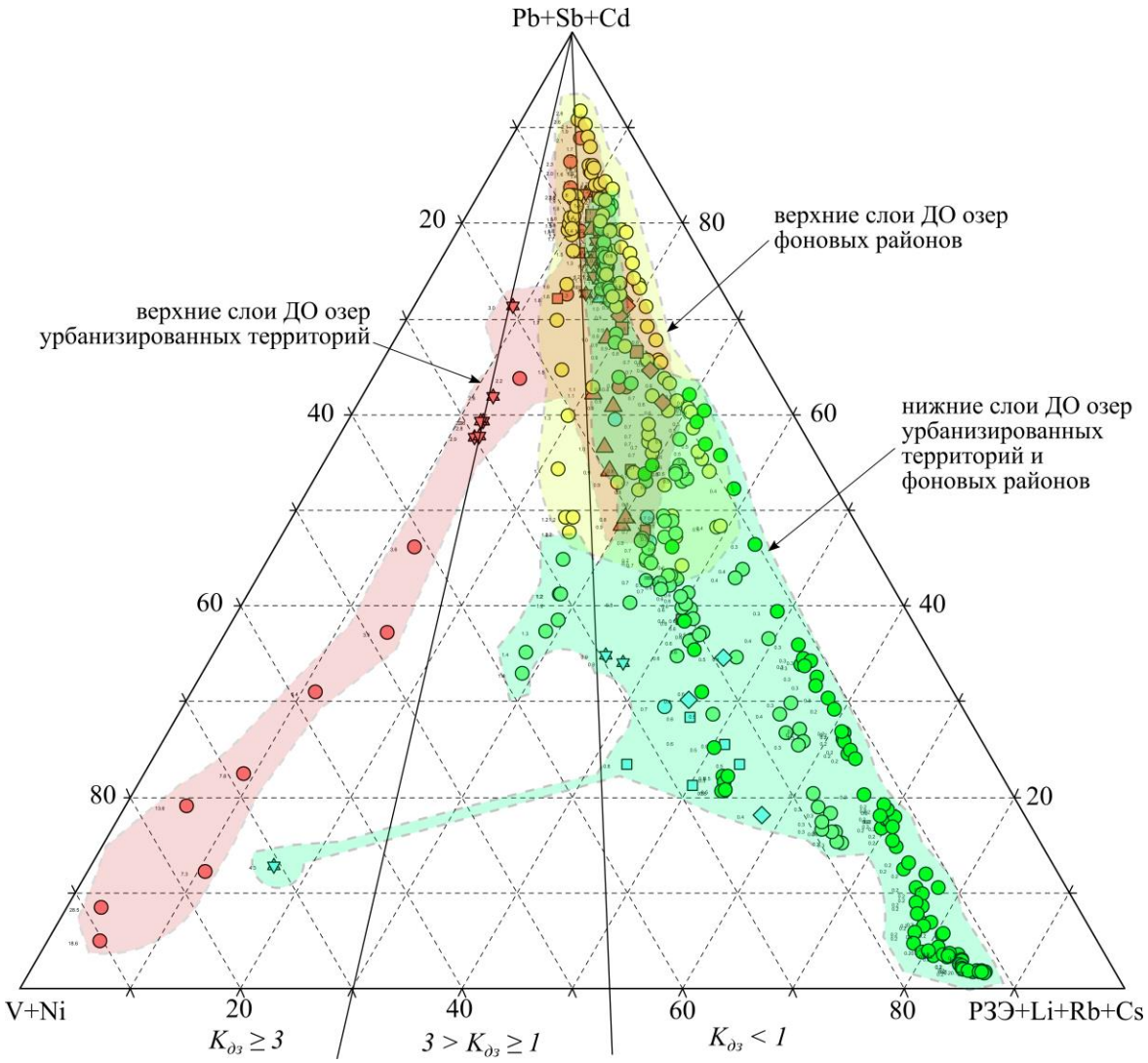


Рисунок 6.2 – Треугольная диаграмма соотношения сумм концентраций V+Ni, Pb+Sb+Cd и РЗЭ+Li+Rb+Cs в отложениях исследованных озер Республики Карелии. Концентрации Pb, Sb и Cd увеличены в 10 раз

Кроме того, аномально высокие концентрации редкоземельных элементов, ровно как ряда других литофильных элементов, в отложениях озера Большой Вудъявр отражаются на доминировании для этого водоема локальных загрязнителей второго подтипа (пылевая нагрузка), хотя основной антропогенный вклад в загрязнение Большого Вудъявра играют выбросы местного горнодобывающего предприятия в виде сброса рудничных вод ОАО «Апатит», содержащих среди прочего повышенные концентрации редкоземельных элементов [Dauvalter et al., 2022]. Интересно, что это сказывается и на нижних слоях отложений озер Большой Вудъявр, так как местные горные породы Хибинского щелочного массива также обогащены

редкоземельными элементами и рядом щелочных металлов [Яковенчук и др., 1999]. Таким образом, в отличие от большинства озер урбанизированных территорий, чьи верхние слои осадков обогащены редкоземельными элементами в результате пылевой нагрузки в городах, поведение этих металлов в озере Большой Вудъявр имеет иную (двойственную) природу.

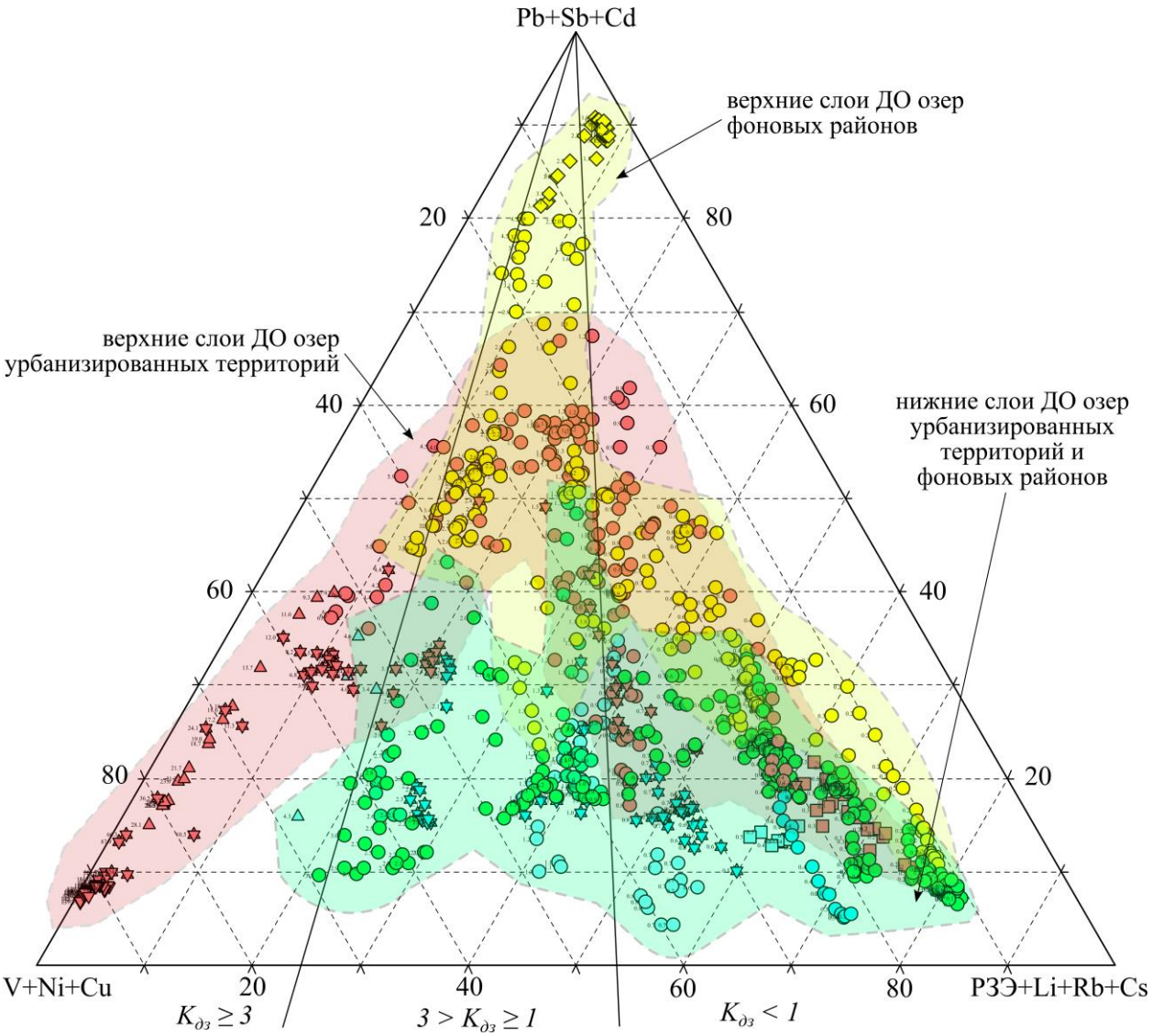


Рисунок 6.3 – Треугольная диаграмма соотношения сумм концентраций V+Ni, Pb+Sb+Cd и РЗЭ+Li+Rb+Cs в отложениях исследованных озер Республики Карелии. Концентрации Pb, Sb и Cd увеличены в 10 раз

Для озер фоновых районов, особенно для их нижних (незагрязненных) слоев редкоземельные элементы и щелочные металлы – это не показатель антропогенной (пылевой) нагрузки, а индикатор природного фона (петрофонда), поэтому в их геохимии концентрации литофильных элементов существенно доминируют над концентрациями тяжелых металлов, «оттягивая» итоговые значения к правому нижнему сектору треугольной

диаграммы. Наиболее показательно это выглядит на графике, построенном для отложений озер Республики Карелии (Рис. 6.2), где в том числе были установлены аномалии редкоземельных элементов, связанные с рудоносностью пород водосборной площади (север региона) [Slukovskii et al., 2025]. Для Мурманской области отмечаются исключения из-за отложений фоновых озер, обогащенных в результате природных факторов Ni, V или Cu, что наиболее характерно для северной части региона.

Ключевую роль в загрязнении верхних слоев отложений озер фоновых районов играют процессы дальнего атмосферного переноса, поэтому образцы соответствующих проб на графиках треугольных диаграмм тяготеют к верхнему углу. Хотя в ряде случаев, отмеченных для территории Мурманской области, отмечается и их двойственная геохимическая природа: часть проб «оттягивают» локальные промышленные загрязнения в основном из-за влияния металлургических предприятий региона, а часть – природное влияние горных пород (локальное природное влияние). Второе наиболее хорошо проявляется на примере озера Портлубол, где на ряду с антропогенным влиянием со стороны дальнего переноса загрязнителей отмечается влияние местных пород, образуя в отложениях водоема геохимические аномалии Mo, U и редкоземельных элементов [Slukovskii et al., 2025]. Интересно, что влияние эолового переноса, формирующего незначительные, но аномалии редкоземельных элементов и щелочных металлов в верхних слоях отложений озер на юге Мурманской области (Рис. 6.1), не сказываются настолько явно: «оттягивания» в сторону этих элементов на графике рисунка 6.3 не выявлено.

Расчет $K_{дз}$ для всех озер Карелии и Мурманской области показал, что отложения озер урбанизированных территорий с доминирующим влиянием локальных источников загрязнения в виде промышленных предприятий и транспорта имеют значения $K_{дз} \geq 3$ (Рис. 6.2 и Рис. 6.3). Это относится в первую очередь к озерам города Петрозаводска, расположенных в непосредственной близости от выбросов мазутной ТЭЦ и озер вблизи города Мончегорска и пгт Никеля, где сильно проявлено влияние металлургических предприятий. Кроме того, аналогичным значением $K_{дз}$ характеризуются отложения озер разных статусов, в чьей геохимии большую роль играет геологическое влияние (влияние роли рудоносных пород водосбора).

Значениями $K_{дз}$ от 1 (включительно) до 3 характеризуются большинство отложений озер урбанизированных территорий Мурманской области, где в особенности проявляется сразу несколько разных факторов антропогенной и природной нагрузки на озера. Учитывая существенную роль пылевой нагрузки на водные экосистемы городов Карелии и Мурманской области, порой превосходящую влияние других факторов, то значительная часть изученных

проб отложений в городах Мурманск, Кировск, Суоярви, Медвежьегорск имеют значения $K_{дз} < 1$. В эту же категорию попадают большая часть образцов отложений озер фоновых районов, где доминируют два основных фактора нагрузки: дальний перенос (в основном верхние слои отложений) и влияние петрофонда (нижние слои отложений), особенно в случае с наличием рудоносных пород на водосборной площади.

Также значениями $K_{дз}$ от 1 до 3 характеризуются фоновые озера (в основном Мурманской области), где отмечается влияние рудоносных пород, содержащих повышенные концентрации V, Ni и/или Cu, которые одновременно являются индикаторами локального и техногенного, и природного влияния на озера. В отельных случаях это проявляется и на территории Карелии, где на геохимии отложений озер города Медвежьегорска сказывается влияние местных U-V-рудоносных пород [Минерально-сырьевая…, 2005].

Таким образом, оценка доминирующих типов влияния антропогенного и природного характера на озера Карелии и Мурманской области показала, что в большинстве случаев озера урбанизированных районов проявляют двойственность или даже тройственность, учитывая большое число факторов, сказывающихся на геохимии их отложений. Чуть более проще иллюстрируется поведение разных элементов в озерах фоновых районов, где преимущественно на формирование их геохимического облика сказываются процессы дальнего атмосферного переноса (техногенные факторы) и влияние особенностей геологии района исследования (природные факторы). Однако в случае обнаружения явных геохимических аномалий (например, редкоземельных элементов) доминирующим может стать один фактор нагрузки. Тоже самое может быть и в случае наличия специфической антропогенной нагрузки, как это проявлено в случае стоков от горнопромышленного предприятия в Мурманской области, где установлены повышенные концентрации тех же редкоземельных элементов.

ГЛАВА 7. ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ИНТЕРПРЕТАЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ДАННЫХ ПРИ ИССЛЕДОВАНИИ ОЗЕР УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

7.1. Оценка загрязнения озер на основе геохимии современных донных отложений

Для оценки уровня загрязнения озер были выбраны 14 элементов (V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Tl, Pb и Bi), входящих в группу тяжелых металлов [Pourret, Hursthouse, 2019], учитывая их уровень токсичности для биоты и востребованности анализа их концентраций при эколого-геохимических работах, в том числе на выбранных для диссертации регионах.

7.1.1. Оценка загрязнения озер отдельными элементами на основе расчетов индекса I_{geo}

Согласно расчету индекса I_{geo} отложения озер урбанизированных районов Карелии (Рис. 7.1) имеют разный уровень загрязнения по отдельно взятым элементам. Общим для всех озер городов Карелии является уровень загрязнения от умеренного до сильного (I_{geo} от 1 до 3) по Pb, S, Sn, Bi и Cu. Медиана значения индекса геоаккумуляции для V, Cr, Co, Ni, Zn и других металлов имеет ниже 1 или даже ниже 0, что говорит о низком медианном уровне загрязнения этими элементами исследованных озер.

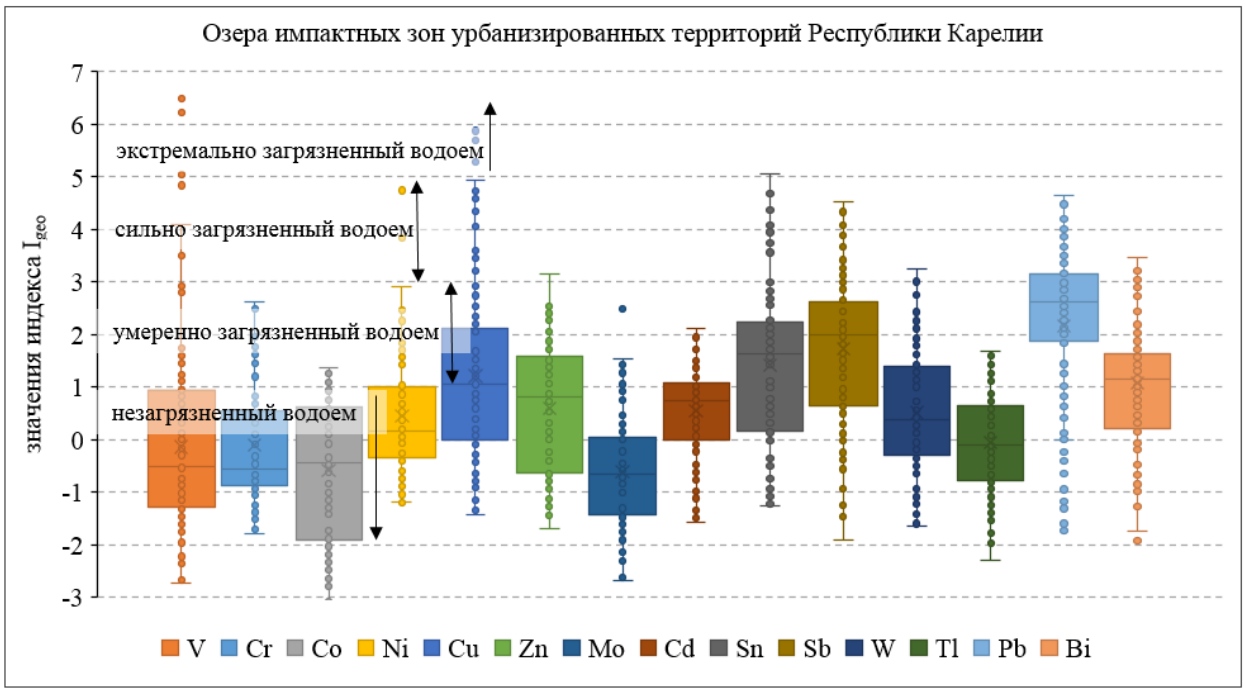


Рисунок 7.1 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из донных отложений озер урбанизированных территорий Карелии

Однако в большинстве случаев значения I_{geo} ниже 1 и тем более ниже 0 приходятся на нижние (фоновые) слои отложений. Верхние (0-10 см) слои

отложений характеризуются сильным и даже экстремальным уровнем загрязнения озер по большому спектру элементов. На рисунке 7.2 видно, что в верхних слоях отложений отмечается экстремально высокий уровень загрязнения озера Ламба (Петрозаводск) по V и сильный уровень загрязнения по Ni, что связано с деятельностью ТЭЦ, о чем было подробно описано в главах выше. На этом же рисунке отмечается, что самые верхние слои отложений озера Плотичье (Медвежьегорск) характеризуются экстремальным загрязнение по Cu, а также сильным загрязнением по Sb и Pb, которые, как уже отмечалось, являются приоритетными загрязнителями из числа тяжелых металлов для озер урбанизированных территорий Республики Карелии. Аналогичные тенденции присущи и другим исследованным водным объектам на территории Карелии, включая озера фоновых районов.

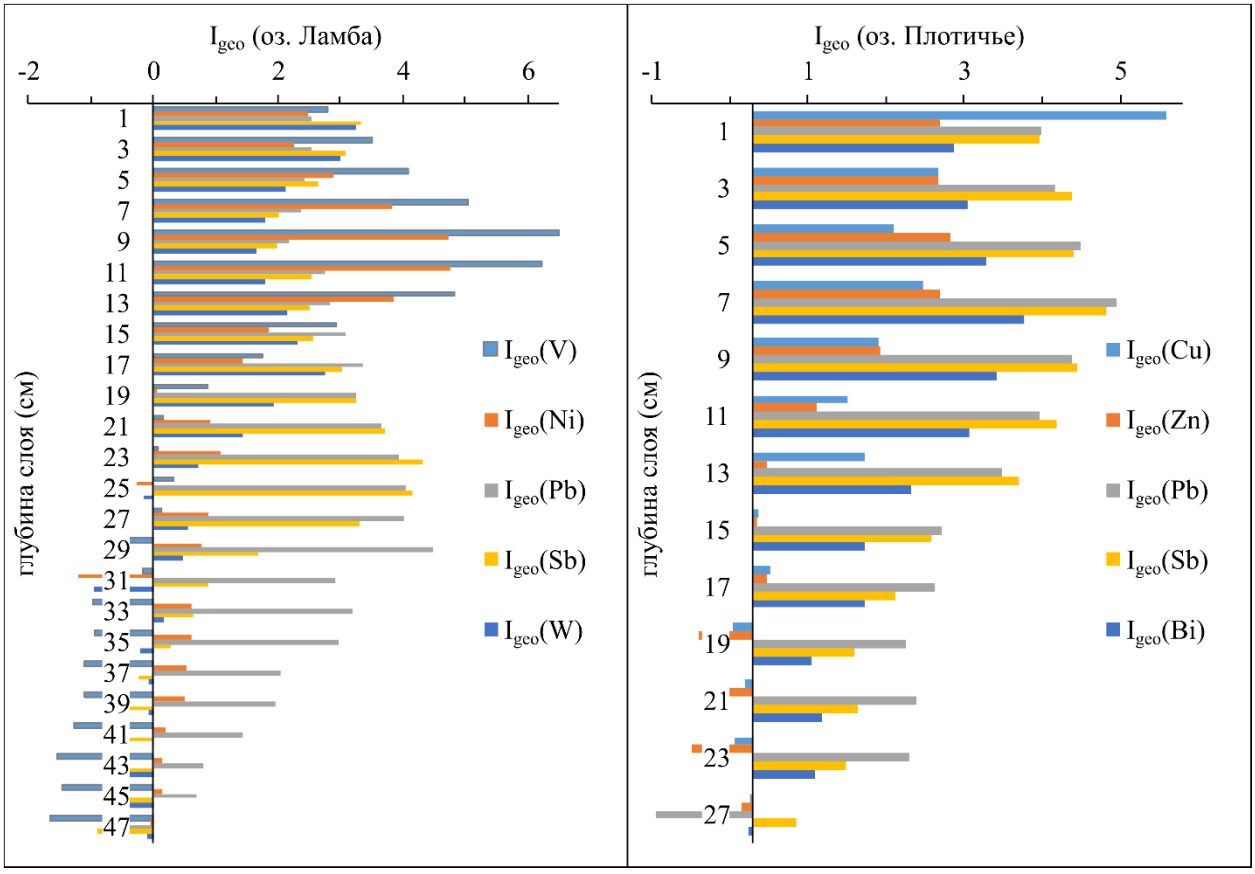


Рисунок 7.2 – Вертикальное распределение значений индексов геоаккумуляции по отдельным элементам в колонках озер Ламба и Плотичье (Карелия)

Несмотря на статус фоновых, озера Республики Карелии, расположенные вдали от прямых промышленных выбросов и автотранспорта, также по значениям индекса геоаккумуляции характеризуются, как загрязненные. В основном по Pb, Sb, Bi и в меньшей степени – по Cd, Sn и другим металлам

(Рис. 7.3). Сильным эколого-геохимическим отличием отложений озер городских районов от осадков озер фоновых территорий региона является загрязнение по V, Ni, Cu, Zn, W. Значения индексов I_{geo} по этим тяжелым металлам в отложениях озер фоновых районов сильно ниже 1 и 0, что говорит об отсутствии антропогенной нагрузки, связанной с деятельностью машиностроительных предприятий, ТЭЦ и котельных на фоновых территориях.

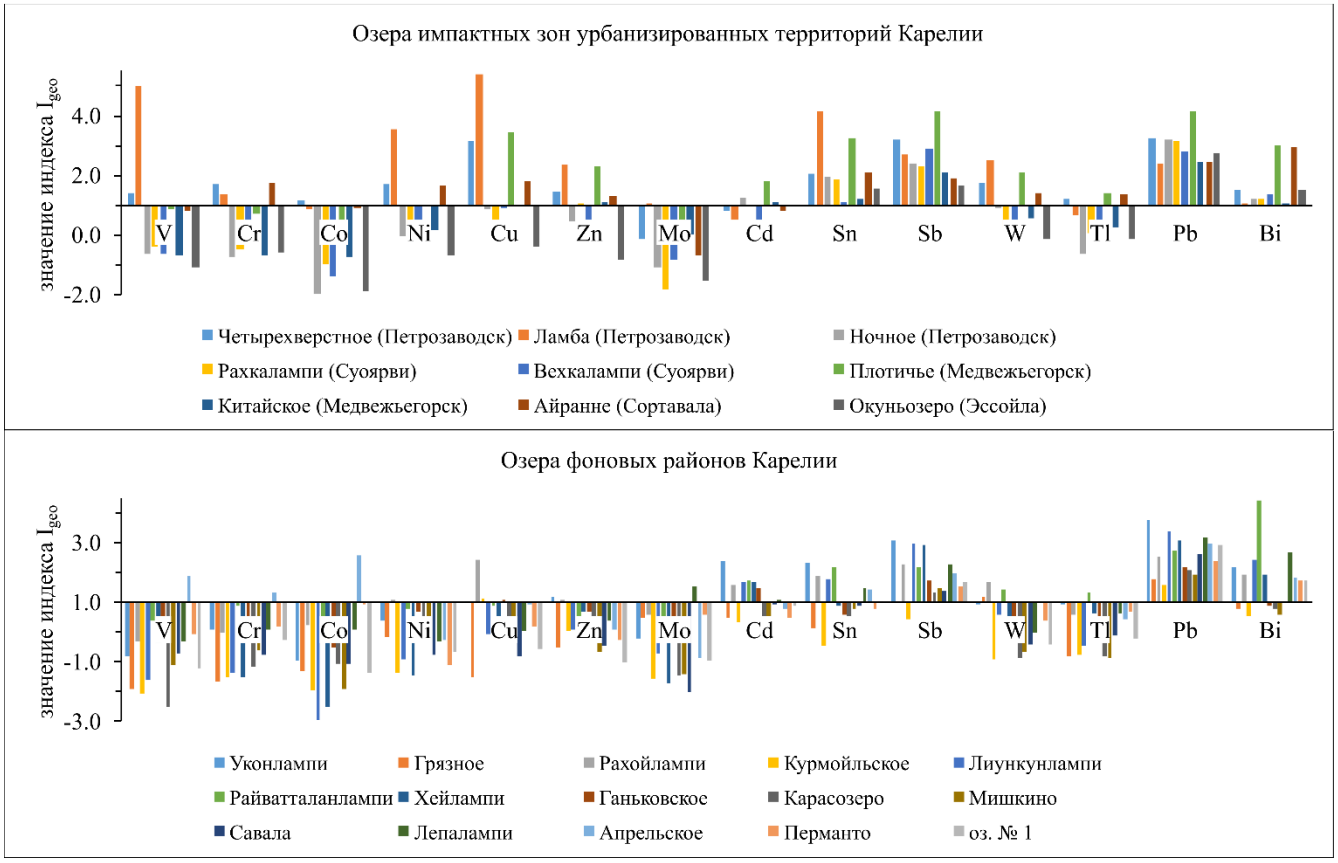


Рисунок 7.3 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев донных отложений озер урбанизированных территорий Карелии в сравнении с фоновыми озерами

В озерах импактных зон урбанизированных территорий Мурманской области отложения ожидаемо оказались загрязнены большим числом химических элементов, судя по расчету значения индекса геоаккумуляции (Рис. 7.4). В частности, медианный уровень загрязнения исследованных осадков Sb, Pb, Co, Ni и Bi отличается на уровень от умеренного до сильного (I_{geo} от 1 до 3). В меньшей степени (I_{geo} от 0 до 1 – уровень от незагрязненного до умеренно загрязненного) отложения городских озер Мурманской области загрязнены по Cr, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, W и Tl. При этом в верхних слоях отложений, где установлены максимальные концентрации тяжелых металлов,

отмечаются сильный и экстремальный уровень загрязнения (I_{geo} от 3 до 7.2) по V, Co, Ni, Cu, Cd, Sb, W, Pb и Bi. Также, как и в случае с городскими озерами Карелии, в озерах урбанизированных районов Мурманской области нижние слои отложений, которые можно характеризовать фоновыми, по большинству металлов зарегистрированы значения индекса геоаккумуляции ниже 0 (Рис. 7.5), что говорит об отсутствии антропогенной нагрузки и риска для биоты. При этом, расчет индексов позволяет лучше выделить приоритетные загрязнители для той или иной территории, подверженной антропогенной нагрузке. На рисунке 7.5 видно, что в пределах города Мурманска – это V, Ni, P, Sb и W, так как по этим элементам получены самые высокие значения индекса геоаккумуляции. А вблизи деятельности металлургических предприятий (озера Комсомольское в Мончегорске и Шуонияур вблизи пгт Никель) такими элементами являются Ni, Cu, Pb, Sb и Co.

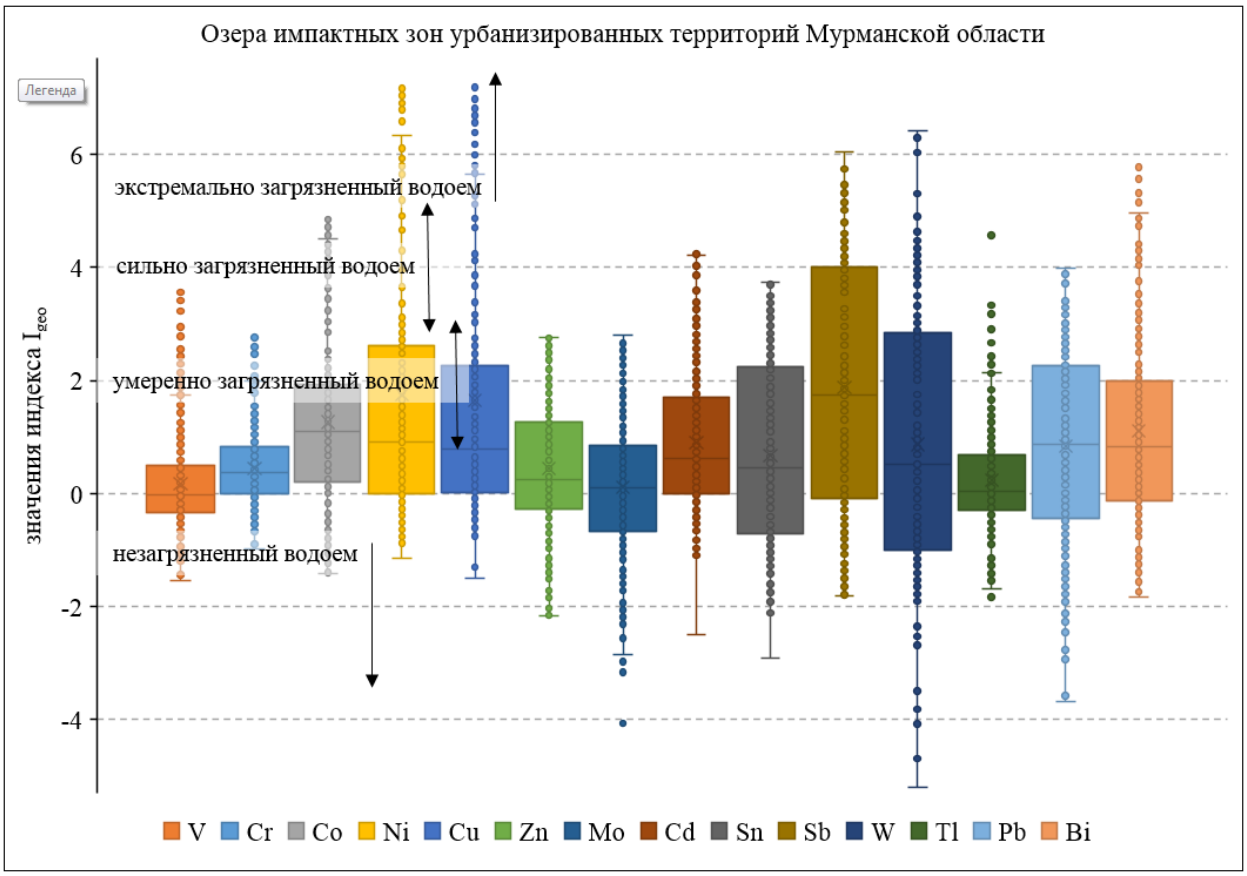


Рисунок 7.4 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из донных отложений озер урбанизированных территорий Мурманской области

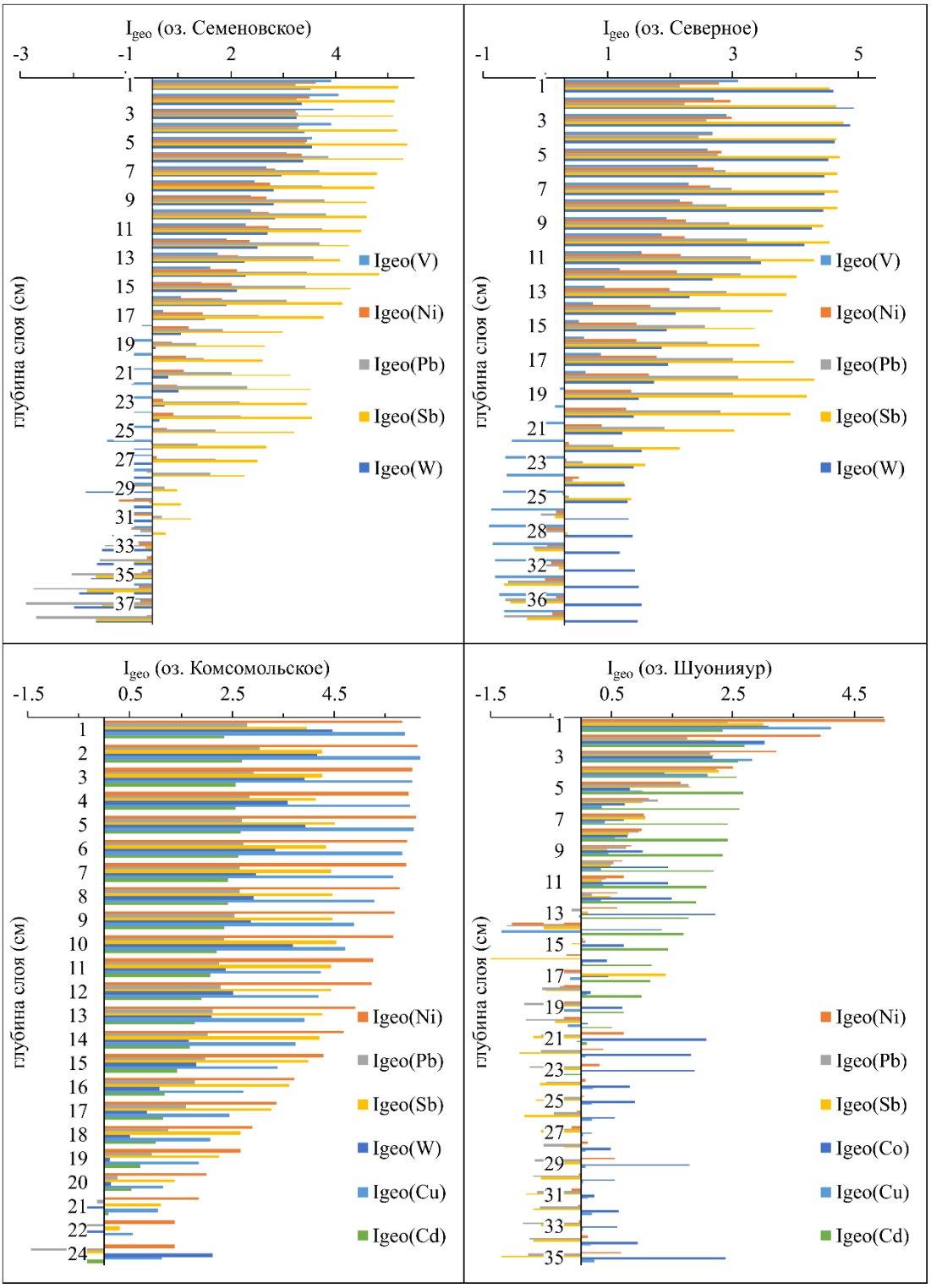


Рисунок 7.5 – Вертикальное распределение значений индексов геоаккумуляции по отдельным элементам в колонках озер Семеновское и Северное (оба – Мурманск), Комсомольское (Мончегорск) и Шуонияур (Никель)

В современных донных отложениях озер фоновых районов Мурманской области отмечаются аналогичные тенденции, что и в более южном регионе (Карелии). В частности, в верхних слоях (0-10 см) осадков наибольшее

загрязнение по индексу геоаккумуляции установлено для элементов процесса дальнего переноса – для Pb, Sb, Bi, в меньшей степени – другими элементами (тяжелыми металлами). Также отчетливо выделяются высокие (>3) значения I_{geo} для Mo (4.6) в отложениях озера Портлубол, для Pb (4.1) и Cd (4.6) в отложениях озера Питьевого и для W (3.5) в отложениях озера Терское. Во всех трех случаях «загрязнение» отложений указанными металлами является природным, так как связано с аномальным уровнем их накопления в отложениях озер в связи со спецификой геологии районов исследований. Выше уже было отмечено, что в озере Портлубол аномалии Mo связаны с Mo-содержащими кислыми породами водосбора [Slukovskii et al., 2025]. Также и аномалии Pb, Cd и вместе с ними Zn, как отмечалось [Slukovskii et al., 2024] – также не могут быть связаны с техногенным воздействием, а имеют отношение к геохимической специфике пород водосбора. Аномалии W в отложениях озера Терского на юге региона вероятно связаны с породами Колвицкой медно-никелевой подзоны (Рис. 2.10) [Атлас…, 1971]. Причем, данная металлогеническая подзона «растянута» с юга на север – до района Хибин. Автором при этом выявлены аномальные концентрации W также в некоторых отложениях озер этого района (озере Большой Вудъявр, Малый Вудъявр, Комариное и Умбозеро), что также, вероятно, имеет отношение к геологии района (Рис. 7.7). Таким образом, озера Терское, Питьевое и Портлубол имеют ложное антропогенное загрязнение некоторыми металлами из-за влияния рудоносности пород водосбора, что важно учитывать при комплексной эколого-геохимической оценке территории. С аналогичными явлениями сталкивались и другие исследователи, выявляя в донных отложениях озер повышенные концентрации тяжелых металлов, связанных не с антропогенными, а природными (чаще всего геологическими) факторами. Так в работе Авторалийских исследователей были установлены аномалии Cu в отложениях озера Бурилл (Burrill Lake), связанные с местной геологией. Лишь оценка собственного фона металла в районе исследования позволила более точно оценить уровень техногенного влияния на водоем [Birch, Lound, 2026].

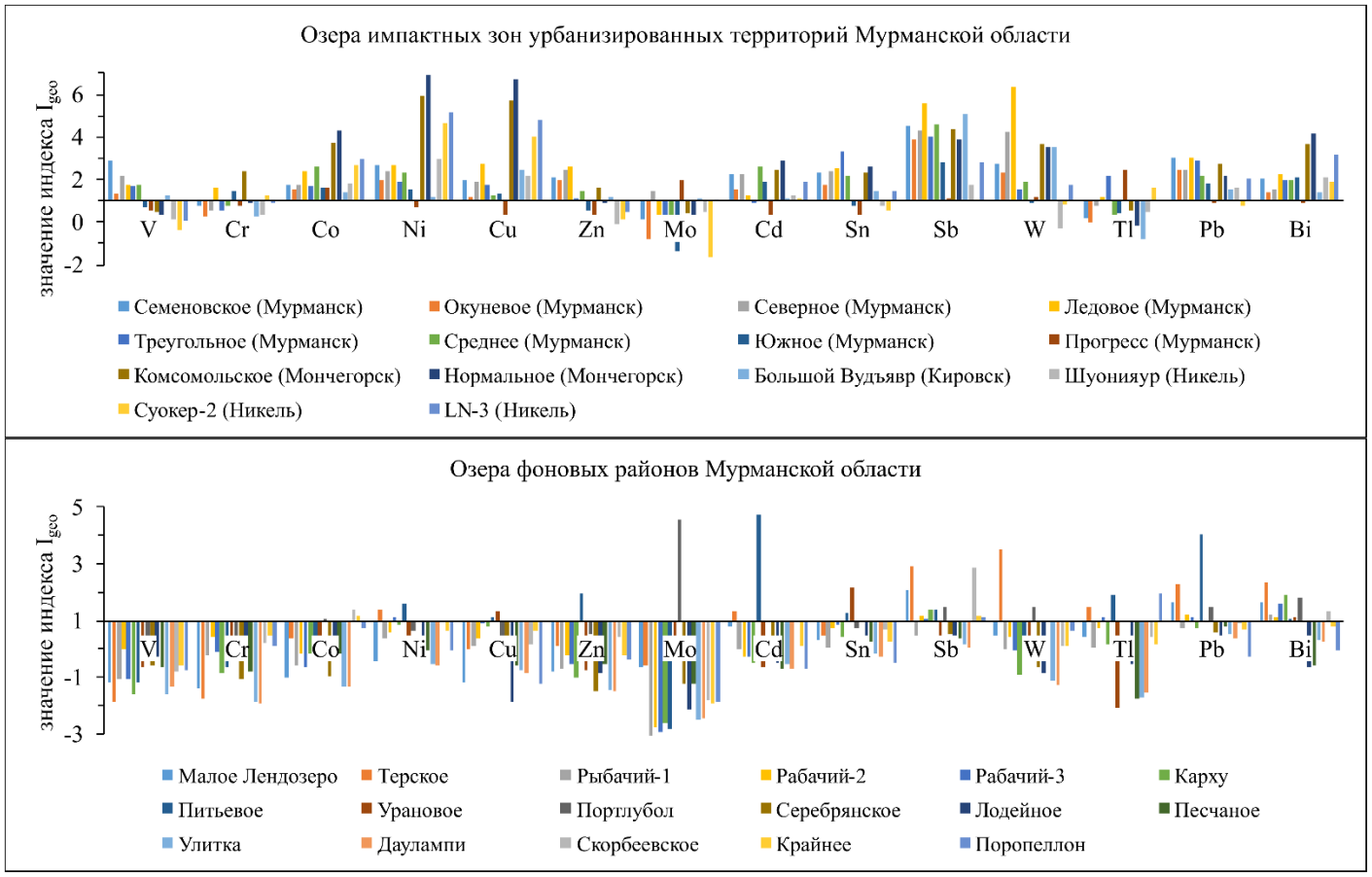


Рисунок 7.6 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев донных отложений озер урбанизированных территорий Мурманской области в сравнении с фоновыми озерами

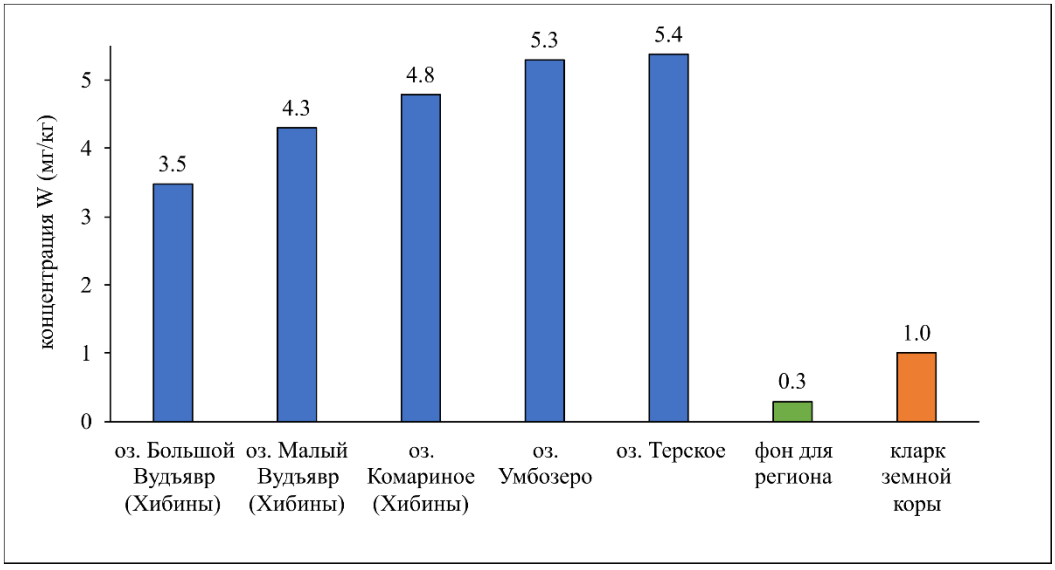


Рисунок 7.7 – Значения медианных концентраций W в некоторых озерах Мурманской области в сравнении с фоном для региона (Табл. 5.2) и кларком [Wedepohl, 1995]

В еще одном района Северо-Запада России (г. Архангельск) верхние слои современных отложений озер имеют умеренно повышенный уровень загрязнения (I_{geo} от 1 до 2.9) только для Cd, Sb, W и Pb (Рис. 7.8). Несмотря на влияние мазутной ТЭЦ на геохимию отложений города Архангельска [Стародымова и др., 2023], уровень загрязнения, согласно индексу геоаккумуляции, по V и Ni в отложениях исследованных озер невысокий (ниже 1). Тоже самое отмечается для других элементов, представленных на графике ниже: значения I_{geo} ниже 1, что говорит слабом уровне загрязнения отложений озер в импактной зоне города Архангельска.

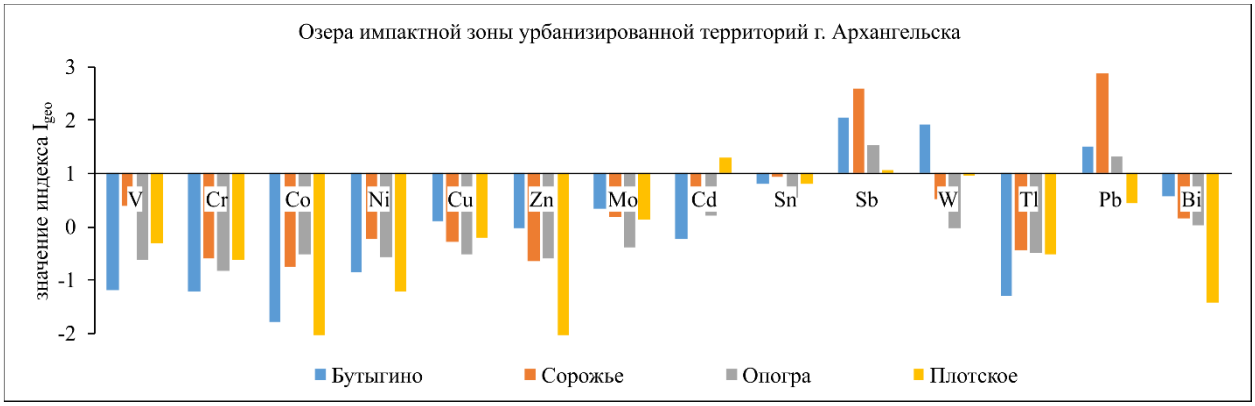


Рисунок 7.8 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев донных отложений озер импактной зоны города Архангельска

Влияние угольных ТЭЦ и предприятий машиностроительного комплекса [Семенов и др., 2015; Krupnova et al., 2021] сказались на уровень загрязнения озер вокруг города Челябинска. В первую очередь, согласно расчету индекса геоаккумуляции, это относится к элементам «угольной» группы: Cd, Sn, Sb, Pb и Bi (Рис. 7.9). Однако даже этими тяжелыми металлами, являющими главными загрязнителями от урбанизированной среды в этом районе, отложения загрязнены на меньшем уровне по сравнению с городскими озерами Мурманской области и Карелии. Во многом, это связано с тем, что отбор производился в озерах, расположенных не в самом городе Челябинске, а на некотором отдалении от него (Рис. 4.42). Кроме того, изученные водоемы находятся вдали от главного антропогенного источника тяжелых металлов региона – металлургического завода города Карабаш [Масленникова и др., 2014]. Сравнение собственных данных с аналогичными исследованиями озер вблизи металлургического завода (Рис. 7.9, нижний ряд), показали, что верхние слои отложений озера Уфимского (Рис. 1.14) имеют гораздо больший уровень загрязнения по индексу I_{geo} – от 3 до 5.8 по Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Pb и Bi

по сравнению с озерами Еткульское, Малое Курейное и Теренуль, расположенные в районе города Челябинска.

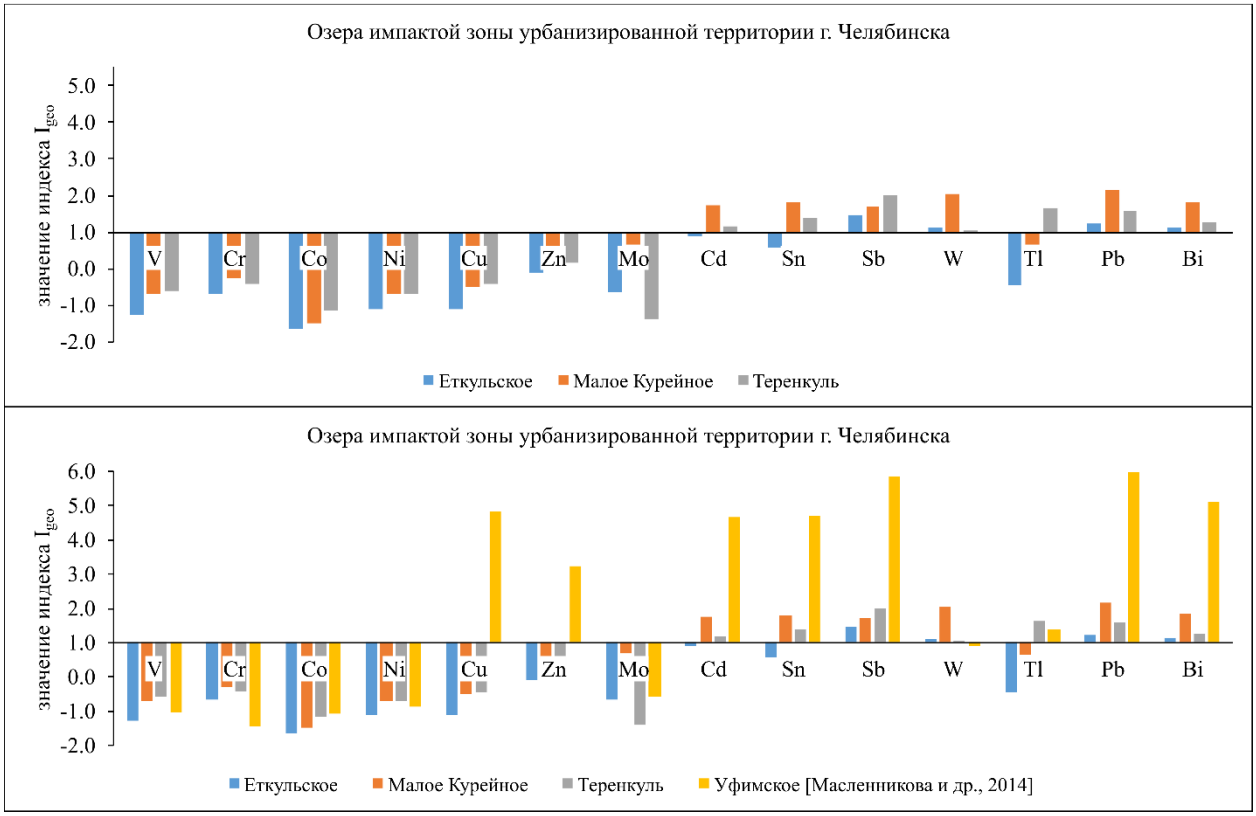


Рисунок 7.9 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев донных отложений озер импактной зоны города Челябинска

С другой стороны, если смотреть на отдельные слои отложений в вертикальном срезе изученных колонок отложений (Рис. 7.10), то по отдельным элементам (например, по Pb и Sb) в озерах в импактной зоны города Челябинска отмечается уровень загрязнения от умеренного до сильного (I_{geo} от 2 до 3). При этом, нижние (фоновые или доиндустриальные) слои имеют значения индекса ниже 1 или даже 0, что говорит об отсутствии загрязнения в этот период развития озера.

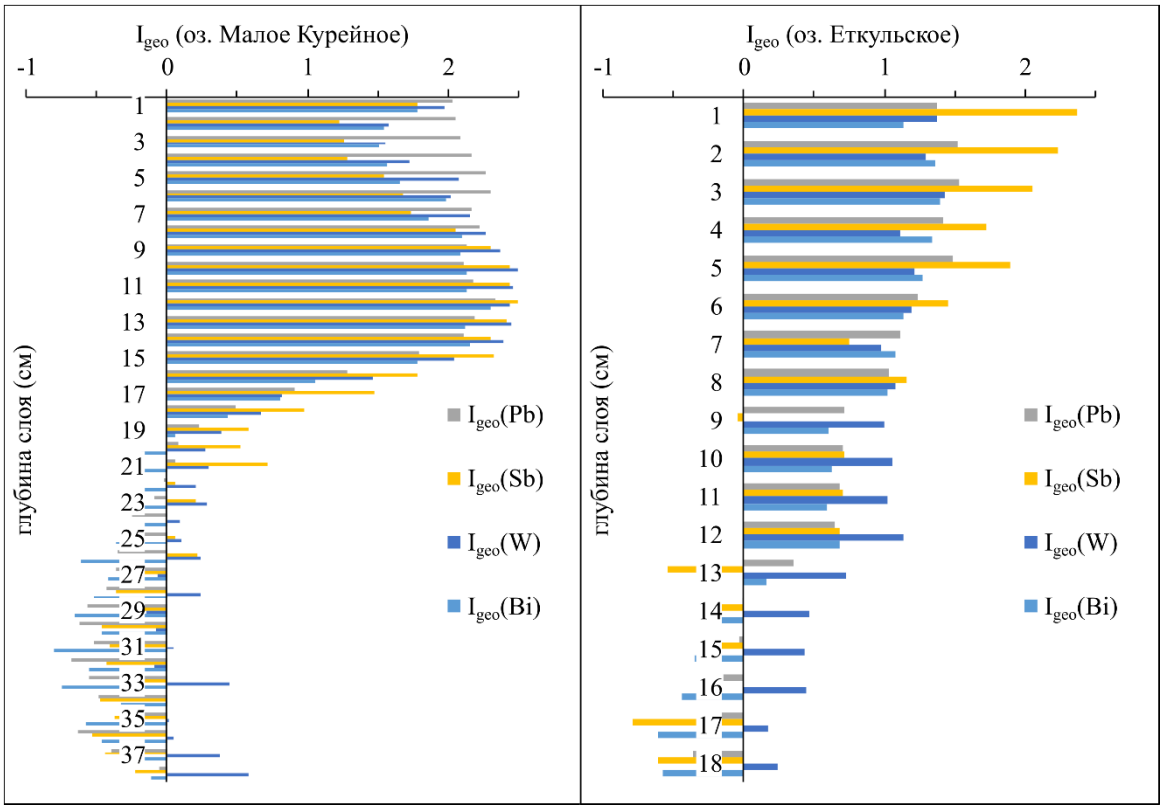


Рисунок 7.10 – Вертикальное распределение значений индексов геоаккумуляции по отдельным элементам в колонках озер Малое Курейное и Еткульское (Челябинская область)

По аналогии с озером Уфимским (Челябинская область) можно оценить влияние близости металлургического производства и на озера Норильского промышленного района (Рис. 7.11). В верхних (0-5 см) слоях отложений озер № 106 и 111, расположенных на расстоянии 5-22 км от выбросов предприятия (Рис. 4.41), отмечается уровень загрязнения от умеренного до сильного (I_{geo} от 2 до 4.8) по Ni, Cu, Cd и Bi. Интересно, что по факторной модели накопления микроэлементов в современных отложениях озер вблизи города Норильска (Рис. 4.58) все четыре элемента входят в техногенную ассоциацию. Кроме того, между концентрациями этих металлов отмечается наибольший уровень тесной и значимой корреляционной связи по сравнению с другими парами элементов. Следует также добавить, что если оценивать уровень загрязнения на основе индекса геоаккумуляции по Ni и Cu в озере № 111 (5 км от источника загрязнения), то в слоях 0-3 см отмечается уровень загрязнения, который можно характеризовать, как экстремальный. При этом, самые нижние слои осадков изученных озер, как и во всех других случаях исследования влияния урбанизации и промышленности, имеют низкий уровень загрязнения или даже совсем отсутствующий.

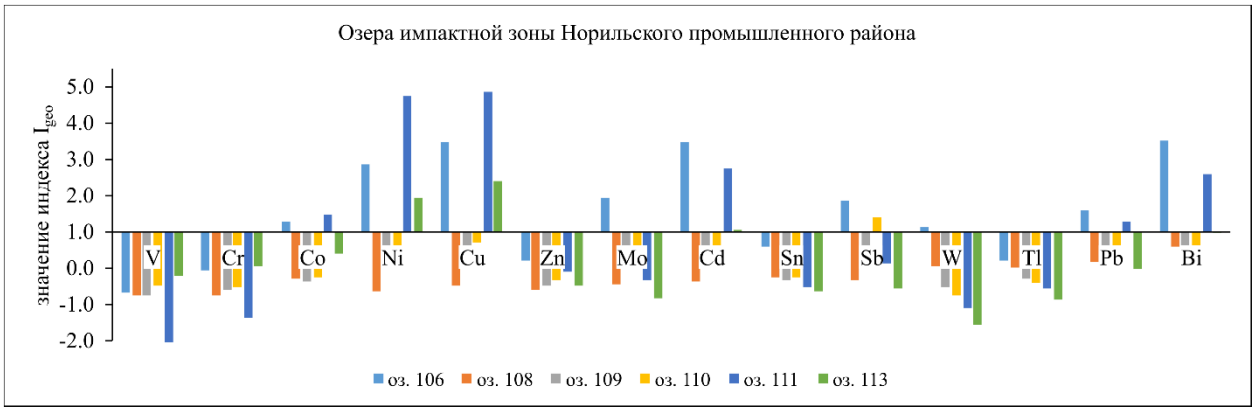


Рисунок 7.11 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев донных отложений озер импактной зоны города Норильска (Норильский промышленный район)

Сравнение уровней загрязнения верхних (0-5 см) слоев отложений озер вблизи металлургических предприятий, относящихся к одной компании «Норникель», то есть имеющих одну и туже специфику антропогенной нагрузки, показало, что отложения безымянных озер вблизи города Норильска загрязнены в меньшей стени, чем похожие водоемы вблизи Никеля и также в городе Мончегорске. Вероятно, что расстояние от источника загрязнения тут играет не главную роль. Ключевым фактором, влияющим на более низкое значение индекса геоаккумуляции в случае озер рядом с Норильском, является то, что общий геохимический фон Ni и Cu, рассчитанный для этой работы, для этих озер выше, чем аналогичный показатель для Мурманской области. То есть, разница между антропогенным вкладом и природным влиянием на формирование концентраций этих элементов в отложениях в Мурманской области выше, чем на севере Красноярского края из-за разницы в геологических условиях. Это дополнительно показывает важную роль геологии и специфики геохимии пород водосбора при экологической оценке загрязнения озер и их донных отложений.

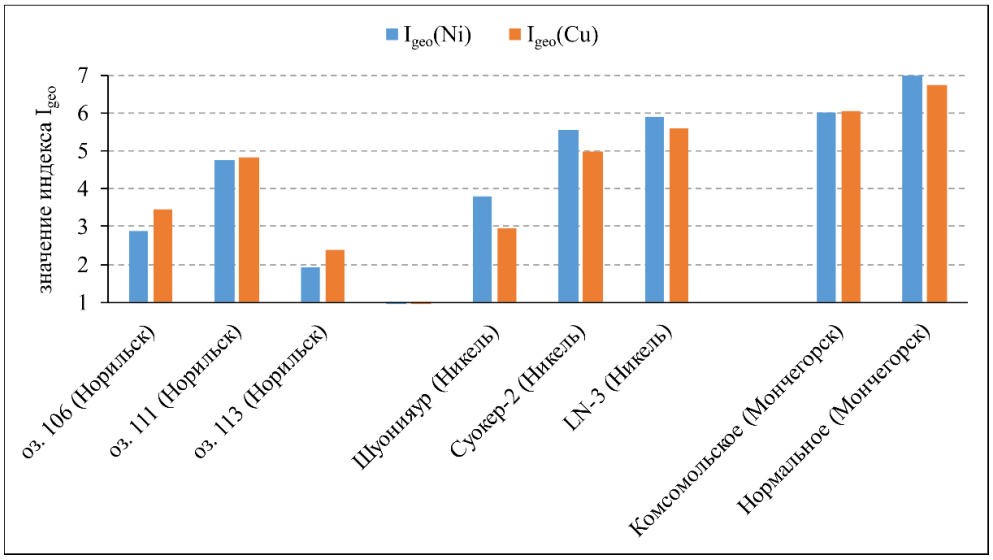


Рисунок 7.12 – Значения индексов геоаккумуляции для Ni и Cu из верхних (0-5 см) слоев донных отложений озер импактных зон города Норильска (Красноярский край), пгт Никеля и города Мончегорска (Мурманская область)

Оценка уровня загрязнения одолжений озер на острове Кинг-Джордж, района, полностью взятого в качестве фонового, даже несмотря на некоторое влияние дальнего переноса загрязнителей и деятельности полярных станций (Рис. 5.14), показала, что отложения озер в целом не загрязнены, согласно расчету индекса геоаккумуляции (Рис. 7.13). Почти по всем элементам, как видно на гистограммах, отмечаются значения ниже 0. Исключением является озеро Глубокое, расположенное, рядом с уругвайской станцией Артигас, где отмечено загрязнение по Sb, Sn и W на уровне от незагрязненного до умеренно загрязненного.

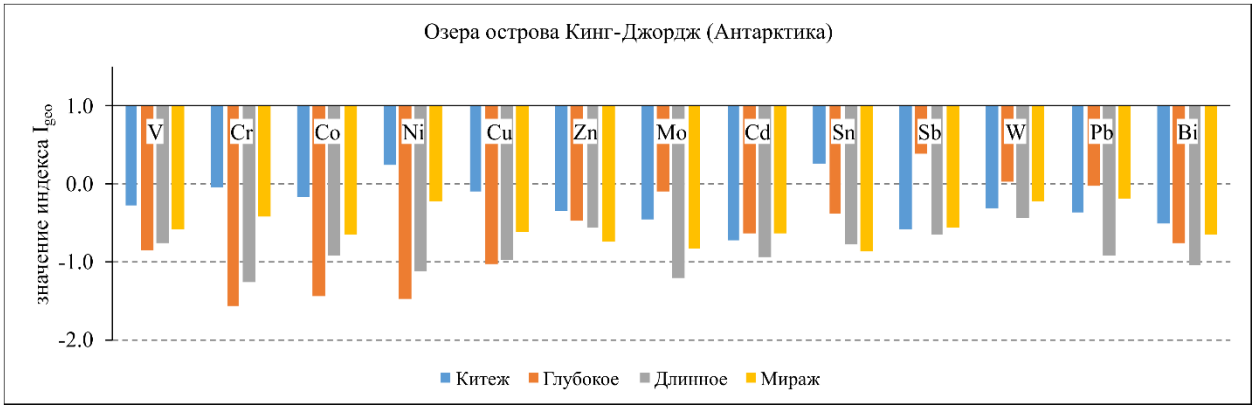


Рисунок 7.13 – Значения индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев донных отложений озер острова Кинг-Джордж (Антарктика)

Таким образом, анализируя данные, полученные по индексам I_{geo} по разным озерам разных регионов, можно проследить эволюцию эколого-геохимических особенностей отложений водоемов (Рис. 7.14). Озера острова Кинг-Джордж характеризуются практически полным отсутствием загрязнения, даже несмотря на имеющуюся антропогенную нагрузку в этой части света. Чистота этих водоемов связана с отсутствием прямых источников загрязнения (городов, предприятий, оживленных транспортных путей), удаленностью от источников загрязнения для сильного влияния процесса дальнего переноса и слабой техногенной историей южного полушария Земли в целом. Озера фоновых районов Северо-Запада России, куда входит и часть Арктики, также расположены на отдалении от прямых локальных источников загрязнения, но эти водоемы более уязвимы для влияния процесса дальнего переноса, учитывая длинную индустриальную историю стран Северной Америки и Европы, а также нынешние источники загрязнения и их относительную близость. Поэтому здесь отмечаются повышенные значения индексов I_{geo} по преимущественно элементам угольной группы (Pb, Sb, Sn, Bi, Cd). Озера антарктического побережья имели бы схожу геохимическую судьбу, если бы они располагались на широтах Карелии и Мурманской области. Далее, еще более специфичная картина отмечается в отложениях озер импактных зон урбанизированных территорий. Донные отложения этих озер, расположенных в разных регионах России, имеют сильный уровень загрязнения не только уже по элементам угольной группы, но и по V, Cr, Co, Ni, Cu, W, металлам, которые маркируют влияние локальных источников антропогенной нагрузки на озера на современном этапе их развития. Только нижние (доиндустриальные) слои отложений этих озер все еще характеризуются отсутствием загрязнения, верхние – навсегда приняли на себя отпечаток техногенного наследия последних двух-трех столетий истории северного полушария планеты.

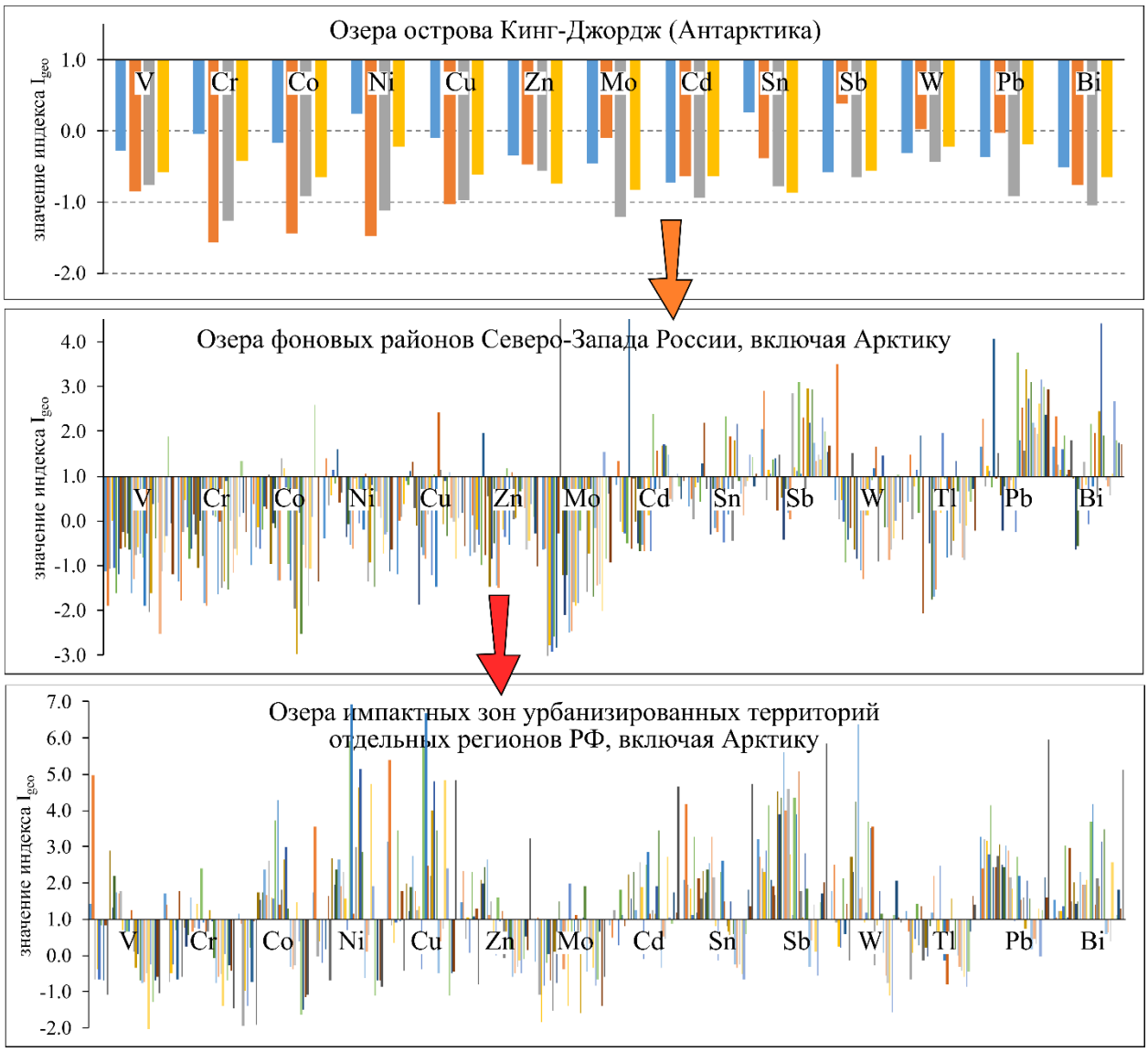


Рисунок 7.14 – Тенденция эколого-геохимической эволюции отложений озер разных районов мира на примере изменений значений индексов геоаккумуляции для 14 элементов из верхних (0-10 см) слоев осадков изученных водоемов

7.1.2. Интегральная оценка загрязнения озер и их донных отложений на основе расчетов индекса PLI

Для интегральной оценки загрязнения озер на основе индекса PLI (pollution load index) были использованы концентрации тех же 14 элементов в отложениях озер (верхние 5-10 см) урбанизированных территорий, а также озер фоновых районов Северо-Запада России (Рис. 3.1). Следует отметить, что данные, полученные при расчёте индекса PLI, в целом передают схожую картину уровней антропогенной нагрузки, что и рассчитанные по отдельным элементам индексы I_{geo}.

Анализ показал, что, по интегральной оценке, озера городских территорий Карелии имеют исключительно высокий и экстремально высокий уровень загрязнения (Рис. 7.15). Наиболее загрязненные отложения – в озерах города Петрозаводска и озере Плотичье (Медвежьегорск) [Savosin, Slukovskii, 2025]. При этом, вклад разных элементов в формирование определенного уровня загрязнения осадков озер неодинаков. Например, экстремально высокий уровень загрязнения отложений озера Ламба (Петрозаводск) на 31% формируется из-за концентраций Cu, на 23% – из-за V и 13% – Sn. На остальные элементы приходится оставшиеся 33%. А вот для озера Плотичье отмечается иная ситуация: наибольший вклад в загрязнение отложений вносят Pb и Sb (по 20%), а также Cu (13) и Sn (11). И в целом, за некоторым исключением, для озер городских территорий Карелии характерно, что Pb и Sb вносят больший вклад в формирование высоких (>2) значений индекса PLI.

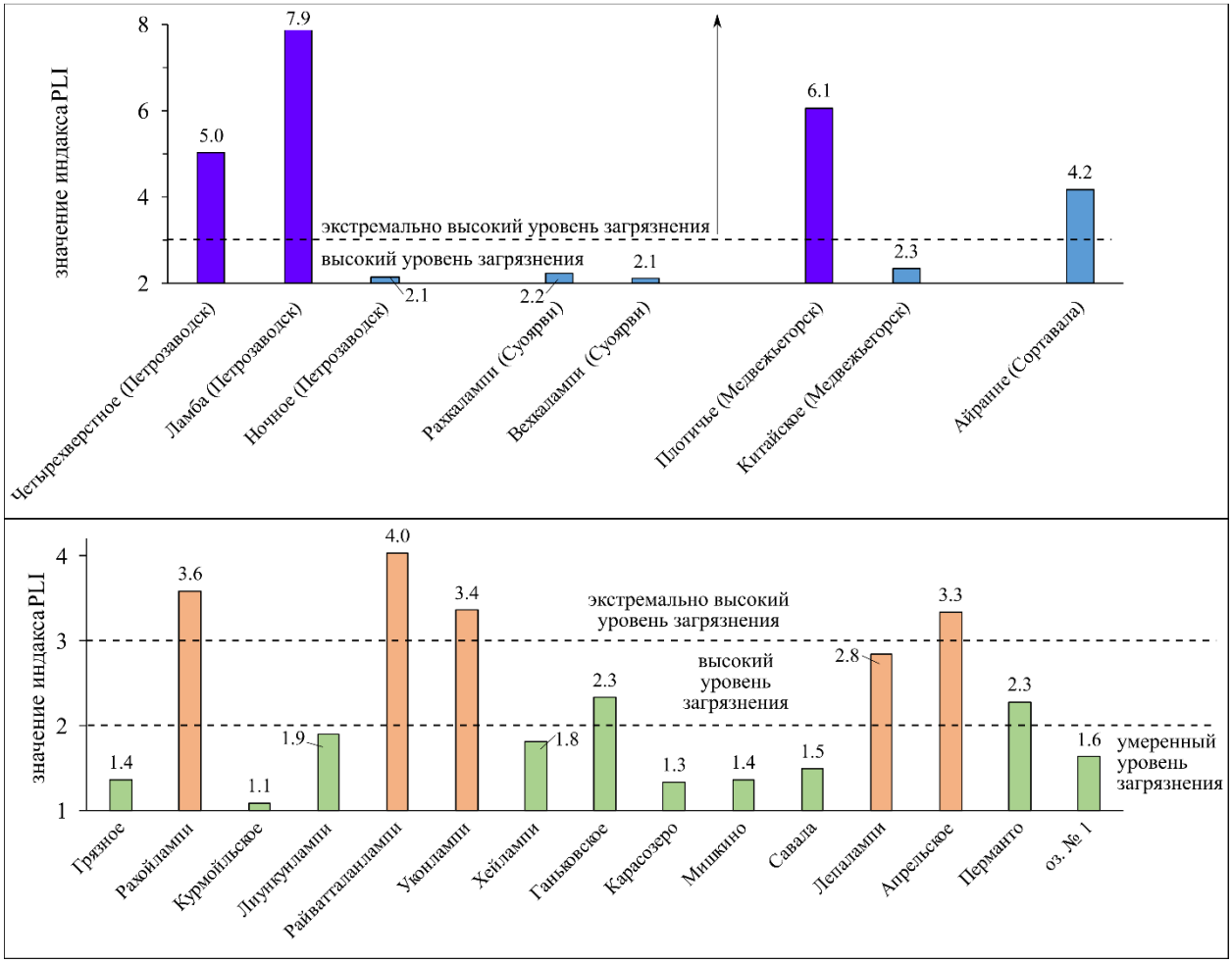


Рисунок 7.15 – Значения индексов PLI для верхних слоев (0-10 см) современных отложений озер Республики Карелии (верхний график – озера урбанизированных территорий, нижний – водоемы фоновых районов)

С другой стороны, в некоторых озерах фоновых районов также отмечается и высокий, и экстремальной высокий (!) уровни загрязнения верхних слоев донных отложений по индексу PLI. Например, из-за близости озер к крупным промышленным центрам, как Санкт-Петербург, если говорить о загрязнении озер Райватталанлампи и Уконлампи, которые находятся на юго-западе Карелии, в районе Северного Приладожья [Slukovskii et al., 2020; Slukovskii, 2023]. Кроме того, эти озера расположены в некоторой близости от промышленных предприятий Финляндии в Иматре и Котке [Ukonmaanaho et al., 1998; Virkutyte et al., 2008]. В других случаях имеет место ложное представление об антропогенном загрязнении озер из-за влияния горных пород водосбора, формирующих повышенные концентрации некоторых элементов в озерных осадках. В частности, на севере Карелии, где расположены озера Апрельское, Перманто и Лепалампи, в их осадках были выявлены аномальные концентрации редкоземельных элементов, а также Co, V и других металлов [Slukovskii et al., 2025]. В отложениях озера Рахойлампи существенный вклад в формирование высокого значения индекса PLI оказывает концентрация Cu, что вероятно, связано со многочисленными рудопроявлениями этого металла к северу от водоема [Минерально-сырьевая…, 2005]. В целом, для фоновых озер Карелии характерен умеренный уровень загрязнения (Рис. 7.16), что связано главным образом с влиянием дальнего переноса загрязнителей и аккумуляции в верхних слоях донных отложений повышенных концентраций элементов из угольной группы (Pb, Sb, Cd, Bi). При этом медиана значения PLI-индекса для озер городских районов, как Карелии, так и Мурманской области, выше, чем медиана этого показателя для фоновых озер обоих регионов Северо-Запада России.

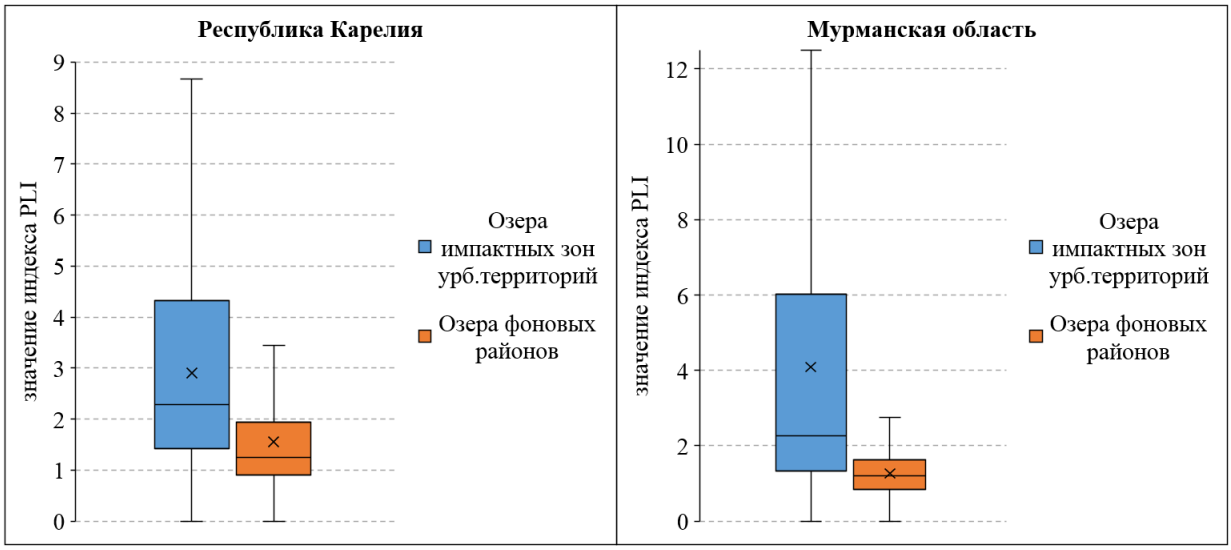


Рисунок 7.16 – Значения индексов PLI для отложений урбанизированных территорий и фоновых районов Карелии и Мурманской области

Наибольшее существенные уровни загрязнения отложений озер в Мурманской области также отмечаются для осадков городских территорий (Рис. 7.17). Экстремальный уровень загрязнения отложений по индексу PLI (от 3 до ~11) был отмечен практически для всех озер городских территорий Мурманской области. Самыми загрязненными озерами стали мончегорские водоемы Комсомольское и Нормальное и озеро Ледовое (Мурманск). Наибольший вклад в формирование высокого значения индекса PLI внесли повышенные концентрации Sb (от 7 до 45 %), W (от 5 до 44 %), Ni (от 4 до 39 %), Cu (от 3 до 33 %) и Pb (до 11 %). В озерах фоновых районов в основном отмечается умеренный уровень загрязнения верхних слоев отложений (Рис. 7.17 – нижний график). Исключения, как и в случае с озерами Карелии, озера, находящиеся в районе каких-либо рудопроявлений, что создает эффект ложного антропогенного загрязнения тяжелыми металлами. Речь идет об озерах Терское, Питьевое и Потрлубол, с аномалиями по W, Pb-Cd и Mo, соответственно. Объяснение этого феномена было в предыдущей главе при описании высоких значений индекса геоаккумуляции. Следует только отметить, что именно названные элементы, имеющие геогенную природу в отложениях изученных озер, внесли наиболее серьезный вклад в высокие значения индекса PLI. Для большинства остальных озер фоновых районов Мурманской области главный вклад в формирование загрязнения по индексу PLI вносят Sb, Pb, Bi, Sn, Cd и Ni – то есть, элементы, являющиеся геохимическими агентами дальнего и среднего атмосферного переноса загрязняющих веществ (Рис. 7.18).

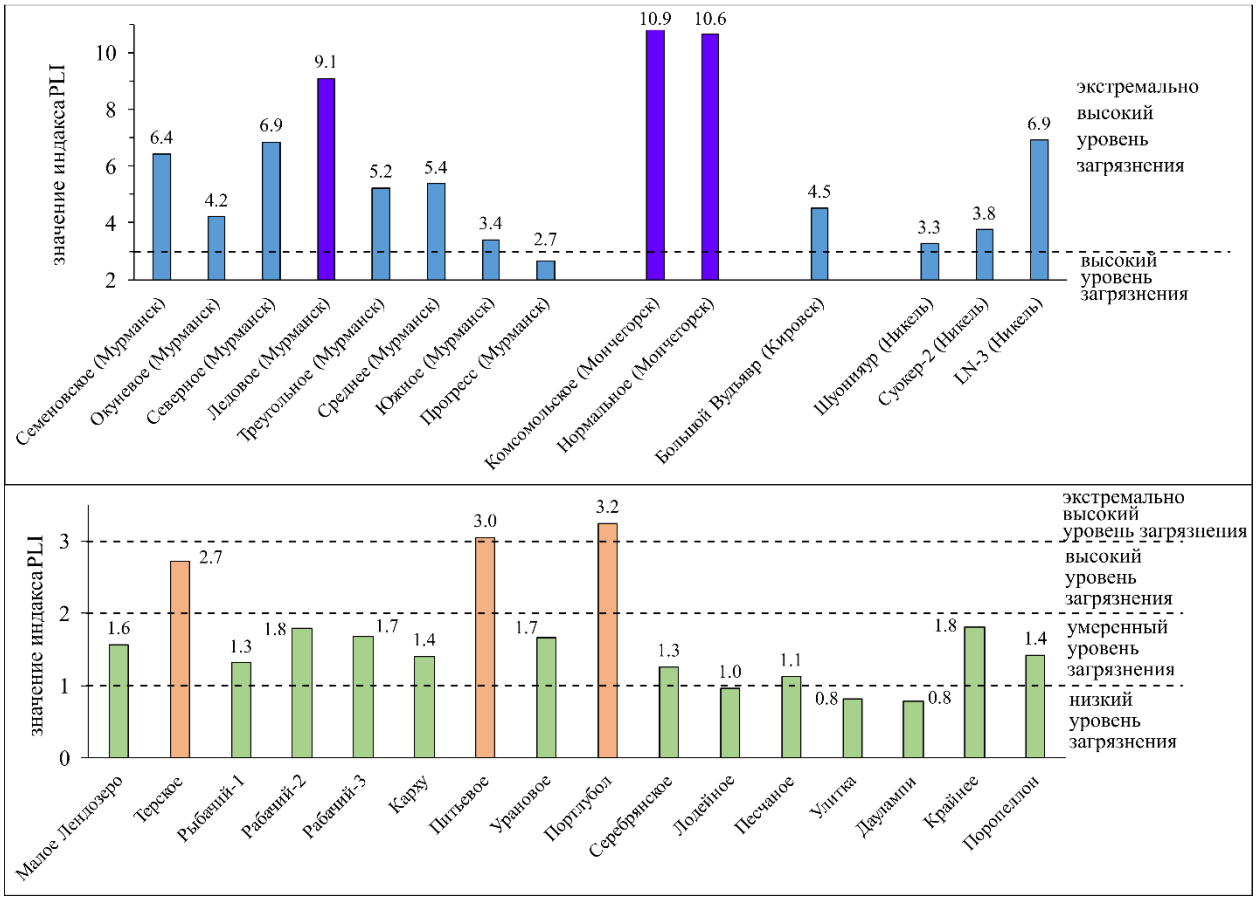


Рисунок 7.17 – Значения индексов PLI для верхних слоев (0-10 см) современных отложений озер Мурманской области (верхний график – озера урбанизированных территорий, нижний – водоемы фоновых районов)

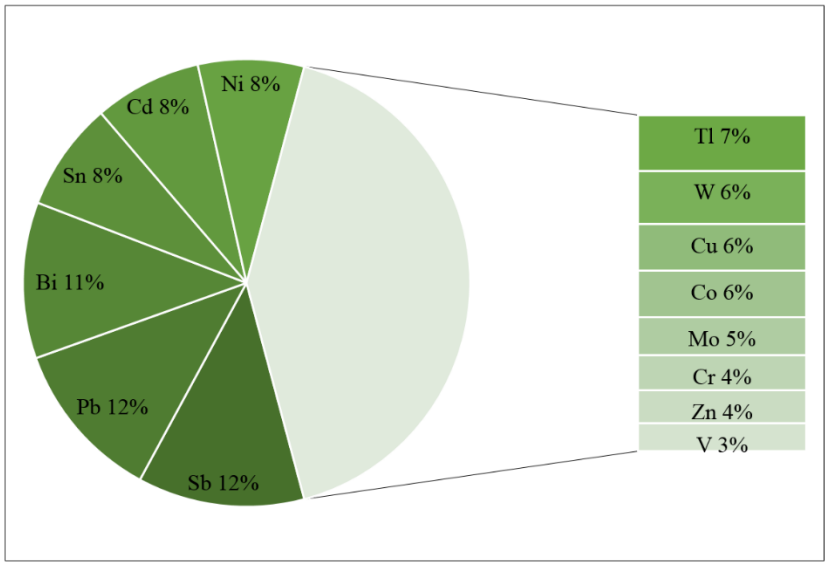


Рисунок 7.18 – Медианный вклад разных элементов в формирование значений индексов PLI, рассчитанных для верхних слоев отложений озер фоновых районов Мурманской области

В других регионах, в импактных зонах урбанизированных территорий, наибольшим уровнем загрязнения (>3, экстремальное загрязнение) характеризуется только безымянное озеро в близи города Норильска (Рис. 7.19). Высокое значение PLI-индекса здесь определяется, главным образом, из-за повышенных концентраций Ni и Cu. Высоким уровнем загрязнения (PLI от 2 до 3) характеризуются отложения еще одного озера вблизи Норильска и озера Малое Курейное и Теренкуль, расположенные близи города Челябинска. Озера импактной зоны города Архангельска в целом имеют умеренный уровень загрязнения – от 1.2 до 1.9. Важно отметить, что уровень загрязнения по индексу PLI озер города Архангельска, а также некоторых водоемов в районе Норильска и озера Еткульского (Челябинская область) близок к уровню загрязнения верхних слоев отложений озер фоновых территорий Мурманской области и Республики Карелии (Рис. 7.15 и Рис. 7.17). Это говорит, как о сильном влиянии дальнего атмосферного переноса в западной части страны на формирование геохимического облика современных донных отложений озер, так и том, что большая часть загрязнителей в пределах городов оседает в непосредственной близости от источников, что затрудняет реальную оценку уровня влияния города на природные экосистемы, если объект находится в некотором отдалении от него. В этой части исследований работы однозначно должны быть продолжены.

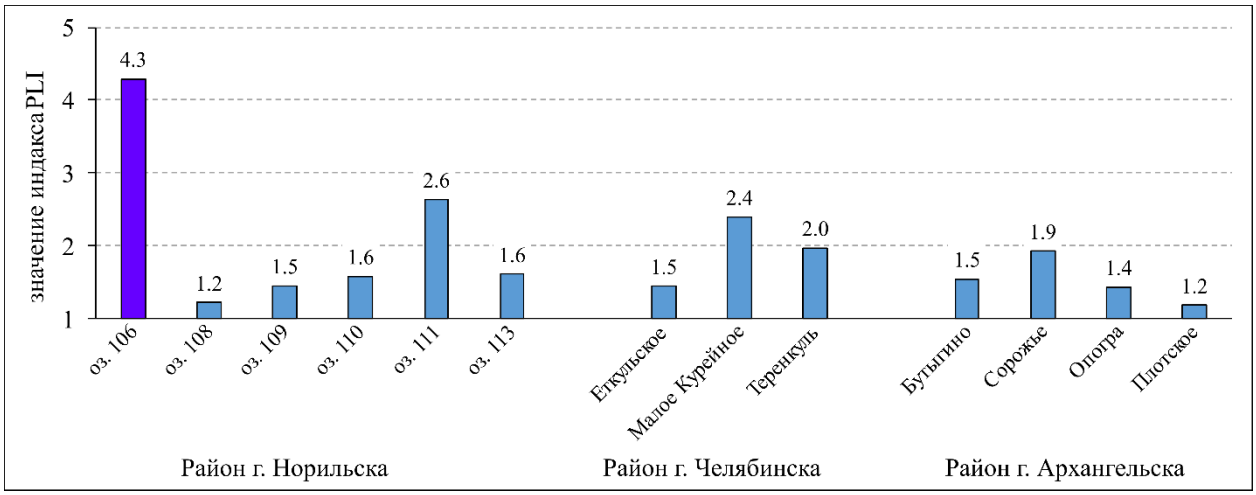


Рисунок 7.19 – Значения индексов PLI для верхних слоев (0-5 и 0-10 см) современных отложений озер импактных зон урбанизированных территорий разных регионов России

Интересно отметить, что озера острова Кинг-Джордж, согласно расчету индекса PLI относятся немного к разным категориям. Большинство водоемов имеют значения индекса от 1 и ниже, что говорит об отсутствии загрязнения. При этом верхние слои отложений озера Китеж, которое расположено вблизи

российской полярной станции Беллинсгаузен, характеризуются как умеренно загрязненные (PLI=1.3), что близко к тем данным, которые были получены для озер фоновых районов Северо-Запада России. Несмотря на то, что по отдельным элементам не было установлено серьезной нагрузки на этот водоем, вероятно суммарный эффект, который получается при расчете интегрального индекса, позволяет более точно сказать о влиянии станции (в данном случае она расположена в непосредственной близости от озера) и других антропогенных факторов на озеро Китеж.

7.1.3. Анализ потенциального экологического риска с использованием индекса RI (или PER)

При расчете индекса потенциального экологического риска были использованы данные только для 7 из 14 указанных выше химических элементов, так как только для V, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd и Pb ранее были рассчитаны коэффициенты токсичности [Guo et al., 2010; Weissmannová et al., 2019].

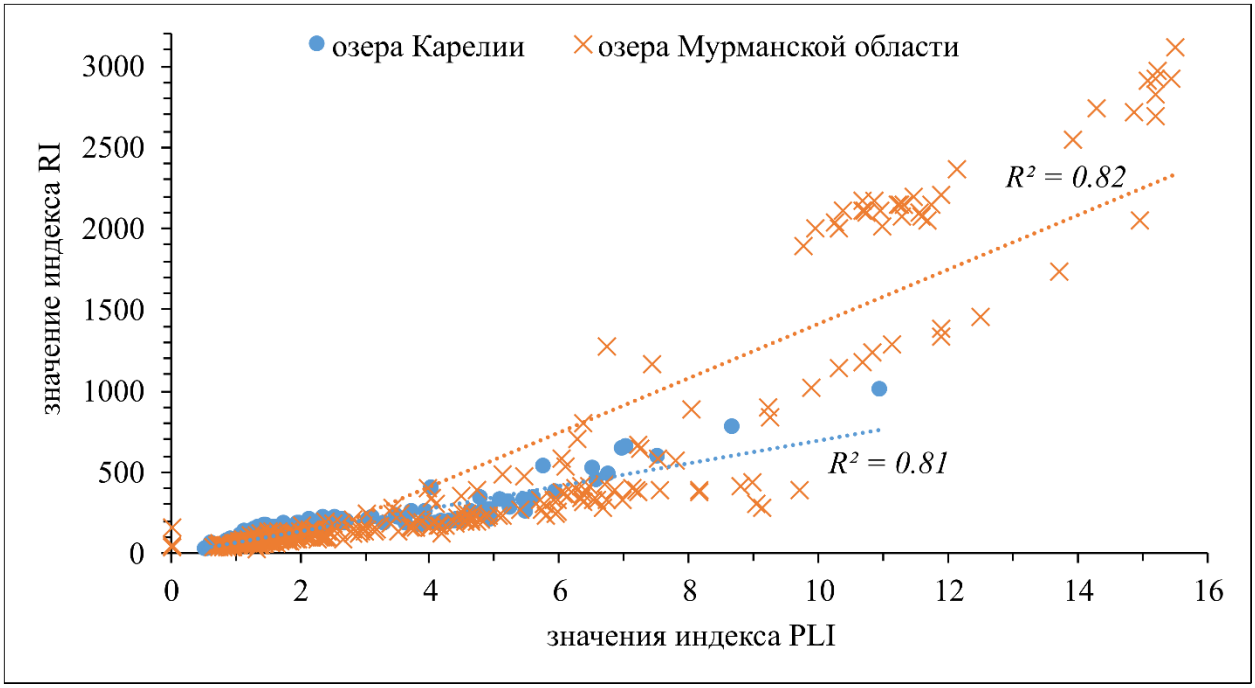


Рисунок 7.20 – Корреляция между значениями индексов PLI и RI, рассчитанных для разных слоев отложений озер урбанизированных территорий Калерии и Мурманской области

В основном, данные, полученные по индексу RI, хорошо коррелируют со значениями индекса PLI, теми, которые были рассчитаны озер Карелии и Мурманской области (Рис. 7.20). Таким образом, более загрязненные отложения городских озер обоих регионов имеют и больший потенциал для экологического риска. Очевидно, что наибольшие значения индекса RI были

зафиксированы в верхних слоях изученных донных отложений (при условии достоверно установленной по разным параметрам равномерной и непрерывной седиментации). Например, для озер Карелии установлен значительный уровень экологического риска (RI>300) в отложениях озер города Петрозаводска и Медвежьегорска, а в озере Ламба (Петрозаводск) за счет исторического влияния мазутной ТЭЦ уровень экологического риска по RI превышает 600, что считается экстремальным уровнем (Рис. 7.21).

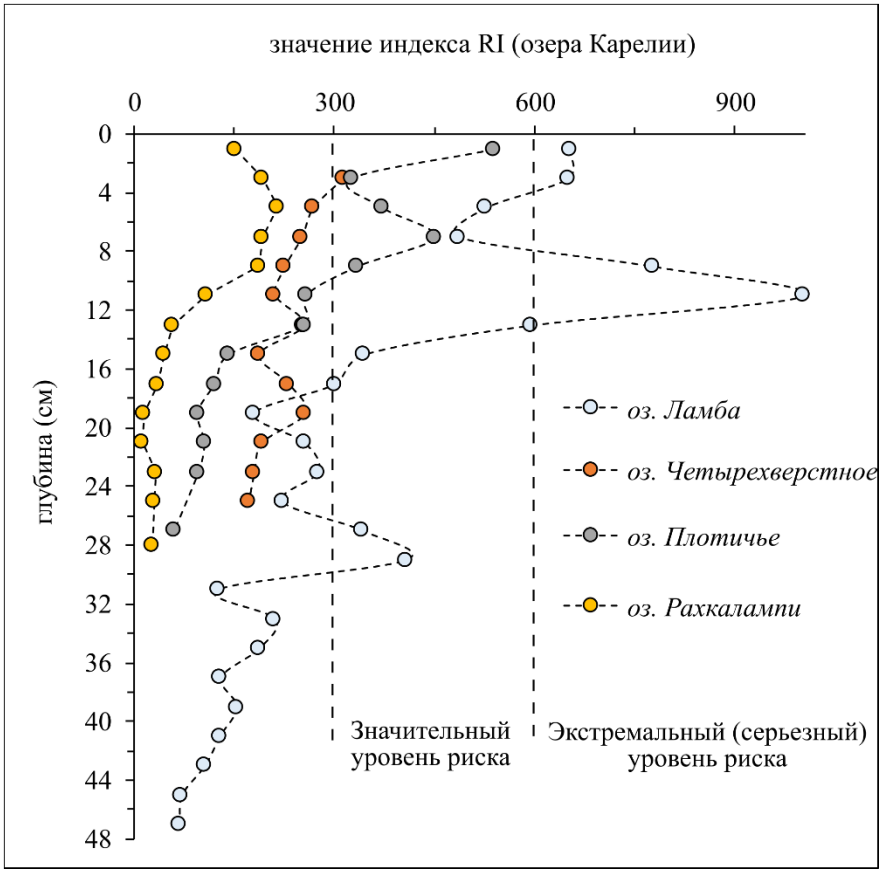


Рисунок 7.21 – Вертикальное распределение значений индекса RI в колонках отложений некоторых городских озер Республики Карелии

Судя по графику на рисунке 7.20 очевидно, что в некоторых озерах городов Мурманской области верхние слои современных отложений характеризуются еще большим, чем в Карелии, уровнем экологического риска. Например, значительным уровнем экологического риска (RI от 300 до 600) характеризуются самые верхние слои отложений озер города Мурманска и озер, расположенных вблизи выбросов металлургических предприятий регионе (Рис. 7.22). В последних фиксируется таже экстремально высокий уровень экологического риска. В частности, верхние слои отложений озер Суокер-2 и Комсомольское имеют значения индекса RI до ~1500. Очевидно, что такие значения достигаются в первую очередь за счет крайне высокий

концентраций Cu и Ni в озерах города Мончегорска и в районе пгт Никель, так как коэффициенты токсичности для обоих металлов равны 5, что логично, учитывая серьезное влияние, например, Ni на водную биоту [Gauthier et al., 2021]. Важно также заметить, что во всех случая озер импактных зон урбанизированных территорий (что в Карелии, что в Мурманской области) нижние (доиндустриальные) слои отложений имеют низкий уровень экологического риска (RI < 150). При этом, некоторые водоемы могут иметь низкий или умеренный уровень экологического риска даже в самых верхних слоях отложений, что говорит лишь об общем представлении о потенциальном воздействии группы тяжелых металлов из донных отложений на водную биоту и человека, и не обязательно гарантирует опасность или, наоборот, безопасность среды. Например, даже умеренный уровень потенциального экологического риска в современных отложениях озера Большой Вудъявр находит отражение в изменениях в составе диатомовых водорослей водоема, в комплексе которых за последние ~90 лет произошло несколько серьезных изменений [Denisov, 2007]. Во многом это объясняется не только токсичным влиянием тяжелых металлов, но также и фосфорной нагрузкой из-за специфики производства на берегу озера Большой Вудъявр, что ведет к эвтрофированию.

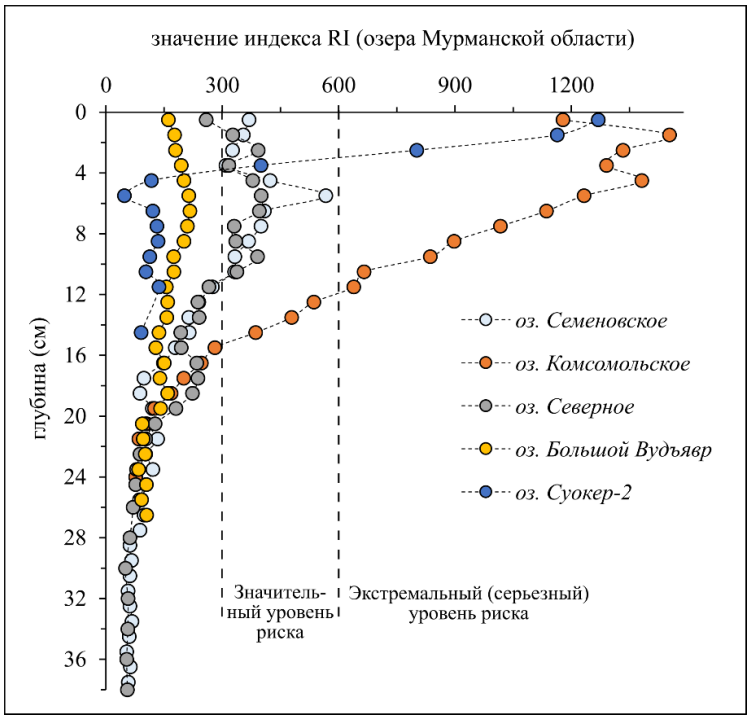


Рисунок 7.22 – Вертикальное распределение значений индекса RI в колонках отложений некоторых городских озер Мурманской области

В озерах фоновых районов Республики Карелии и Мурманской области в целом уровень потенциального экологического риска редко оказывается выше 150 (в основном в самых верхних слоях отложений) (Рис. 7.23). На графиках также видно, насколько велика разница между озерами урбанизированных территорий и озерами фоновых районов по уровню потенциального экологического риска. (И это при том, что из графиков убраны экстремально высокие значения, которые бы затрудняли восприятие иллюстраций).

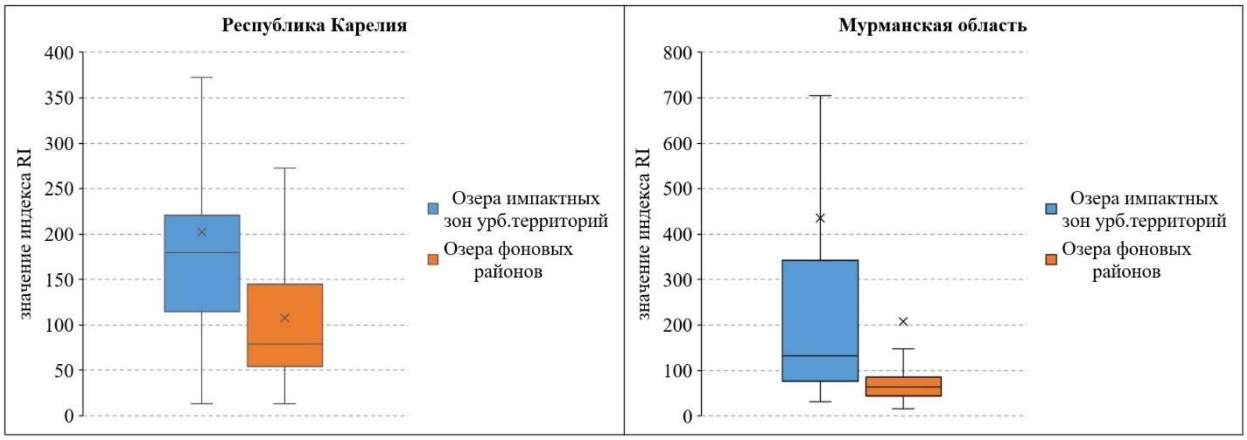


Рисунок 7.23 – Значения индексов RI для отложений урбанизированных территорий и фоновых районов Республики Карелии и Мурманской области

Как уже было сказано выше, крайне высокие значения индексов RI отмечаются в отложениях озер близких к выбросам металлургических производств (Рис. 7.22). Сравнение данных уровней потенциального экологического риска для озер импактных зон урбанизированных территорий из разных регионов России показывает, что и здесь сохраняется та же тенденция. Экстремальный уровень по индексу RI фиксируется в озерах города Мончегорска и озерах в зоне Норильского промышленного района (Рис. 7.24). В обоих случаях за счет аномальных концентраций Cu и Ni. В случае с озером Ламба (Петрозаводск, Карелия), расположенных в ~500 м от ТЭЦ, ранее работавшей на мазуте, ключевую роль в экстремальном уровне загрязнения по индексу RI играет V, который имеет коэффициент чувствительности к токсичности 2. Из научной литературы известно, что V проявляет при повышенных концентрациях токсические свойства по отношению к живым организмам [Larsson et al., 2013; Imtiaz et al., 2015].

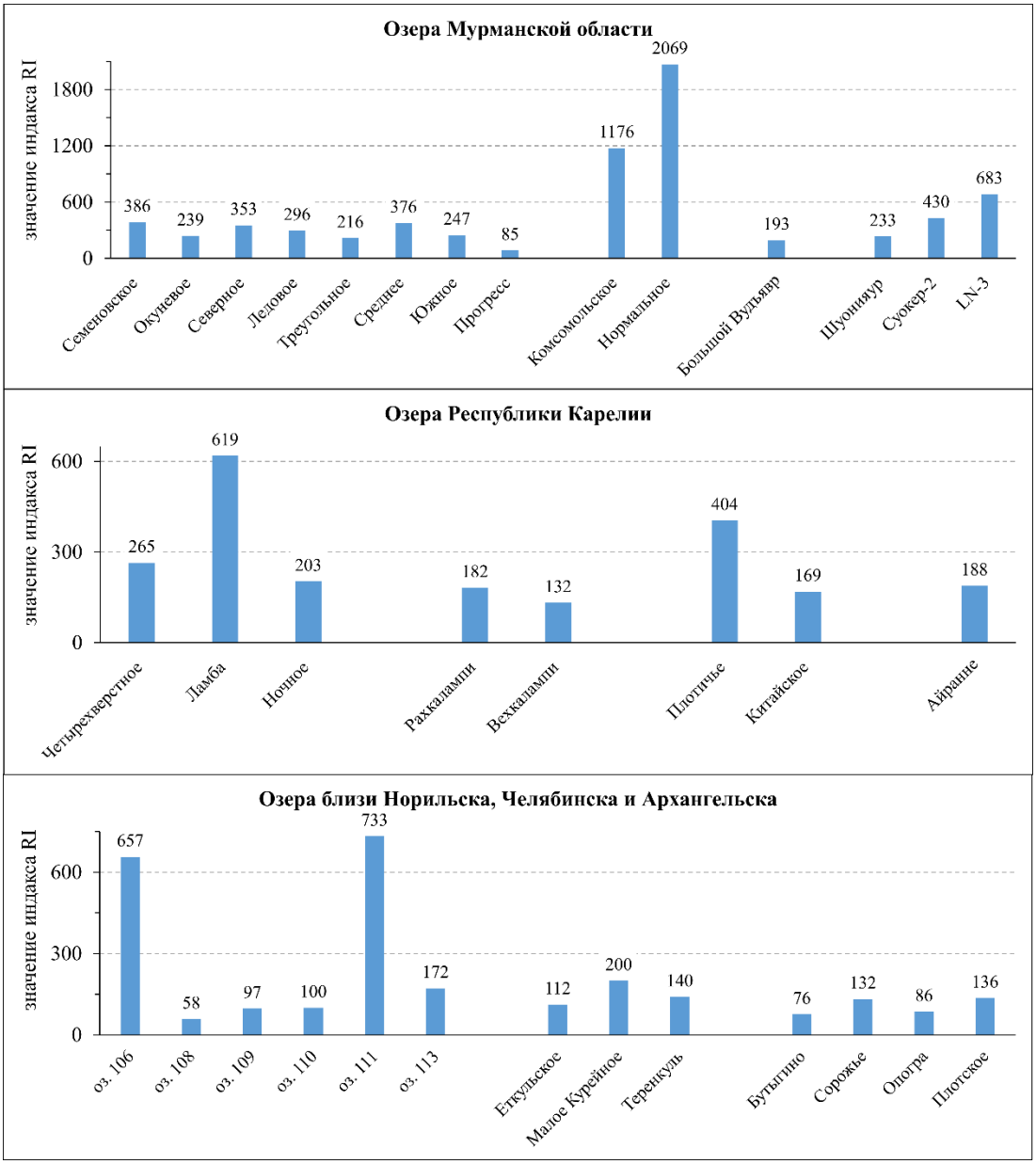


Рисунок 7.24 – Значения индексов RI для верхних слоев (0-5 и 0-10 см) современных отложений озер импактных зон урбанизированных территорий разных регионов России

Также следует отметить, что вертикальное распределение значений индекса RI в озерах севера Красноярского края, расположенных в зоне влияния металлургического производства, прослеживается аналогичная тенденция, что и в других районах Севера России (Рис. 7.25). Аномально высокие значения индекса RI (от 600 до ~1500) отмечены в самых верхних (0-3 см) слоях изученных донных отложений.

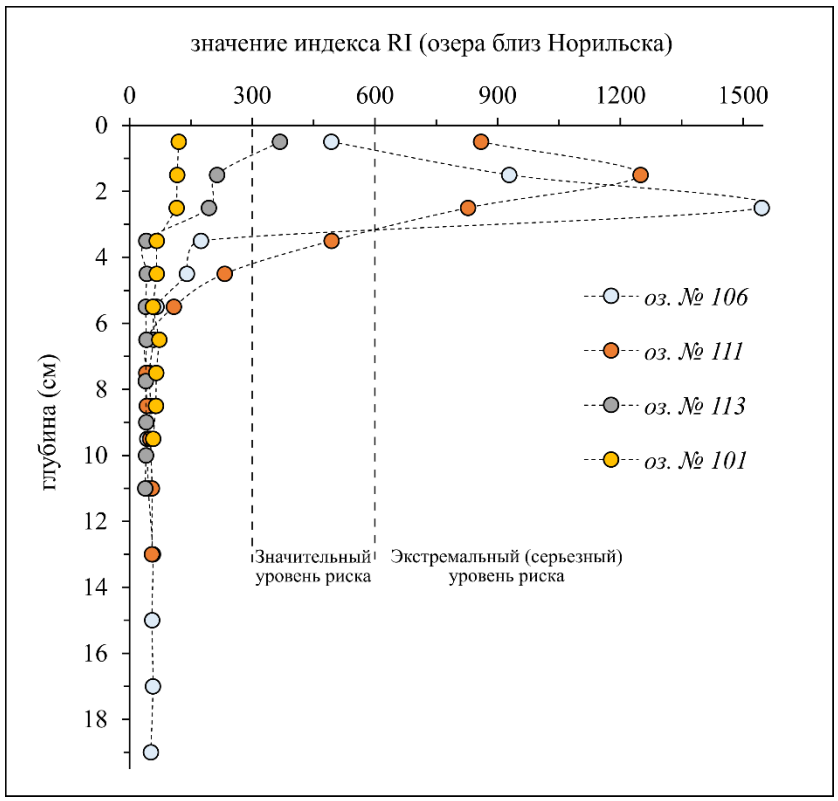


Рисунок 7.25 – Вертикальное распределение значений индекса RI в колонках отложений некоторых озер в районе Норильского промышленного района

7.2. Влияние загрязнения на водную биоту городских озер

Как уже было отмечено выше, влияние антропогенных факторов на озерные экосистемы создает предпосылки для потенциальных экологических рисков для биоты из-за повышенного уровня загрязняющих веществ, в том числе тяжелых металлов в донных отложениях озер. Согласно индексу антропогенной нагрузки [Håkanson, 1980], экстремально высокий уровень загрязнения отложений городских озер тяжелыми металлами чаще всего напрямую связан с деятельностью человека.

Отмечается, что металлы мигрируют в озерах в системе «воздух/почва – вода – озерные отложения – биота» и оказывают влияние на живые организмы [Förstner, 1976; Lampert, Sommer, 2007; Kong et al., 2015; Алимов, 2016]. Например, канадские ученые показали, что диатомовая флора резко изменилась в результате антропогенного воздействия тяжелых металлов на городское озеро [Pienitz et al., 2006]. Но не только водоросли могут указывать на загрязнение озера и его донных отложений. Сообщества макрозообентоса подходят для оценки пресноводных экосистем благодаря накоплению веществ, распределенных в водной среде, и достаточной продолжительности жизни в самых разных биотопах [Баканов, 2000; Brönmark, Hansson, 2005; Moss, 2007]. Далее по цепи питания, по которой мигрируют различные элементы, включая тяжелые металлы, загрязнители поступают к более

высокоорганизованным организмам. Например, к рыбе, чему есть подтверждение многочисленными исследованиями [Leadley et al., 2015; Popović et al., 2020; Yin et al., 2020].

В следующих главах будет показано на примере озер импактных зон Северо-Запада России, как описанные выше геохимические особенности загрязнения озер сказываются на живых организмах, обитающих в водной среде.

7.2.1. Отклик диатомовой флоры современных отложений городских озер на воздействие тяжелых металлов и иные виды загрязнения

Озеро Ламба (Петрозаводск), Карелия.

Исследование современных отложений озера Ламба, расположенном в городе Петрозаводске, вблизи мазутной ТЭЦ, показало, что отложения имеют относительно богатую по разнообразию диатомовую флору, насчитывающую 124 вида и разновидности диатомовой флоры из 24 родов [Слуковский и др., 2018]. Наиболее массовые виды представлены на изображении ниже (Рис. 7.25), анализ которого позволяет разделить всю колонку отложений на три части или слоя, каждый из которых отличается по составу диатомей озерных осадков.

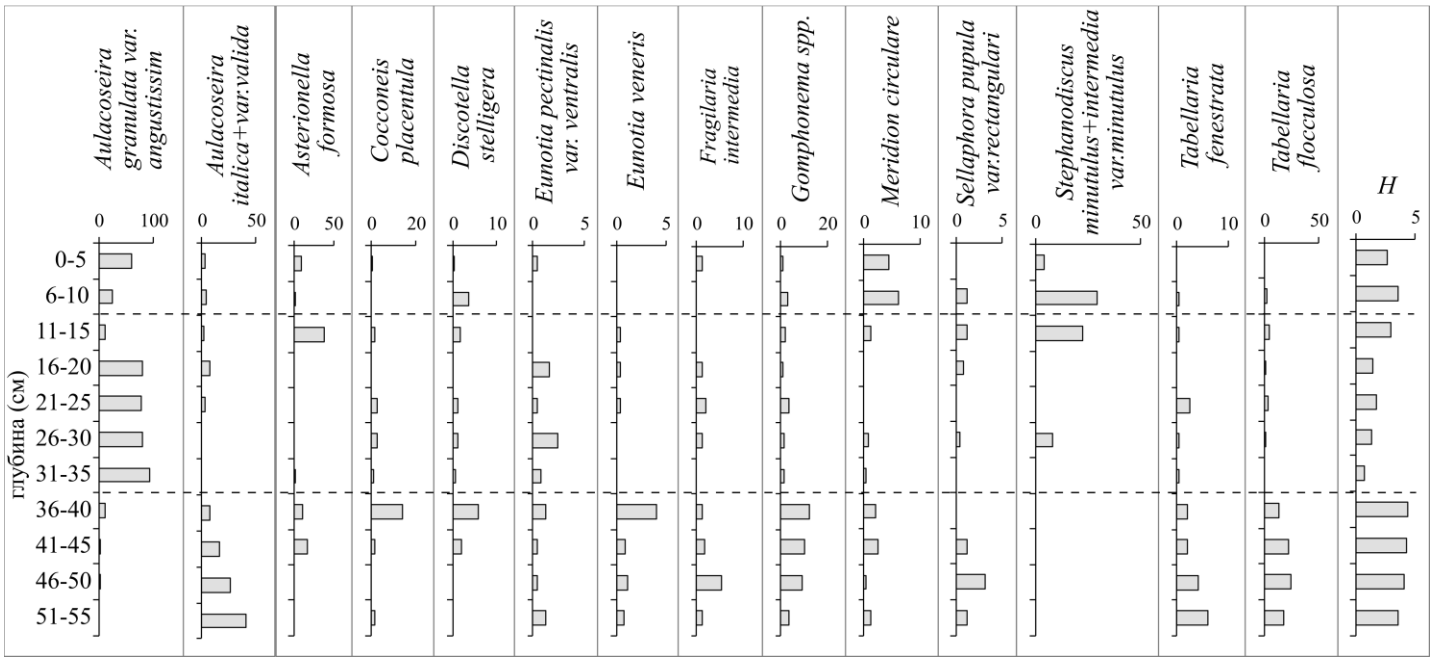


Рисунок 7.25 – Диатомовые комплексы отложений оз. Ламба: относительная численность (%) наиболее массовых видов и H – индекс видового разнообразия Шеннона [Слуковский и др., 2018]

Нижняя часть разреза отложений озера Ламба (36-55 см) отличается значительным преобладанием видов *Aulacoseira italica+var. valida, Tabellaria fenestrata, T. flocculosa* – планктонно-литоральных форм, характерных для небольших водоемов. Кроме них в данном интервале выделяются виды из обрастаний – *Eunotia pectinales var. ventralis, Eunotia veneris, Fragilaria intermedia, Gomphonema ssp.*, донные *Sellaphora pupula var. rectangularis*. Важно отметить, что с глубины 41 см в составе комплекса появляются *Asterionella formosa* (10-18% от общего числа видов), *Cocconeis placentula*, планктонный вид *Cyclotella (Discotella) stelligera*, возрастает доля реофильной формы *Meridion circulare* (до 2,5%) [Слуковский и др., 2018]. По местообитанию структура диатомового комплекса в данном интервале глубин нестабильна: содержание планктонных форм снижается вверх по разрезу, и, наоборот, растет количество форм обрастаний и донных. Варьирует и содержание донных видов, что явно указывает на серьезные изменения в экосистеме водоема. По галобности структура видов на данном этапе существенно отличается от таковой на последующих этапах. Несмотря на доминирование индифферентных по отношению к солености форм, в составе комплекса наблюдается значительное присутствие видов-галофобов, характерных для северных олиготрофных водоемов, доля видов, предпочитающих повышенную минерализацию, не превышает 10% [Слуковский и др., 2018]. Эти факты могут свидетельствовать о естественных условиях развития водоема в субатлантическое время [Шелехова и др., 2015]. Исследования геохимических особенностей этого городского водоема также показали, что нижние слои имеют относительно невысокие концентрации элементов, включая тяжелые металлы (Рис. 4.10), а также характеризуются низким уровнем потенциального экологического риска (Рис. 7.21). Полученные экологические данные подтверждаются структурой комплекса по биогеографии видов, так как основное господство принадлежит арктоальпийским и бореальным формам, что характерно для северных водоемов [Комулайнен и др., 2006]. Доля видов широкого географического распространения (космополитов) практически вдвое возрастает от нижней части разреза к глубине 36 см, также указывая на изменения в ходе естественных процессов развития водоема. Показатель pH среды соответствуют кислым условиям и колеблются в незначительных пределах от 6.1 до 6.3 (Рис. 7.26).

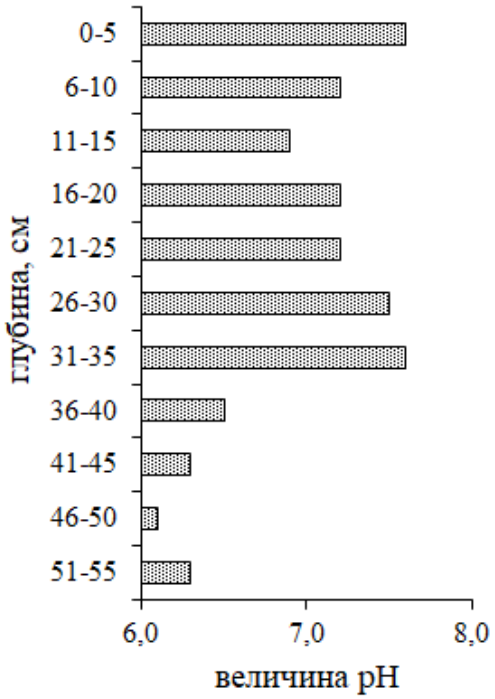


Рисунок 7.26 – Гистограмма вертикального распределения значений pH среды, рассчитанных по составу диатомовой флоры отложений озера Ламба [Слуковский и др., 2018]

Центральная часть колонки отложений озера Ламба (16-35 см) отличается резкой сменой в группе планктонных доминантов (Рис. 7.25): главное господствующее положение (до 80-90% от общего числа створок) занимает планктонная форма *Aulacoseira granulata var. angustissima* (Рис. 7.27). Как правило это свидетельствует об антропогенном влиянии на водоем [Шелехова, Крутских, 2013]. В этой части колонки озерных осадков практически исчезают доминировавшие в нижней части разреза отложений виды *Aulacoseira italica+var. valida*, также резко сокращается число видов *Cyclotella (Discotella) stelligera* (Рис. 7.25). Доля остальных форм диатомовых, как обрастателей, так и донных незначительна и не превышает в сумме 20% [Слуковский и др., 2018]. Практически исчезли в данном интервале глубин донные формы диатомей *Sellaphora pupula var. rectangularis,* а также *Tabellaria fenestrata, T.flocculosa.* С глубины 26-30 см появились планктонные формы диатомей рода *Stephanodiscus.* На данном этапе формирования отложений оз. Ламба доля галофобов, не переносящих повышение содержания солей, в воде резко сокращается с 20 до 1-2%, большинство диатомового комплекса составляют виды-индифференты, полностью вытесняя даже незначительное количество галофилов. Господствующее положение начинают занимать космополиты (более 80%), в то время как численность арктоальпийских видов и бореальных сокращается до минимума (менее 5-10%) [Слуковский и др., 2018].

Существенные изменения наблюдаются для реакции pH (Рис. 7.26): кислые условия среды сменяются слабощелочными и щелочными (pH колеблется от 7.2 до 7.6). Важно заметить, что измеренные значения pH донных отложений озера Ламба соответствуют рассчитанным по диатомовым комплексам водоема (Рис. 4.6).



Рисунок 7.27 – Массовое скопление створок *Aulacoseira granulata var. angustissima* [Слуковский и др., 2018]

Самый верхний слой отложений (глубины от 0 до 15 см) выделен в связи со значительным увеличением в составе диатомового комплекса содержания видов *Meridion circulare* и *Asterionella formosa*, резким снижением планктонных форм *Aulacoseira granulata var. angustissima* и возрастанием доли видов *Stephanodiscus minutulus var. minutulus*, *S. intermedia* (Рис. 7.27). В начале этого этапа развития озера резко сокращается доля планктонных форм, которые вытесняются донными и видами из обрастаний [Слуковский и др., 2018]. Полное господство в структуре видов по галобности принадлежит индифферентам, заметно увеличивается доля галофилов, отреагировавших, по-видимому, на поступление в водоем химических элементов в результате выбросов ТЭЦ, машиностроительных заводов и транспорта, идентифицированных по накоплению в верхней части разреза V, Ni, Cr, Cu, Zn, Mo и других элементов (Рис. 4.10). В интервале глубин от 15 до 6 см в

водоеме создаются условия для развития галофобов, арктоальпийских и бореальных видов, однако по анализу самого верхнего слоя отложений (0-5 см) можно судить о господстве индифферентов и космополитов, что указывает на усиление фактора загрязнения водоема [Слуковский и др., 2018]. Реконструкция pH-условий среды показала, что в данном временном интервале водородный показатель колеблется от 6.9 до 75, возрастая в самых верхних слоях отложений (Рис. 7.26).

Анализ биологического разнообразия видов H диатомовых водорослей служит хорошим доказательством изменений в экосистеме городского озера, происходивших в индустриальный период [Luís et. al, 2013]. Наибольшее значение индекса H (от 4.02 до 4.40) отмечается в самой нижней части разреза, где содержание большинства загрязнителей минимально, в ряде случаев – даже близко к фоновому уровню (Рис. 4.10). На глубине отложений озера Ламба 31-35 см происходит резкое снижение этого показателя – до 0.69 [Слуковский и др., 2018]. Именно в этом слое осадков отмечено максимальное содержание Pb, концентрация которого по всему разрезу тесно коррелирует с индексом Шеннона (Рис. 8). Хотя низкие значения показателя разнообразия видов диатомей, безусловно, связаны и с другими исследованными металлами и другими загрязнителями водоема, учитывая токсичность для диатомовых водорослей каждого из них при высоких содержаниях в воде и отложениях [Chen et. al, 2013; Morin et. al, 2014].

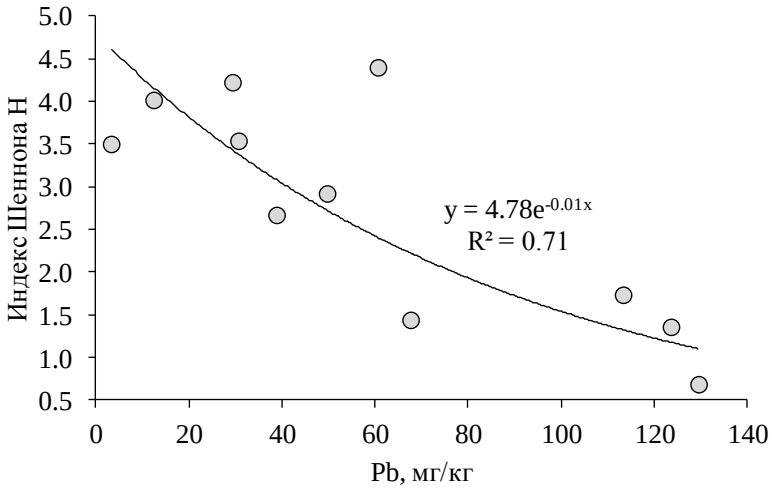


Рисунок 7.28 – Корреляция между содержанием Pb и индексом Шеннона в современных отложениях озера Ламба [Слуковский и др., 2018]

Озеро Плотичье (Медвежьегорск), Карелия.

В результате диатомового анализа в донных осадках озера выявлено 169 видов и разновидностей диатомовой флоры, представленной 34 родами.

Основу комплекса составляют представители различных местообитаний: планктонные виды рода *Aulacoseira*, комплекс обрастаний родов *Fragilaria* sensu lato, *Tetracyclus*, *Eunotia*, *Cymbella*, а также донные родов *Pinnilaria*, *Navicula*, в верхних 2 см разреза к ним присоединяются виды рода *Nitzschia*. Наиболее массовые представители диатомовых комплексов показаны на рисунке ниже (Рис. 7.29) [Шелехова, Слуковский, 2019].

Остальные многочисленные виды диатомовой флоры представлены единичными створками или составляют менее 2% от общего ее состава. По различиям в структуре, эколого-географическим характеристикам, pH спектру и другим параметрам колонку донных осадков можно разделить на 5 диатомовых зон (DZ) (на Рис. 7.29 DZ обозначены римскими цифрами) [Шелехова, Слуковский, 2019]:

DZ I (глубина 28-30 см) – самая нижняя часть колонки, как и в случае с озером Ламба, соответствует временному интервалу минимального антропогенного влияния на водоем. В это время в озере доминировали формы обрастаний и донные виды диатомовых водорослей, составляя немногим более 70% от общего состава флоры. В наибольшем количестве в структуре комплекса представлены галофобы, которые вместе с индифферентами достигали более 90 % и лишь незначительную долю занимали галофилы – виды, обитающие в озерах с минерализованной водой. Следует отметить также, что господствовали арктоальпийские и бореальные виды (более 70 %), характерные для северных водоемов, причем арктоальпийские превалировали. Следовательно, это был холодный олиготрофный, неглубокий водоем с достаточно широкой литоральной зоной.

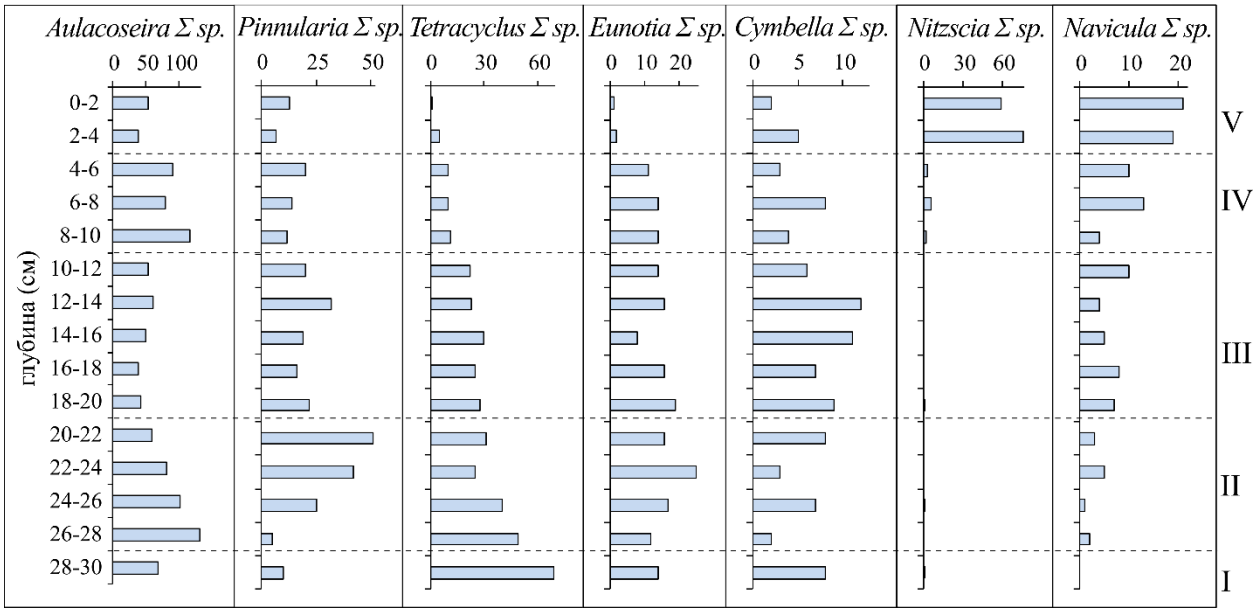


Рисунок 7.29 – Диатомовые комплексы отложений озера Плотичье: относительная численность (%) наиболее массовых видов [Шелехова, Слуковский, 2019]

DZ II (глубина 18-28 см) характеризуется в начале этого периода доминированием планктонных форм, а, следовательно, повышением уровня водоема, вероятно за счет более влажных погодных условий, а затем, значительным его снижением с расширением литоральной зоны, где преобладали формы обрастаний и донные, а роль планктонных снизилась до минимальных значений (около 20 %). В это же время уменьшилась доля галофобов за счет расширения спектра индифферентов и в незначительной степени – галофилов. В структуре комплекса по географическому распространению возросло содержание космополитных видов, а содержание бореальных, наоборот, снизилось, что свидетельствует о существенном изменении погодных условий в сторону потепления. Спектр pH менялся незначительно, немногим превышая 6, т. е. водоем оставался олиготрофным.

DZ III (глубина 10-18 см) характеризуется относительно стабильными условиями развития водоема, с постоянным содержанием планктонных форм в пределах 30 %, донных около 20 % и преобладанием видов обрастаний, а значит хорошей прогреваемостью воды и теплыми климатическими условиями. В структуре комплекса по галобности полное господство принадлежало индифферентам с некоторым снижением доли галофобов, указывая на заметное повышение, условий pH среды (с 6 до 6.3), минерализации воды, трофности водоема.

DZ IV (гл. 4-10 см) соответствует некоторым изменениям в структуре комплекса: возрастанию доли планктонного сообщества и снижению роли обрастаний при стабильном содержании донных форм (до 20 %). Все указывает на повышение уровня водоема. При этом вновь сократилась доля галофобов, в незначительном количестве появились мезогалобы, присутствовали, как и ранее, галофилы (до 5 %), заметно расширился спектр космополитных форм (с 40 до 60 %), повысилась pH среды (с 6.6 до 7).

DZ V (глубина 0-4 см). В отличие от предыдущего этапа в это время резко снизилось содержание планктонных видов за счет возрастания представителей донного сообщества и снижения роли обрастателей, что указывает на снижение уровня водоема. Кроме этого, в структуре видов по галобности, значительно, по сравнению с предыдущими этапами, увеличилось содержание галофилов и мезогалобов (в сумме до 30 %), ранее присутствующих в составе комплекса в виде единичных экземпляров или составляющих менее 2 %. Возросла роль видов космополитов, за счет резкого сокращения

арктоальпийских (с 60 до 20 %) и бореальных (~15 %), указывая на потепление погодных условий. Показатель pH среды остается стабильным, не превышает 7. Обращает особое внимание повышение содержания видов рода *Nitzschia*, характерных для загрязненных вод в результате антропогенного вмешательства.

В данном случае также отмечается, что диатомовые комплексы меняются под воздействием разных факторов, в том числе из-за загрязнения водоема, индикатором чего служат высокие концентрации элементов в верхних слоях отложений озера Плотичьего (Табл. 4.1) и высокого уровня загрязнения осадков водоема (Рис. 7.21). Также можно вновь засвидетельствовать хорошую корреляцию показателя pH, рассчитанного по диатомовым водорослям, и реально измеренного pH донных отложений озера Плотьче (Рис. 7.30).

Озеро Семеновское (Мурманск).

Всего в колонке мощностью 43 см обнаружено 117 видов диатомовых водорослей рангом ниже рода, в 43 родах. Наибольшего таксономического разнообразия достигают представители родов *Eunotia* (22), *Pinnularia* (11), *Aulacoseira* (7) [Слуковский и др., 2023]. Преобладающими таксонами по относительной численности являются *Frustulia rhomboides* (Ehrenberg) De Toni (до 42%), *Aulacoseira alpigena* (Grunow) Krammer (до 30%), *Aulacoseira subarctica* (Otto Müller) E.Y.Haworth (до 30%), *Cyclotella meneghiniana* Kützing (до 29%), *Diatoma tenuis* C.Agardh (до 54 %), *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing (до 25%), *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D.M.Williams & Round) (до 15%) (Рис. 7.30).

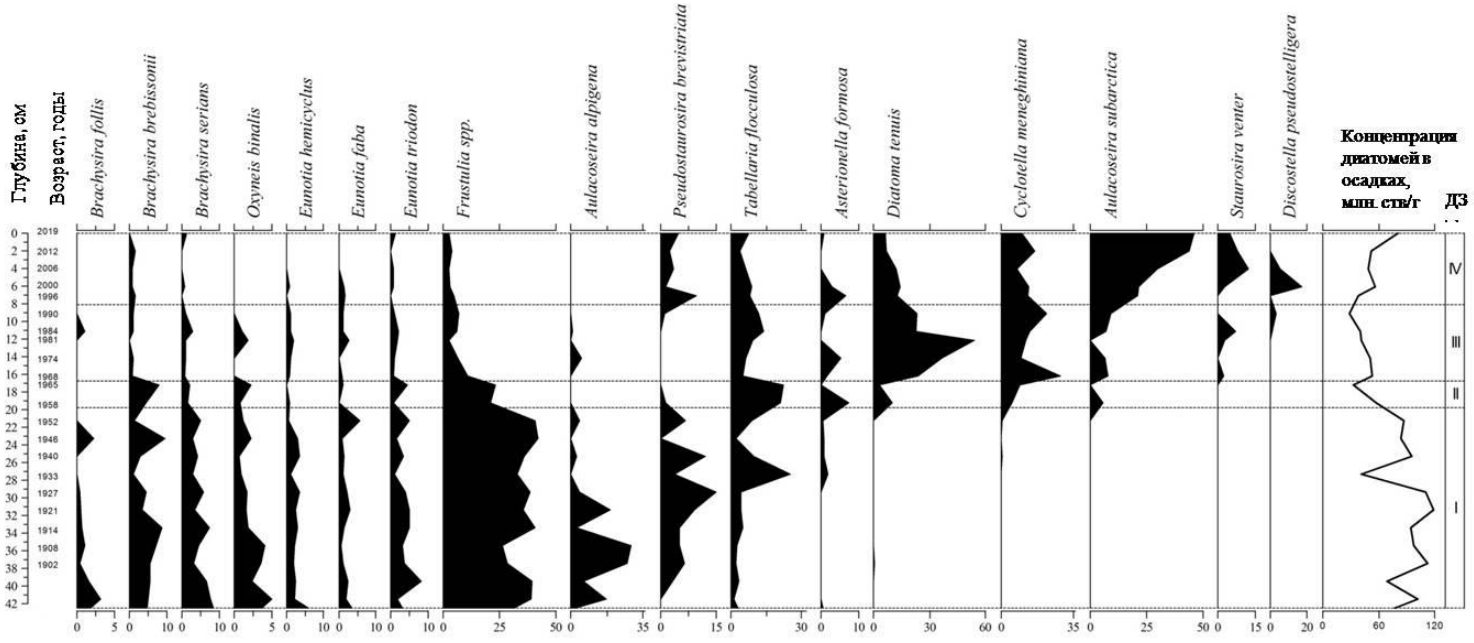


Рисунок 7.30 – Динамика относительной численности (%) некоторых таксонов диатомей, общей численности N0 (млн. ств./г) в донных отложениях оз. Семеновского и диатомовые зоны [Слуковский и др., 2023]

По аналогии с озерами Ламба и Плотичье, в отложениях озера Семеновского также выделяются зоны, которые соответствуют этапам развития озера в антропогенное время. В нижних слоях (глубина от 20 до 43 см) диатомовая флора характерная для северных тундровых водоемов. Преобладали виды, предпочитающие кислые гуминовые слабоминерализованные воды, с низким или умеренным содержанием питательных веществ [Косова и др., 2023; Слуковский и др., 2023].

Изменения состава диатомовых комплексов наблюдаются с глубины 28-27 см отложений, сформированных в начале 1930-х гг. В этих слоях, согласно графикам накопления тяжелых металлов, начинает сказывается загрязнение со стороны городской среды на водоем, в основном из-за влияния элементов угольной группы – Pb, Sb и др. (Рис. 4.28). Наблюдается смена видов, предпочитающих низкие значения pH (*Brachysira serians, B. follis, Eunotia triodon* Ehrenberg) видами, обитающими в более нейтральных водах (*Tabellaria flocculosa).* При этом реконструированное значение pH (6.36) самое низкое на протяжении всей изученной толщи донных отложений [Косова и др., 2023].

Начало работы мазутной ТЭЦ и котельной, которые маркируются по накоплению V и Ni, а также другие воздействия на озеро Семеновское сказались на резком изменении состава диатомовых комплексов водоема в слоях от 17 см и выше. Происходящие на протяжении этого периода изменения вызвали снижение обилия диатомей, увеличение трофности, щелочности и минерализации вод в водоеме, что отражается в развитии видов галофилов и алкалибионтов, не встречающихся в диатомовой флоре на более ранних этапах развития экосистемы озера [Слуковский и др., 2023]. В ДЗ III (17-8 см), согласно рисунку 7.30, происходила дальнейшая перестройка состава диатомовых комплексов. Здесь продолжает снижаться численность типичных представителей олиготрофных северных водоемов. Поступление биогенных элементов с водосбора [Postevaya et al., 2023] приводит к увеличению содержания эвтрофных видов. Этот этап развития экосистемы озера характеризуется абсолютным доминированием *Diatoma tenuis*. В самых верхних слоях отложений (0-8 см) произошла смена доминирующего комплекса с одновременным исчезновением ранее существующих видов. В этот период происходит массовое развитие планктонного мезотрофного вида *Aulacoseira subarctica,* который вытеснил планктонно-бентосный эвтрофный вид *Diatoma tenuis.* Численное преобладание планктонных форм над

перифитонными и бентосными отражает изменение глубины водоема. Выявлена тенденция развития видов-алкалибионтов по отношению к pH и видов-галофилов по отношению к солености от нижних к верхним слоям отложений [Косова и др., 2023].

Реконструированный по диатомовым комплексам показатель pH изменяется от 6.32 до 7.54 и демонстрируют тренд к повышению по направлению к верхним слоям отложений [Косова и др., 2023]. Измеренные данные pH донных отложений озера Семеновского показывают аналогичную картину его увеличение от нижних слоев к верхним (Рис. 4.20). В отдельных слоях изученных осадков были обнаружены тератологические изменения штриховки и формы створок диатомовых водорослей, то есть уродства (Рис. 7.31). Уродливость створок была выявлена также и в отложениях озера Ламба (Петрозаводск) [Слуковский и др., 2018]. Отмечается, что это также может быть следствием антропогенного воздействия на водный объект [Lavoie et. al, 2012; Ким, 2013].

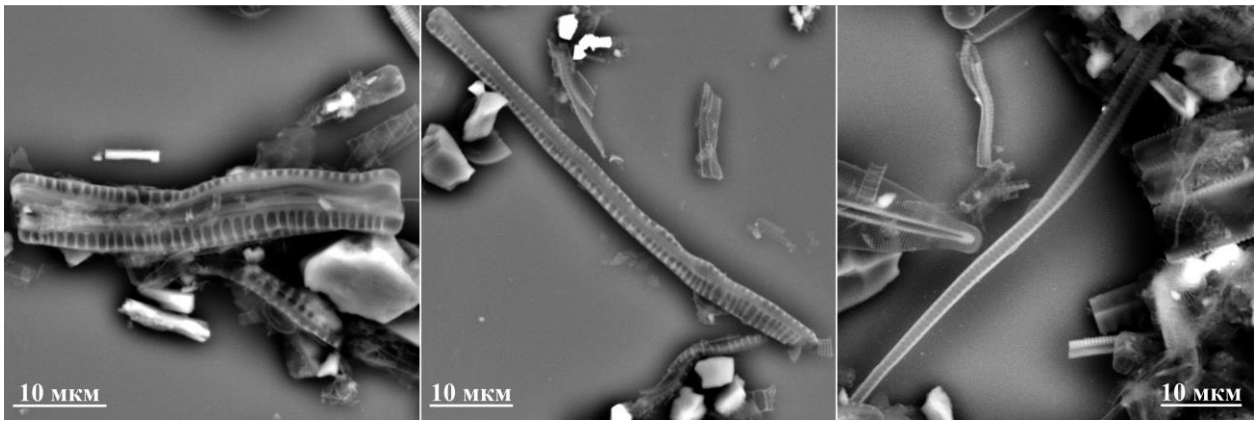


Рисунок 7.31 – Электронные изображения створок диатомовых водорослей озера Семеновского с морфологическими нарушениями панциря

О том, что диатомовые водоросли, а вернее их кремнистые панцири, в донных отложениях могут быть использованы для реконструкций изменений в окружающей среде известно уже давно. Есть также работы по оценке влияния исторического антропогенного загрязнения на водоемы с использованием диатомовых водорослей [Hamilton et al., 2015; Maslennikova et al., 2023]. Однако такие работы все еще остаются единичными, так как преимущественно диатомовый анализ используется для реконструкций изменений экологического состояния озера и климатических изменений на территории, где оно находится.

В работе китайских исследователей было реконструировано загрязнение отложений озера Санлики (Lake Sanliqi) [Chen et al., 2014]. Учеными было

показано, что до 1972 г. диатомовые сообщества характеризовались эпифитными и бентосными таксонами. В дальнейшем отмечено увеличение планктонных таксонов (например, C. meneghiniana). Важно заметить, что именно до 1972 года в озеро поступало небольшое (фоновое) количество потенциальных загрязнителей. Лишь после этого времени влияние металлургического производства и теплоэлектростанции, а также городского влияния в целом, сказалось на увеличении потоков Cd, Pb, Zn, P, N, C, что хорошо видно по накоплению этих элементов в современных отложениях озера Санлики (Рис. 7.32). После 1999 года, когда отмечается наибольшее существенный уровень роста поступления загрязняющих веществ в озеро, в диатомовых комплексах доминировали виды, толерантные к питательным веществам и металлам (например, C. atomus и N. palea) [Chen et al., 2014]. Важно отметить, что изменения во флоре диатомей были в основном опосредованы совместным воздействием питательных веществ и металлов. То есть, нельзя говорить о том, что именно металлы влияли и влияют на изменение в диатомовой флоре, но при этом они оказывают воздействие и по ним можно маркировать общее загрязнение водоема, в котором участвуют и другие вещества.

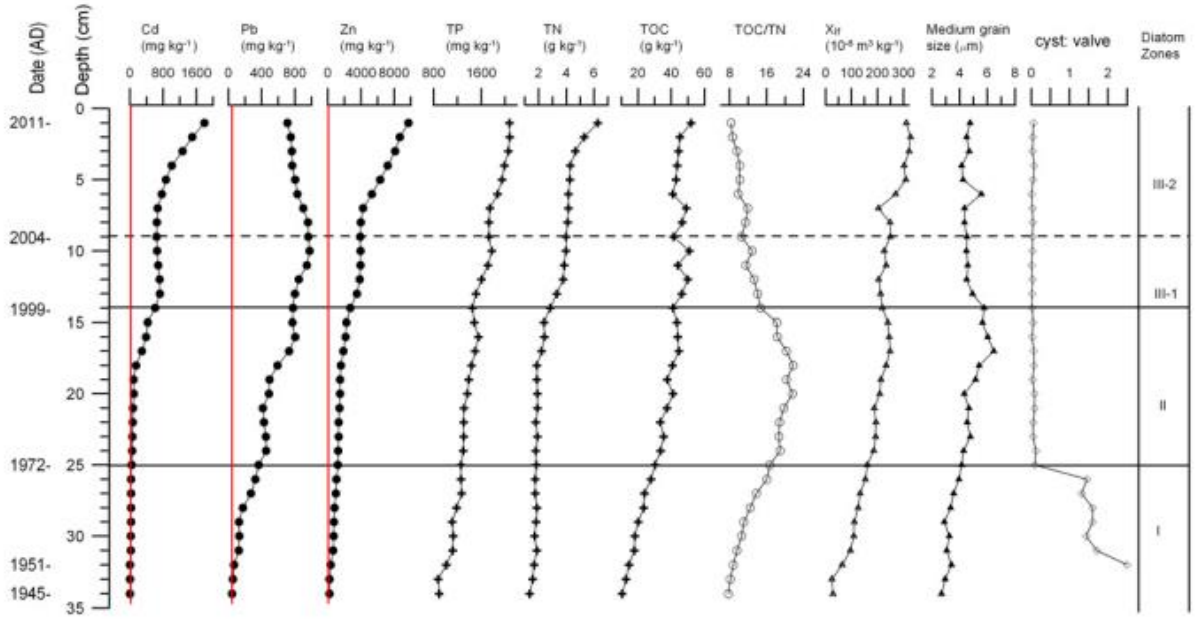


Рисунок 7.32 – Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов, биогенных элементов, магнитной восприимчивости и других параметров в колонке отложений озера Санлики [Chen et al., 2014]. Красные линии на профилях тяжелых металлов показывают пороговые уровни эффекта токсичности в соответствии со ссылкой [MacDonald et al., 2000]

Исследования, проведенные в Норвегии на примере большого количества озер этой северной станы, показали, что что основные изменения в диатомовых комплексах произошли или начались на глубине колонок ~6.75 см (около 1927 г.) и 3.25 см (около 1963 г.), что сопоставимо с загрязнением территории региона в результате дальнего и среднего переноса загрязнителей (Pb, Zn, Cu) [Davis et al., 1983]. Важно отметить, что первое изменение коррелирует (с небольшой задержкой) со сдвигом в геохимии. Также относительная численность таксонов диатомей в норвежских озерах явно связана с pH, что мы наблюдали и при изучении озер урбанизированных территорий Карелии и Мурманской области. Относительная численность таксонов диатомей в норвежских озерах явно связана с pH. Норвежские исследователи отмечают, что стратиграфия диатомей включает снижение у ацидофильных Frustulia rhomboides и Anomoeoneis serians brachysira, а также индифферентных A. styriaca и A. vitrea. Увеличение происходит у ацидобионтических видов Semiorbis hemicyclus, Tabellaria binalis и Eunotia exigua, а также у нескольких ацидофильных видов Eunotia, Melosira distans.

Российские ученые, исследовавшие динамику изменения диатомовой флоры озер Южного Урала, пришли к выводу, что озерах этого региона не отражается влияние потепления климата, независимо от антропогенного воздействия. Увеличение числа планктонных видов, включая мелкие циклотеллоидные и колониальные пеннатные диатомовые водоросли, а также изменения индексов диатомовых водорослей в исследованных уральских озерах, в первую очередь связаны с деятельностью человека в землепользовании, а потепление играет лишь второстепенную роль [Maslennikova et al., 2023]. Особенно ярко это проявлется в районе выбросов металлургического завода АО «Карабашмедь», о влиянии которого на геохимию озер уже было неоднократно сказано выше.

Важно заметить, что неодинаковая реакция пресноводных диатомей на воздействие одних и тех же тяжелых металлов и других загрязнителей отмечается в работах различных исследователей [Рыбаков, Шелехова, 2012; Lavoie et. al, 2012; Шелехова, Крутских, 2013; Luís et. al, 2013], что указывает на наличие, как уже было сказано, индикаторных и маталл-толерантных таксонов диатомовых водорослей. Таким образом, комплексное воздействие загрязнителей, поступающих в водные объекты, оказывает важное влияние на перестройку всей структуры диатомовой флоры в исторический период, связанный с антропогенной деятельностью.

Необходимо также отметить, что панцири диатомовых водорослей также могут служить хорошими сорбентами тонкодисперсного (<0.1 мкм) материала донных отложений, в состав которого могут входить загрязнители, в том числе

ТМ [Skorbiłowicz, Skorbiłowicz, 2011]. При исследовании состава частиц, заполнивших поры и створки диатомей отложений озера Ламба (Петрозаводск) на глубине 6-10 см, было установлено содержание V в частницах в концентрациях от 0.5 до 3.2 % (медиана – 0.7). Именно в этом слое изученных отложений петрозаводского озера установлено максимальное накопление этого металла (Рис. 4.10). Таким образом, кремнистые створки диатомей выступают хорошими аккумуляторами одного из главных загрязнителей водоема, поступающего в экосистему в результате выбросов ТЭЦ. Наибольшее содержание V в створках диатомей отмечено у вида *Aulacoseira sp*. Кроме указанного металла в химическом составе микрочастиц, заполнивших створки, установлены концентрации K, Ca, Fe, Mg, S и Al (Рис. 7.33), входящих в состав породообразующих минералов.

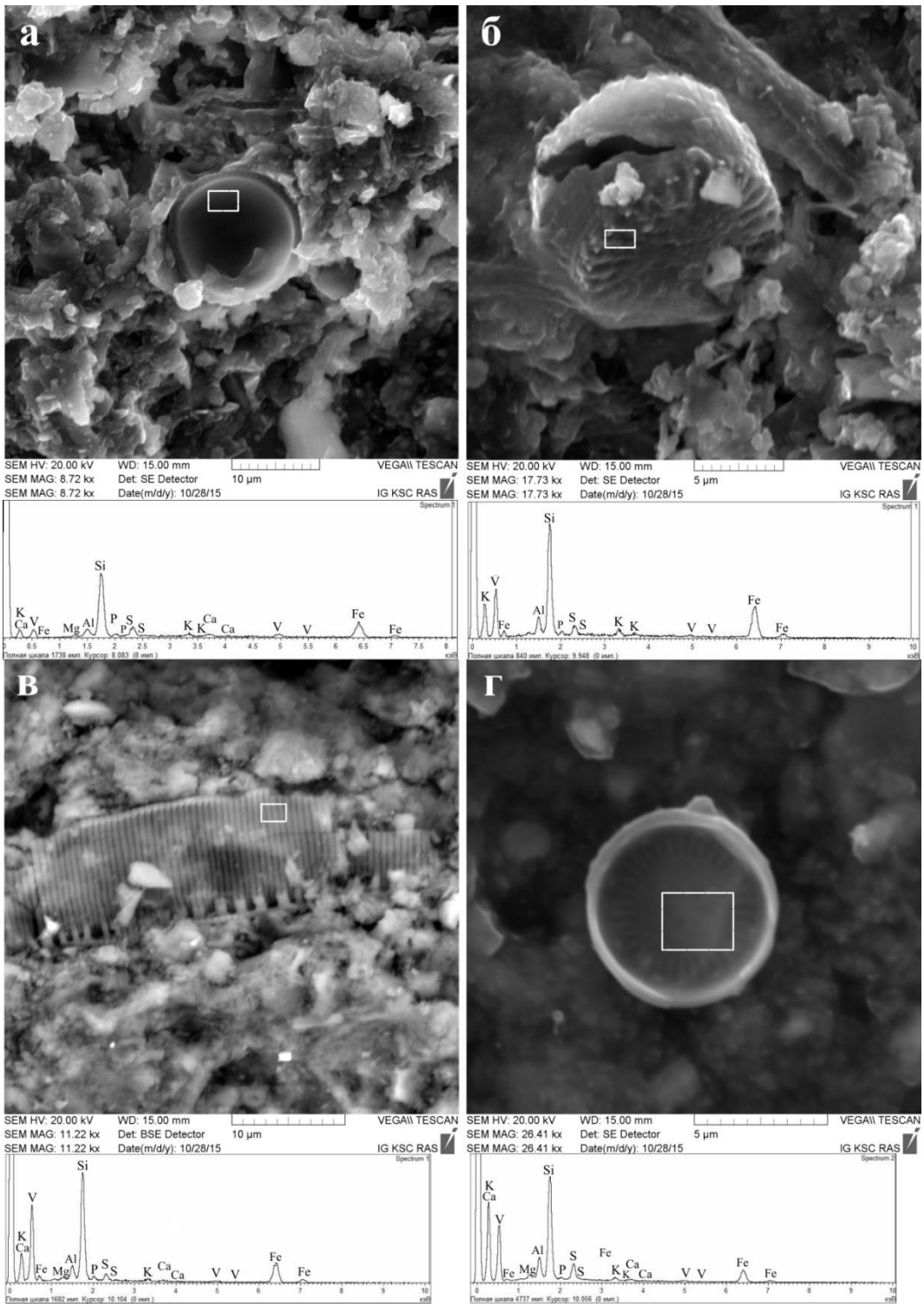


Рисунок 7.33 – Электронные изображения створок диатомей в ДО оз. Ламба и их химический состав в выделенных областях (а – *Aulacoseira sp.* (разрушена), б – *Cyclotella sp.* (фоссилизирована), в – *Hantzschia sp.* (обломок), г – Stephanodiscus sp. [Слуковский и др., 2018]

7.2.2. Связь бентосных организмов с техногенным влиянием на донные отложения озер урбанизированных территорий Республики Карелии и Мурманской области

Озера города Медвежьегорска, Карелия.

Бентосная фауна озера Плотичье представлено всего двумя таксонами: Chironomidae и Oligochaeta. Основу биомассы олигохет составлял *Lumbriculus variegatus*, в состав хирономид входили представители подсемейств Chironominae (триба Chironomini, Tanytarsini) и Tanypodinae (Табл. 7.1). Таким образом, для данного озера характерно доминирование ограниченного количества видов зообентоса, толерантных к неблагоприятным условиям среды [Savosin, Slukovskii, 2025], что коррелирует с состоянием отложений озера, установленному по геохимическим критериям. Согласно индексу PLI, верхние слои отложений озера Плотичье имеют экстремальной высокий уровень загрязнения (Рис. 7.15), а также значительный уровень потенциального экологического риска по индексу RI (Рис. 7.21).

В отложениях озера Китайского в составе макрозообентоса преобладали личинки хирономид и двустворчатые моллюски, в литоральной зоне отмечены представители Ephemeroptera, Megaloptera и Ceratopogonidae. В доминирующем комплексе Chironomidae (до 90%) преобладали представители подсемейств Chironominae (триба Chironomini, Tanytarsini), Orthocladiinae и Prodiamesinae (Табл. 7.1). Общий список видов макрозообентоса исследованных водоемов составил 14 наименований [Savosin, Slukovskii, 2025]. Значительную долю в видовом составе составляли насекомые из отряда Diptera, а именно личинки семейств Chironomidae и Ceratopogonidae. Также были обнаружены другие массовые отряды: Ephemeroptera, Megaloptera, Oligochaeta и Bivalvia.

Согласно расчету хирономидного индекса для обоих озер характерно умеренный уровень загрязнения, по другому индексу (сапробности) озера можно отнести к загрязненным [Savosin, Slukovskii, 2025]. В той или иной степени, эти данные можно сопоставить с данными геохимии и оценкой высокого и даже экстремального уровня загрязнения озера. Умеренный уровень загрязнения по хирономидному индексу можно объяснить присутствием большого числа таксонов в озере, которые толерантны к загрязнению, в том числе загрязнению тяжелыми металлами.

Таблица 7.1 – Таксономический состав макрозообентоса исследованных озер города Медвежьегорска (примечание: + организмы присутствуют, - организмы отсутствуют) [Savosin, Slukovskii, 2025]

Таксон	оз. Плотичье	оз. Китайское
Oligochaeta		
Lumbriculus variegatus	+	-
Chironomidae		
Corynocera ambigua	+	+
Chironomus sp.	+	+
Chironomus plumosus	+	+
Procladius sp.	+	+
Tanytarsus sp.	-	+
Sergentia coracina	+	+
Microtendipes pedellus	-	+
Monodiamesa bathyphila	-	+
Zalutschia zalutschicola	-	+
Ceratopogonidae		
Bezzia sp.	-	+
Ephemeroptera		
Caenis rivulorum	-	+
Megaloptera		
Sialis sordida	-	+
Bivalvia	-	+
Pisidium sp.	-	+
Всего	6	14

Озера города Мурманска.

В составе макрозообентоса отложений озер города Мурманска за период исследований зарегистрировано 35 систематических групп беспозвоночных разного ранга (Табл. 7.2). Все выявленные группы – типичные обитатели пресных водоемов региона [Слуковский и др., 2023]. Число видов в каждом озере значительно варьировало (от 5 до 20), во всех исследованных озерах встречалась только личинки комаров-звонцов и олигохеты. Семейство Chironomidae характеризовалось наибольшим числом видов – 18 видов и форм (51% от общего количества выявленных таксонов). Для представителей этой группы была характерна и самая высокая встречаемость (60-65%), что свидетельствует о ее ведущей роли в донных сообществах. Также в пробах были обнаружены водные клещи, двустворчатые моллюски, брюхоногие моллюски, пиявки, комары хаоборусы. Среди индикаторных групп зарегистрированы жесткокрылые, поденки и ручейники. Значения индекса

Шеннона были невысоки и варьировали от 0.22 бит/экз. (оз. Ледовое) до 2.67 бит/экз. (оз. Окуневое), что связано с небольшим числом видов как в отдельных пробах, так и в озерах в целом [Слуковский и др., 2023].

Таблица 7.2 – Таксономический состав и некоторые показатели состояния зообентоса исследованных водоемов г. Мурманска (2018-2020 гг.). Озера обозначены цифрами: 1 – Окуневое, 2 – Семеновское, 3 – Северное, 4 – Южное, 5 – Ледовое, 6 – Среднее [Слуковский и др., 2023]

Таксон	1	2	3	4	5	6
ARANEINA						
Hydracarina sp.	+	+	+			+
OLIGOCHAETA						
*Tubifex tubifex*Muller, 1774	+	+	+	+	+	+
Spirosperma ferox Eisen,1879	+					
Enchytraeidae sp.		+	+			
GASTROPODA						
Valvata sp.	+					
Lymnaea sp.	+	+		+	+	
Gyraulus sp.	+	+	+			
BIVALVIA						
Euglesa sp.	+	+	+	+		
HIRUDINEA						
Helobdella stagnalis L., 1758	+	+	+			
Glossiphonia complanata L., 1758						
DIPTERA						
Chaoborus sp.			+			
CHIRONOMIDAE						
D i a m e s i n a e						
Diamesa sp.	+		+			
Prodiamesa olivacea Meigen, 1818		+			+	
Monodiamesa bathyphila Kieffer, 1918						+
C h i r o n o m i n a e						
Chironomus sp.	+	+	+			+
Sergentia coracina gr.	+	+				+
Sergentia longiventris gr.						+
Dicrotendipes sp.			+			
Polypedilum sp.			+			

Endochironomus sp.				+		+
Endochironomus tendens Fabricius, 1775			+			+
Tanytarsus sp.	+					
O r t h o c l a d i n a e						
Orthocladius sp.	+		+	+	+	+
Cricotopus sp.		+			+	
Cricotopus silvestris gr.			+			
Psectrocladius sp.	+		+			
T a n y p o d i n a e						
*Procladius (Holotanypus) choreus*Meigen, 1804	+	+	+	+		
Macropelopia sp.	+					
Tanypodinae sp.						+
COLEOPTERA						
Сем. Dytiscidae		+				
Elmidae sp. l.	+					
TRICHOPTERA						
Сем. Phryganeidae	+					
Molanna sp.	+					
EPHEMEROPTERA						
Ephemerella sp.	+					
HEMIPTERA						
Corexidae			+			
Общее кол-во таксонов	20	13	17	6	5	10
Индекс Шеннона, бит/экз.	2.67	1.59	2.80	0.77	0.22	2.70
Индекс Бергера-Паркера	0.35	0.67	0.36	0.88	0.97	0.33
Выравненность по Пиелоу	0.74	0.50	0.84	0.33	0.11	0.81

Наиболее неблагоприятными условиями для развития донной фауны характеризовались озера Ледовое и Южное. Литоральные сообщества озера Ледовое были представлены хирономидами, доля которых достигала 93-99% от общего количества бентоса, единично встречались брюхоногие моллюски *Lymnaea*sp. В озере Южном основу литорального зообентоса формировали олигохеты (88% от общего количества), двустворчатые моллюски *Euglesa* sp. и брюхоногие моллюски *Lymnaea sp.* были единичны [Слуковский и др., 2023]. В илах центральной зоны обоих водоемов организмы зообентоса отсутствовали, что обусловлено высоким уровнем загрязнения донных отложений тяжелыми металлами и нефтепродуктами, что было показано в

предыдущих главах (Рис. 4.19, Рис. 4.33, Рис. 7.17), а также дефицитом кислорода, формирующимся в придонных слоях [Postevaya et al., 2023].

В литоральной зоне озера Семеновское, которое также довольно сильно загрязнено тяжелыми металлами и нефтепродуктами, доминировали хирономиды (71% от общей численности), субдоминантами были брюхоногие моллюски *Lymnaea sp.* и *Gyraulus sp.* (16%) и олигохеты *Tubifex tubifex* (11%) [Слуковский и др., 2023]. В глубоководной зоне водоема преобладали хирономиды *Chironomus sp.,* доля которых составляла 56-94% общей численности и биомассы донной фауны. Такая структура свидетельствует о процессах антропогенного эвтрофирования и является характерной чертой организации зообентосных сообществ глубоких частей эвтрофных водоемов региона, где формируются относительно однородные пиелофильные биоценозы [Моисеенко и др., 2002; Яковлев, 2005]. Также черты антропогенной эвтрофикации наблюдались и для озера Среднее: в литоральной зоне водоема доминировали хирономиды под/сем. Orthocladiinae и олигохеты, суммарная доля которых составляла >98% численности и биомассы бентосной фауны. Важно заметить, что повышенное содержание биогенных элементов P и N отмечалось в воде изученных озер города Мурманска [Postevaya et al., 2023], а вышекларковое содержание P было зарегистрировано в донных отложениях этих водоемов (Рис. 4.21).

Уровень численности и биомассы зообентоса исследованных водоемов варьировал в широком диапазоне, в целом соответствуя значениям, характерным для антропогенно преобразованных водоемов Мурманской области [Яковлев, 2005; Денисов и др., 2009; Валькова и др., 2012; Денисов и др., 2018]. Оценка экологического состояния водоемов с использованием Кольского биотического индекса [Яковлев, 2005] показала, что уровень загрязнения большинства водоемов по этим показателям можно оценить как «умеренно загрязненные» и «грязные», за исключением озера Окуневое, воды которого можно отнести к категории «чистые» (Табл. 7.3).

Как и в случае с озерами города Медвежьегорска, полученные данные по зообентосу озер города Мурманска в целом близки к той оценке, которая была получена в результате геохимических исследований, в том числе при расчете индексов, показывающих уровень загрязнения водоема. Абсолютной точности тут быть не может, так как любое загрязнение – комплексное. Кроме тяжелых металлов и нефтепродуктов на водные объекты и их биоту могут влиять и другие факторы, однако общее представление и приближенную модель антропогенной нагрузки тяжелые металлы все равно маркируют, что демонстрируются других аналогичных работах [Mecray et al., 2001; Zhu et al., 2016].

Таблица 7.3 – Качество вод и некоторые показатели состояния зообентоса исследованных водоемов г. Мурманска [Слуковский и др., 2023]

Водоем	КолБИ	Качество вод по ГОСТ 17.1.3.07-82
Окуневое	10	чистые
Семеновское	7	умеренно загрязненные
Северное	7	
Среднее	2	грязные (очень грязные)
Южное	2	
Ледовое	2	

В целом, исследование макрозообентоса городских водоемов показывает связь между миграцией и накоплением загрязняющих веществ в донных отложениях и общим загрязнением озер, что регистрируется по поведению биоты. Подобные работы неоднократно проводились на примере донных отложений озер импактных зон урбанизированных территорий и в других районах мира. В одном из исследований китайских ученых было показано существенное накопление тяжелых металлов в воде и донных отложениях, а также влияние на зообентосе озера Тайху, хотя в целом, согласно индексу RI осадок имел умеренный уровень загрязнения [Kong et al., 2015; Liu et al., 2008]. Другое исследование отложений озера Пясечно (Польша) показало, что накопление металлов в пресноводных организмах напрямую зависит от их общего содержания в отложениях и воде, а также от трофических взаимодействий организмов [Radwan et al., 1990]. Другие лимнологи из Польши установили, что в солоноватом озере Лебско чрезвычайно высокий уровень загрязнения (индекс PLI, рассчитанный для пяти элементов, варьировался от 2.7 до 3.2) [Mrozińska, Bąkowska, 2020]. Исследователи показали, что накопление Cr, Pb, Ni, Cu и Al в отложениях озера значительно повлияли на структуру сообщества донных беспозвоночных. Эти исследования свидетельствуют о влиянии металлов на организмы в водоемах любого уровня минерализации.

Учитывая, что промышленность часто играет ключевую роль в экономике города, макрозообентос городских озер отражает негативное влияние промышленности на природную среду. Например, макрозообентос озера Каохай в Китае был подавлен из-за воздействия соседнего цинкового завода [Zhu et al., 2016]. Исследования озер вблизи медно-никелевого металлургического комбината в Мончегорске (Мурманская область, Россия) показали снижение видового разнообразия и плохое общее состояние из-за загрязнения озер в этом районе Ni, Cu, Pb, Cd, а также соединениями P и N

[Denisov et al., 2020]. Важно отметить, что негативное влияние на макрозообентос обусловлено не только загрязнением тяжелыми металлами, но и нагрузкой биогенными веществами. В текущем исследовании состояние макрозообентоса выявило плохое состояние изученных городских озер, вызванное химическим загрязнением воды и осадков в сочетании с эвтрофикацией. Недавние исследования городских озер Мурманска показали, что органическое загрязнение и загрязнение тяжелыми металлами — это две стороны одной медали [Guzeva et al., 2021], поскольку содержание многих металлов тесно связано с органическими соединениями.

Еще одним сходством озер Медвежьегорска и Мурманска является то, что в загрязненном осадке преобладают хирономиды. Это также иллюстрируется другим исследованием, проводимом на примере озера Куэтсъярви, расположенного на границе России и Норвегии, где доминирующей группой являются также хирономиды [Zubova et al., 2020]. Длительное воздействие металлургического завода с 90-летней историей привело к снижению численности и биомассы макрозообентоса. В этой связи показательно, что видовой состав бентоса значительно богаче в осадках реки Пасвик на большом расстоянии от этого предприятия [Mousavi et al., 2003].

Однако эти закономерности не всегда наблюдаются при изучении состояния макрозообентоса водоемов на разном удалении от промышленных выбросов. На севере Республики Карелия влияние пыли, щелочных металлов и серы не выявило подобной тенденции к обеднению бентоса. Более того, макрозообентос наиболее загрязненных литоральных участков озер был богаче макрозообентоса в нетронутой зоне [Holopainen et al., 2003]. Это можно объяснить двумя способами: во-первых, это показывает значительную роль самих загрязняющих веществ, поскольку пыль и щелочные металлы, вероятно, менее опасны, чем тяжелые металлы (Ni, Cu, Pb), во-вторых, нельзя исключать важность биотопа при оценке состояния макрозообентоса загрязненных водоемов.

Противоречивость влияния различных загрязняющих веществ на макрозообентос озер можно проиллюстрировать и другими примерами. В частности, оценка состояния макрозообентоса в 14 малых озерах Сибири показала, что нефтяное загрязнение никак не повлияло на макрозообентос [Uslamin et al., 2019]. В то же время, чрезвычайно высокое загрязнение донных отложений озера Ледовое (Мурманск, Россия) нефтяными углеводородами привело к полному отсутствию макрозообентоса в осадке. В совокупности с нефтяными углеводородами, чрезвычайно высокое содержание тяжелых металлов в этом озере создавало самые неблагоприятные условия для организмов в осадке. Напротив, сибирские озера имели относительно низкое

содержание тяжелых металлов в отложениях при повышенных концентрациях нефтяных углеводородов. Таким образом, можно сделать вывод, что тяжелые металлы могут играть важную (а иногда и решающую) роль в развитии или угнетении макрозообентоса озер, в том числе городских водоемов.

7.3. Фонд сапропеля Республики Карелии и оценка пригодности отложений озер согласно ГОСТу

Сапропель – это озерные биогенные отложения с содержанием органического вещества более 15% в пересчете на сухую массу [Курзо, Богданов, 1989]. Несмотря на то, что под это определение подходит значительное количество современных пресноводных осадочных образований, термин «сапропель» чаще всего используется при обозначении практической значимости донных отложений для народного хозяйства [Слуковский, 2017]. Выше, в главе 1 уже подробно сообщалось, что сапропель может применяться в широком диапазоне человеческой деятельности: от применения в сельском хозяйстве до изготовления лекарств [Курзо и др., 2012; Avdeeva, Kovalenko 2012; Страховенко и др., 2014; Савченко, 2015].

Республика Карелия – один из перспективных регионов для поиска и добычи озерного сапропеля, как полезного ископаемого. Основными источниками информации о фонде сапропеля Карелии как полезного ископаемого являются отчет «Севзапгеологии» «Оценка состояния и перспективы развития минерально-сырьевой базы торфа и сапропеля на Северо-Западе Российской Федерации. Республика Карелия» [Гусев и др., 2000] и монография Е. И. Синькевича и И. М. Экмана «Донные отложения озер Восточной части Фенноскандинавского кристаллического щита» [Синькевич, Экман, 1995]. Данные фонда сапропеля частично продублированы во втором томе монографии «Минерально-сырьевая база Республики Карелия» в разделе «Неметаллические полезные ископаемые» [Минерально-сырьевая…, 2006]. В Карельском научном центре работы по изучению сапропелевых отложений велись в основном сотрудниками лаборатории четвертичной геологии и палеоэкологии Института геологии [Шелехова и др., 2020]. В 1989 году была начата тема «Озерные донные и погребенные отложения Карелии и перспективы их исследования», где значительный акцент делался на анализе практического использования сапропелей с точки зрения народного хозяйства, однако в связи с прекращением финансирования в 1991 году исследования были приостановлены, хотя по плану это должно было произойти только через три года [Синькевич, Экман, 1995]. К вопросу практического использования донных отложений малых озер Карелии сотрудники Института геологии возвращались еще раз в 2000–2001 годах, когда по заданию Комитета по

природным ресурсам и Министерства экономики Республики Карелия проводились исследования по проекту «Диатомиты Карелии: особенности формирования, размещения, перспективы использования» [Демидов, Шелехова, 2006]. Кроме широкого освещения исследований диатомитов, в издании приводится и общая информация о донных отложениях озер Карелии, в том числе затрагивается проблема изучения сапропелей. В 2016-2017 годах целенаправленное изучение распространения сапропелевых отложений малых водных объектов Карелии и анализ их полезных компонентов и свойств проводился сотрудниками лаборатории геохимии, четвертичной геологии и геоэкологии (до 01.01.2017 – лаборатории геохимии и моделирования природных и техногенных процессов) Института геологии Карельского научного центра РАН в рамках проекта «Разработка технологии ремедиации деградированных земель промышленных и урбанизированных территорий с использованием сапропеля», финансируемого Фондом содействия развитию малых форм предприятий в научно-технической сфере (программа «УМНИК») [Слуковский, 2017; Шелехова и др., 2020].

Из всех карельских озер только на 215 малых озерах были проведены геологоразведочные работы по оценке запасов сапропеля [Гусев и др., 2000]. При этом месторождения этого сырья выявлены всего в 164 озерах на общей площади 4.3 тыс. га в границе промышленной глубины сапропелевой залежи с общими геологическими запасами и ресурсами 33.4 млн тонн при 60%-й условной влажности сапропеля [Минерально-сырьевая…, 2006]. Специалистами отмечается крайне низкая изученность озерного сапропеля Карелии: 8.3 % запасов этого полезного сырья (от общих запасов) разведано детально по категории А; 31.1 % – по категории С2; 60.6 % – оценено прогнозно (Р1 и Р2). Большинство озер, наиболее перспективных для добычи сапропелевого сырья, расположены в южной части Республики Карелия (Рис. 7.34): в Лахденпохском, Питкярантском, Сортавальском, Суоярвском, Кондопожском, Медвежьегорском, Прионежском и Олонецком районах [Шелехова и др., 2020]. Все 33 озера (Табл. 7.4), отмеченные на карте-схеме (Рис. 7.33), имеют высокое содержание органического вещества в сапропелевых илах (от 28 до 88 %, среднее – 62 %), значительную мощность полезного осадка (от 1.1 до 9.2 м), а также близость к основным транспортным путям (автомобильные и железнодорожные пути, крупные реки и озера) и большим населенным пунктам Карелии и сопредельных регионов.

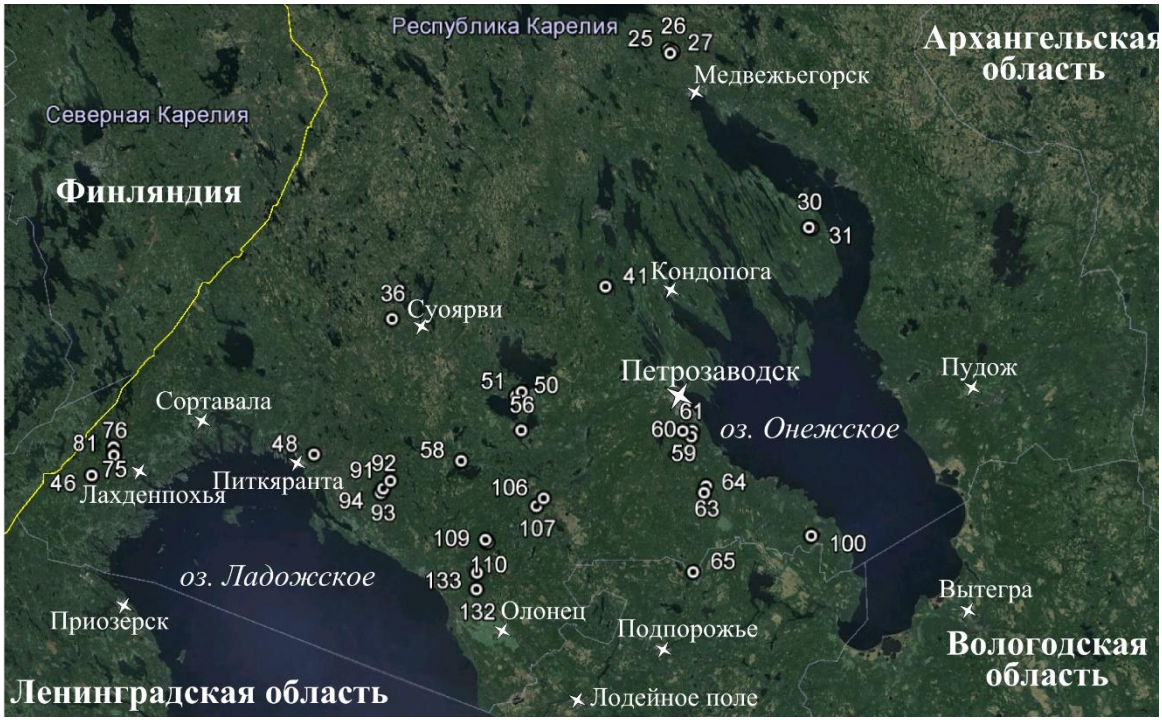


Рисунок 7.33 – Карта-схема расположения наиболее перспективных объектов – озер Республики Карелия для добычи сапропелевого сырья (сапропеля) (расшифровка названий водных объектов по указанным номерам приводится в Табл. 7.4) [Шелехова и др., 2020]

Таблица 7.4 – Наиболее перспективные месторождения сапропелевого сырья Республики Карелия (данные по: [Гусев и др., 2000]) [Шелехова и др., 2020]. Цифрами в шапке таблицы обозначено: 1 – Название озера (район Карелии), 2 – № на карте Рис. 7.33, 3 – площадь озеро (га), 4 – мощность сапропеля (средняя/максимальная), 5 – класс сапропеля, 6 – зольность (%), 7 – область использования сырья. Сокращения названий районов: Медв. – Медвежьегорский, Суо. – Суоярвский, Конд. – Кондопожский, Лахд. – Лахденпохский, Питк. – Питкяранский, Пряж. – Пряжинский, Прионеж. – Прионежский, Олон. – Олонецкий

1	2	3	4	5	6	7
Филькино (Медв.)	25	12	2.65/ 5	С2	38	Удобрения, лечебные грязи, получение химических продуктов для производства стройматериалов, буровых растворов
Грязное (Медв.)	26	37	1.50/ 3	С2	31	Удобрение
Вичка1 (Медв.)	27	19	2.69/ 4.50	С2	39	Удобрение

Залебяжье (Медв.)	30	4	2.53/ 3.40	C2	22	Удобрения, лечебные грязи, для производства строительных материалов, буровых растворов, гуминовых веществ
Ганьковское (Медв.)	31	56	2.42/ 4.80	C2	13	Удобрения, лечебные грязи, для производства строительных материалов, буровых растворов, гуминовых веществ
Койльярви (Суо.)	36	43	1.34/ 2	C2	47	Удобрения
Рахойлампи (Конд.)	41	9	1,89/ 3,00	C2	36	Удобрения для нейтрализации кислых почв, кормовые добавки
Лиукунлампи (Лахд.)	46	4	1.31/ 3	C2	12	Удобрения, лечебные грязи, для производства строительных материалов, клеящих добавок, буровых растворов, гуминовых веществ
Мустолампи (Питк.)	48	43	1.60/ 3	C2	48	Удобрения
Савала (Пряж.)	50	67	2.55/ 5.50	A	35–44	Удобрения, мелиоранты для улучшения почв
Окунь-озеро (Пряж.)	51	83	1.14/ 4.40	C2	17	Лечебные грязи, удобрение, для производства клеящих добавок, строительных материалов, буровых растворов, гуматов
Ламиниеми (Пряж.)	56	30	2/3.7 0	C2	44	Удобения, лечебные грязи
Оравуярви (Пряж.)	58	71	3.91/ 8.60	A	53	не указана
Половинное (Прионеж.)	59	28	1.20/ 1.90	C2	40	Удобрения, лечебные грязи
Круглое (Прионеж.)	60	3	1.40/ 2.10	C2	19	Удобрения, лечебные грязи, для производства стройматериалов, клеящих добавок, буровых растворов, гуминовых веществ
Уварово (Прионеж.)	61	45	1.09/ 2.10	C2	20	Удобрения, лечебные грязи, для производства стройматериалов, клеящих добавок, буровых растворов, гуминовых веществ
Болотное (Прионеж.)	63	4	1.64/ 2.50	C2	28–45	Удобрения, лечебные грязи, для производства стройматериалов, клеящих добавок, буровых растворов, гуминовых веществ

Мишкино (Прионеж.)	64	7	1.18/ 3	C2	54	Удобрения, лечебные грязи
Пайозеро (Прионеж.)	65	19	2.03/ 5.10	C2	62	Удобрения, лечебные грязи, для производства буровых растворов, клеящих добавок, строительных материалов, гуминовых веществ
Нисъярви (Лахд.)	75	36	3.27/ 6.50	P1	43	не указана
Мериянлампи (Лахд.)	76	27	1.75/ 2.30	P1	23	не указана
Уконлампи (Лахд.)	81	11	1.68/ 2	P1	19	не указана
Палоярви (Питк.)	91	31	3.42/ 7.70	P1	43	Удобрения
Тенхунъярви (Питк.)	92	22	3.68/ 4.90	P1	54	не указана
Пяллюсъярви (Питк.)	93	19	1.68/ 2.20	P1	33	не указана
Понколанъярви (Питк.)	94	22	3.83/ 5.50	P1	63	не указана
Кодъярви (Прионеж.)	100	26	4.25/ 9.20	A	54–72	Удобрения, мелиоранты для улучшения почв
Белое (Олон.)	106	20	1.38/ 1.70	P1	40	не указана
Мяйнтагайне (Олон.)	107	78	1.49/ 2.60	P1	50	не указана
Нинисельгское (Олон.)	109	184	2.54/ 5.80	P1	42	не указана
б/н (близ Нинисельгского) (Олон.)	110	5	1.65/ 2.20	P1	41	не указана
Сармяги (Олон.)	132	68	2.50/ 4.70	P1	45	не указана
Мудаярви (Олон.)	133	16	3.80/ 8.30	P1	51	не указана

Согласно фондовым материалам, специалистами, проводившими изучение сапропелевых залежей Карелии, оценены такие показатели, как глубина водоема, мощность полезной толщи, зольность, pH, концентрации

CaO и Fe_2O_3 и реже других веществ озерных сапропелевых отложений. Многие из важных для оценки перспективности сапропелей показатели остались неизученными. Многие из важных для оценки перспективности сапропелей показатели остались неизученными. К ним, в частности, относится содержание тяжелых металлов [Stankevica et al., 2012]. Таким образом, если общие данные по химическому составу сапропелей Карелии есть и позволяют классифицировать их (Рис. 7.34), то классифицировать сапропели по классам пригодности согласно нормативным документам [ГОСТ…, 2011] не представлялось возможным. Одним из важнейших показателей, по которому сапропели делятся на два класса пригодности для создания органических удобрений (самого популярного использования этого вида сырья), являются тяжелые металлы (Табл. 7.5).

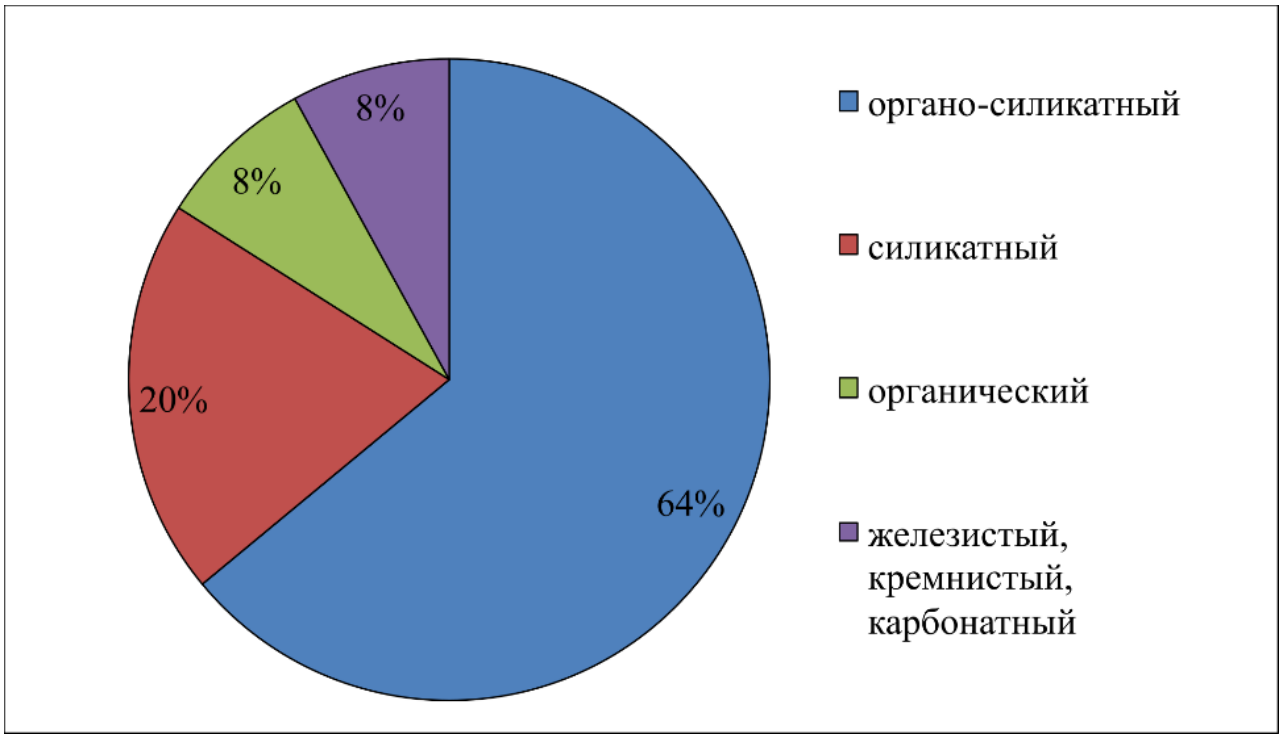


Рисунок 7.34 – Распространенность разных типов сапропелей на территории Карелии [Шелехова и др., 2020]

Ключевыми рисками загрязнения сапропелепродуктивных озер Карелии, что хорошо описано в главах выше, являются антропогенная деятельность, включая в себя также влияние урбанизации, дальний перенос загрязнителей и природные факторы, в частности геология. В меньшей степени в зоне риска находятся сапропелепродуктивные озера фоновых районов, так как они находятся вдали от крупных предприятий и оживленных транспортных узлов [Слуковский, 2019]. В большей степени риск загрязнения тяжелыми металлами испытывают озера городских районов. Например, указанные в

фондовых материалах [Гусев и др., 2000] озера Прионежского района Круглое и Уварово расположены в непосредственной близости со свалкой твердых бытовых отходов города Петрозаводска (Рис. 7.35). Имеющиеся установленные факты возгорания отходов на указанном полигоне могут иметь серьезные последствия для всех компонентов экосистем указанных водоемов. Хотя, с другой стороны, содержание органического вещества в сапропелях этих озер достигать 80 % [Гусев и др., 2000], что позволяет классифицировать эти осадки как органические сапропели, пригодные для изготовления удобрений, лечебных грязей, производства стройматериалов, клеящих добавок, буровых растворов, гуминовых веществ (Табл. 7.4). Также, учитывая выгодное расположение, озера Круглое и Уварово потенциально перспективны с точки зрения инфраструктуры.

Таблица 7.5 – Нормативные концентрации некоторых химических элементов для оценки класса пригодности сапропеля (в мг/кг)

Наименование показателя	Норма для сапропеля, мг/кг сухого вещества, не более	
	1-го класса пригодности	2-го класса пригодности
Cd	3	3-9
Zn	300	300-600
Pb	50	50-150
Cu	100	100-300
Hg	1	1-6
Mn	500	500-1500
Ni	50	50-200
Cr	100	100-260
Co	20	20-60
Mo	20	20-200



Рисунок 7.35 – Спутниковый снимок расположения двух сапропелепродуктивных озер (Круглое и Уварово) вблизи свалки твердых бытовых отходов вблизи г. Петрозаводска [Слуковский, 2017]

Значительные риски для сапропелей озер Уварово и Круглое есть не только из-за близости к свалке ТБО, но и вследствие влияния городской среды. По крайней мере, об этом можно судить по озерам Ламба и Четырехверстное, геохимия донных отложений которых была подробно изучена в этой работе. Относительно ГОСТа [ГОСТ…, 2011], илы названных озер можно отнести ко второму классу пригодности, главным образом из-за повышенных концентраций Cr, Zn, Ni и Pb (Рис. 7.36), одних из главных загрязнителей среды города Петрозаводска и водных объектов в его пределах (Рис. 7.1). С другой стороны, в ГОСТе не представлено нормативных данных по другим опасным элементам-загрязнителям импактной зоны города Петрозаводска, а именно – V, Sb и W. Как было показано выше, из-за аномальных концентраций этих элементов в озерах Петрозаводска отмечается экстремальный уровень потенциального экологического риска. В этой связи городские водоемы в принципе сложно рассматривать в качестве потенциальных источников сапропелевого сырья, хотя некогда илы озера Ламба рассматривались для добычи и использования вблизи озера, обеспечивая удобрением ягодно-плодовый участок [Синькевич, Экман, 1995].

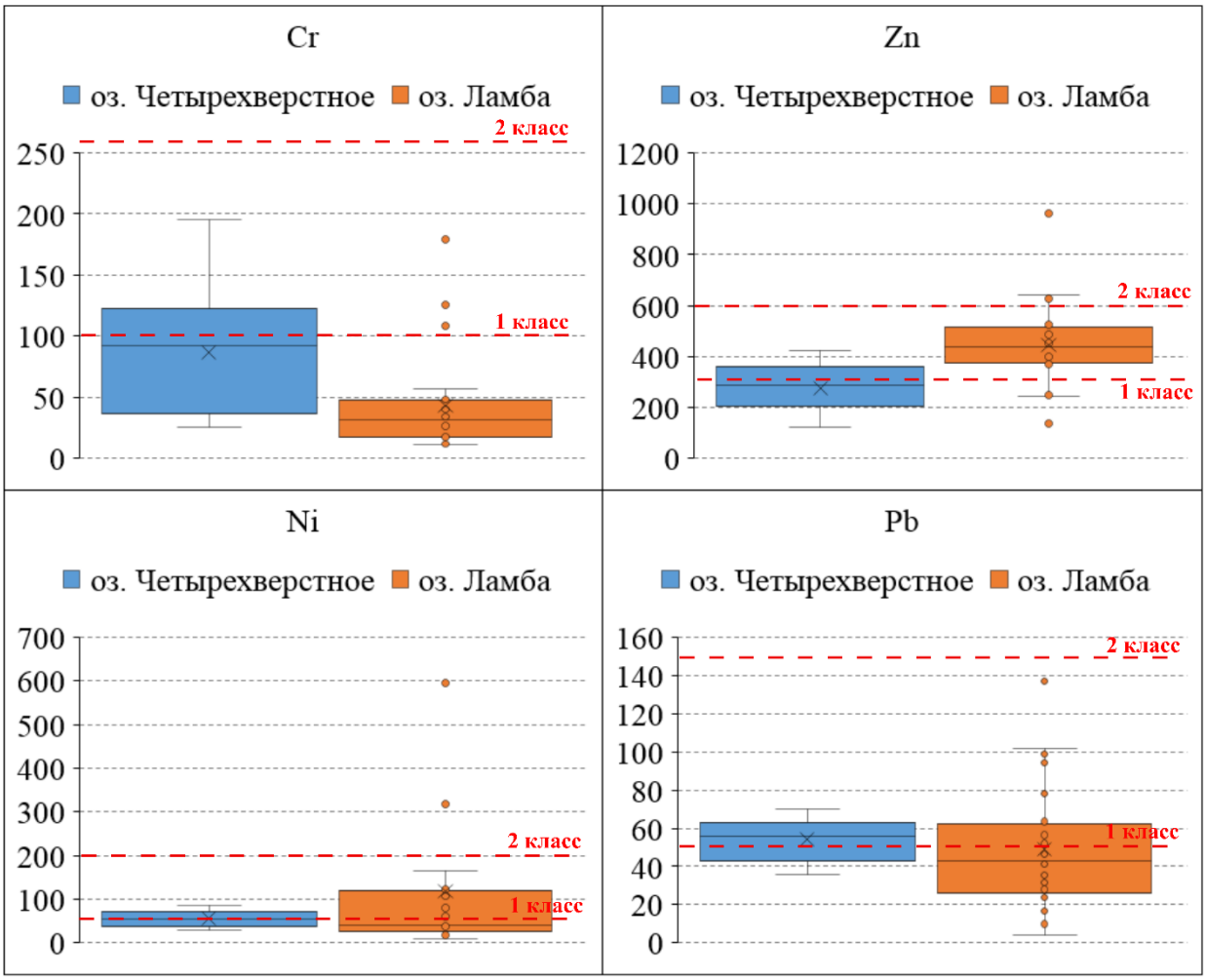


Рисунок 7.36 – Концентрации некоторых тяжелых металлов в донных отложениях озер города Петрозаводска в сопоставлении с нормативными параметрами для сапропелей по ГОСТу

Аналогичная ситуация получается для отложений озер города Медвежьегорска, где из-за повышенных концентраций Pb, Zn и Cu, илы озер можно отнести только ко второму классу пригодности. С другой стороны, из-за глубины озер Плотичье и Китайское (Табл. 2.1) сапропель обоих озер все равно вряд ли бы стали добывать, так как обычно для добычи сапропеля выбирают неглубокие небольшие водоемы или неглубокие отдельные участки крупных озер. Несколько иная ситуация складывается в озерах города Суоярви, где местные озера хоть и загрязнены тяжелыми металлами (Рис. 4.15), но в меньшей степени. Полученные концентрации укладываются в нормативы по ГОСТу в 1 класс пригодности, кроме концентраций Pb, для сапропелей, которые потенциально можно использовать в качестве удобрений. Кроме прочего, в пользу сапропелей озер Рахкалампи и Вехкалампи говорят их повышенные содержания органического вещества

[Новицкий и др., 2017], небольшая глубина (Табл. 2.1) и близость к развитой инфраструктуре.

Исследованные в этой работе отложения озер фоновых территорий Карелии из списка водоемов, представленного в таблице 7.4 (Грязное, Рахойлампи, Лиункунлампи, Ганьковское, Мишкино, Савала и Окуньозеро) почти повсеместно могут быть отнесены к первому классу пригодности. Исключения составляют повышенные концентрации Pb в верхних слоях отложений озера Лиункунлами (Рис. 7.37), а также повышенные концентрации Cu в отложениях озера Рахойлампи. Ранее уже сообщалось, что Pb во многом является главным загрязнителем сапропелепродуктивных озер Карелии из-за влияния дальнего переноса загрязнителей [Слуковский, 2019]. При этом важно отметить, что аномально высокие концентрации тяжелых металлов обычно связаны исключительно с самыми верхними слоями отложений, которые перед добычей сырья можно откачать.

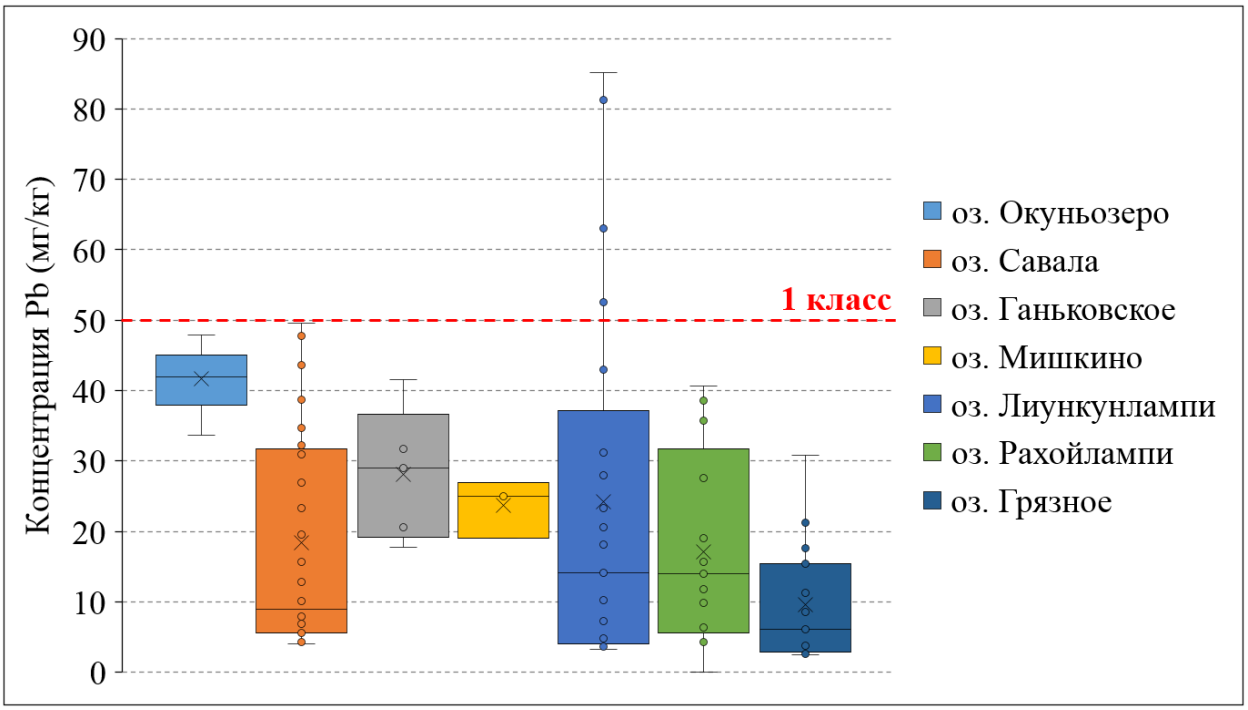


Рисунок 7.36 – Концентрации Pb в донных отложениях сапропелепродуктивных озер фоновых районов Карелии в сопоставлении с нормативными параметрами для сапропелей по ГОСТу

Наиболее перспективными из указанных выше озер являются Окуневое, Савала, Ганьковское и Грязное (Рис. 7.37а). Во всех четырех случаях озера расположены близи населенных пунктов, то есть к относительно развитой инфраструктуре. В частности, озера Окуневое и Савала находятся вблизи поселка Эссойла, озеро Ганьковское вблизи деревни с одноименным

названием, а озеро Грязное – в нескольких километрах от федеральной трассы М-21. Второй важный момент – это мощность залежей сапропеля обозначенных озер. В случае с озером Окуньозером мощность сапропеля достигает 4.3 метра [Шелехова и др., 2021; Slukovskii, Shelekhova, 2023]. В озере Грязном мощность слоя сапропеля в наиболее глубоком месте достигает 7 метров (Рис. 7.38б), а ниже сапропеля залегают глины [Слуковский и др., 2017]. А в озере Ганьковском – до 6 метров. Также во всех обозначенных случаях содержание органического вещества превышает 50%, что делает отложения указанных озер перспективными для дальнейшего исследования и добычи. Например, установлено, что содержание органического вещества сапропеля оз. Грязное составляет от 55.2 до 70.2 % [Слуковский и др., 2017].

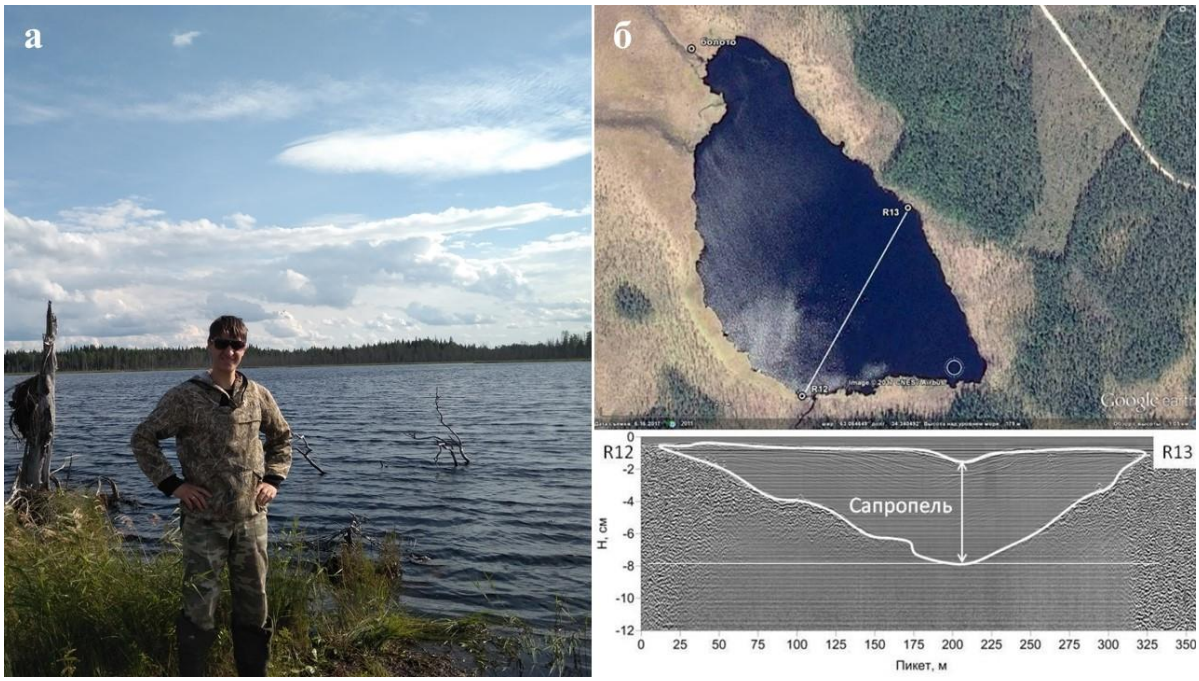


Рисунок 7.37 – Вид на озеро Грязное (Карелия), фото из архива З.И. Слуковского (а), Спутниковый снимок озера Грязное с отмеченным геофизическим профилем и разрезом, построенным по данным георадиолокации (б)

ГЛАВА 8. ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕР УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Исследование форм нахождения (просто форм или фаз) элементов, включая тяжелые металлы, в современных осадочных образованиях, таких как донные отложения озер, – один из важных этапов эколого-геохимической оценки состояния водоема. Эта работа важна с практической точки зрения, так как озерные отложения могут быть источниками вторичного загрязнения [Linnik, Zubenko, 2000; Ларина и др., 2015], а также из-за вовлечения многих химических элементов в биологический круговорот – миграцию загрязнителей по цепям питания живых организмов [Моисеенко и др., 1997]. В результате, как уже отмечалось выше происходит накопление тяжелых металлов в телах организмов и деградация тканей вплоть до гибели отдельных особей и даже групп животных или растений [Rainbow et al., 2012; Harguinteguy et al., 2014].

Широко известна роль отдельных металлов (Cu, Zn, Mo) в развитии биоты и, в то же время, токсичные свойства при воздействии на биоту других элементов (Pb, Cd, Tl). При этом в экстремально высоких концентрациях опасность для развития живых организмов представляют все без исключения тяжелые металлы, мигрирующие от техногенных источников [Моисеенко, 2015]. В этой связи важную роль будет играть фактор биодоступности загрязнителей или фактор форм элементов в донных отложениях водных объектов, в том числе озер [López et al., 2010]. К основным фазам-носителям элементов в отложениях водных объектов относятся тонкие минеральные частички, органическое вещество, карбонатные минералы и гидроокислы железа и марганца [Förstner, 2004; Li et al., 2001; Янин, 2011; Даувальтер, 2012; Опекунов и др., 2012]. Определенная доля концентрации того или иного элементов, в том числе тяжелого металла может входить в кристаллическую решетку природных минералов [Латушкина, Рассказов, 2013]. С другой стороны, многие металлы зачастую частично или реже полностью находятся в подвижной форме, позволяющей им мигрировать [López et al., 2010; Даувальтер, 2012]. Именно в этом случае, а также в случае тесной связи тяжелых металлов с органическим веществом, в озерных осадках загрязнители наиболее опасны для экосистемы и ее обитателей.

8.1. Анализ различных форм нахождения тяжелых металлов и других элементов в современных отложениях озер Северо-Запада России

Анализ форм нахождения микроэлементов в современных слоях отложений озер города Петрозаводска (Ламба и Четырехверстное) показал, что в значительной мере все они тяготеют к минеральной (силикатной) фазе (Рис. 8.1). В осадках озера Четырехверстного наибольшую связь с этой фазой

имеют Sn (до 95%), W (до 89 %), Tl (до 88 %), Sb (до 78 %) Sr (до 77 %), наименьшую – Zn, Cd и Pb [Слуковский, 2020]. В отложениях озера Ламба наибольшую связь с минеральной фазой имеют почти этот же набор элементов: Sn (до 99%), W (до 95 %), Cu (до 91 %), Tl (до 89 %), Sr (до 87 %) и Sb (до 75 %). Меньше всех с этой фазой в отложениях озера Ламба связаны V, Ni, Cd, U и Bi. Второй по значимости для обоих озер формой нахождения является органическая фаза, иллюстрирующая сродство металлов с органическим веществом озерных осадков. Среди тяжелых металлов в современных отложениях озера Четырехверстного с органическим веществом наиболее тесно связано накопление Cu (до 50 %), Mo (до 36 %) и Co (до 34 %), в современных осадках оз. Ламба – Cu (до 62 %), Mo (до 48 %), Pb (до 52 %), V (до 42 %), Bi (до 39 %), Ni (до 26 %) и Sb (до 26 %) [Слуковский, 2020]. Также интересно отметить, что с органическим веществом относительно тесно связаны концентрации редкоземельных элементов, а также (чуть в меньшей степени) концентрации Li (Рис. 8.1). Для обоих озер отмечается тенденция к увеличению доли концентраций металлов, связанных с органическим веществом, при увеличении общего содержания органического вещества в слоях озерных отложений [Слуковский, 2020].

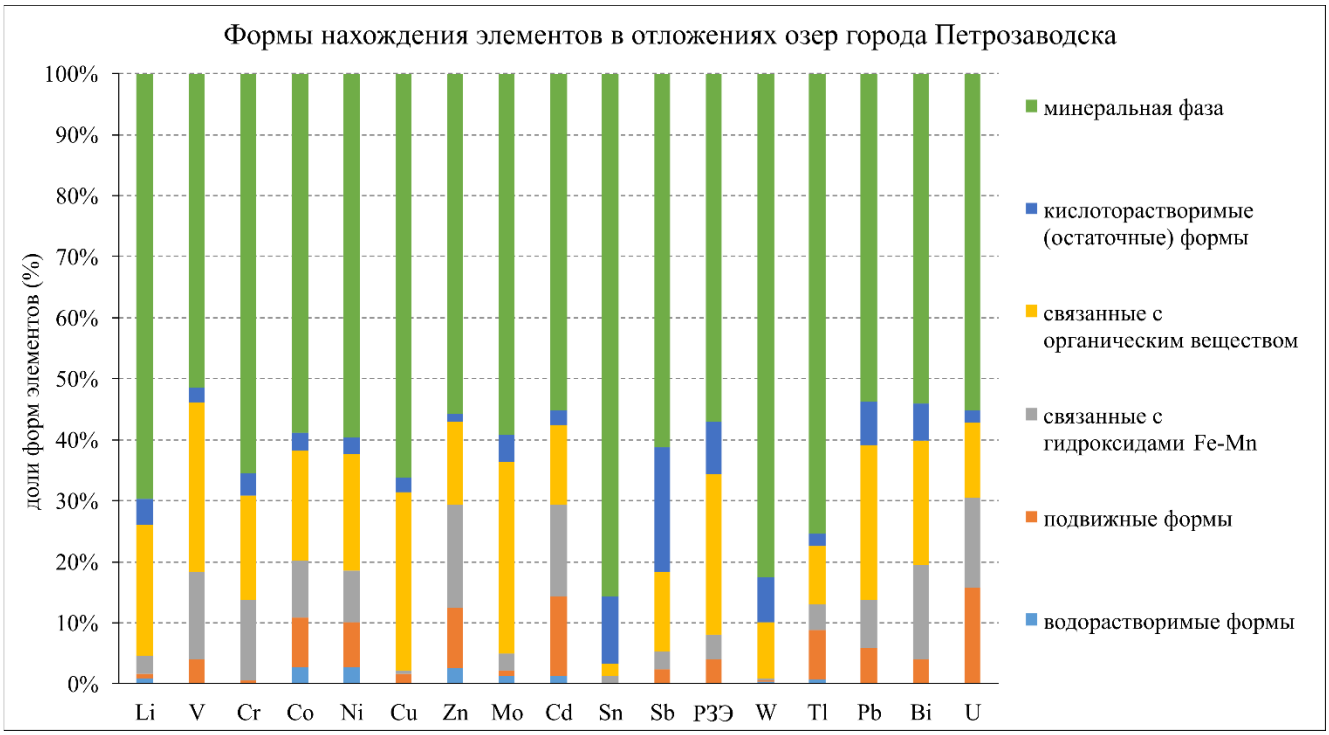


Рисунок 8.1 – Усредненные доли различных форм элементов из донных отложений озер города Петрозаводска

Часть микроэлементов в отложениях обоих городских озер Петрозаводска имеет также тесное сродство с обменными катионами

(подвижная форма) и железистой фазой (Рис. 8.1). В осадках озера Четырехверстного выделяются тесные связи с гидроксидами Fe и Mn у Zn (до 28 %), Cd (до 24 %) и Pb (до 20 %), а в отложениях озера Ламба – у Bi (до 48 %), V (до 30 %), Cr (до 30 %) и Zn (до 20 %) [Слуковский, 2020]. Причем, в большей степени существенное сродство металлов и других элементов с гидроксидами Fe-Mn в отложениях озер города Петрозаводска связано с осадками озера Ламба, которые существенно обогащены этим металлов [Слуковский и др., 2017]. Отмечается, что с ростом содержания Fe в донных отложениях озера Ламба происходит рост доли Fe-форм тяжелых металлов относительно валовых концентраций [Слуковский, 2020].

Среди тяжелых металлов к подвижным формам в донных отложениях озер города Петрозаводска более всего тяготеют Cd (до 17 %) и Zn (до 13 %) в отложениях озера Четырехверстного и те же Cd (до 21 %) и Sr (до 14 %), а также Tl (до 20 %), V (до 17 %), Ni (до 15 %), Co (до 16 %), Sb (до 15 %) в современных отложениях озера Ламба. Причем отмечается, что со снижением pH донных отложений в более кислую сторону, происходит серьезное увеличение подвижности таких металлов, как Cu, Pb, Bi и V в озерных осадках городской среды [Слуковский, 2020]. Известно, что, например, Cu и Zn легче высвобождаются из отложений озера в результате снижения значения pH отложений и воды [Zhao et al., 2024]. В другой работе показано, что иммобилизация Cd, Pb и Mn из отложений пресноводного водоема была вызвана снижением pH среды [Szarek-Gwiazda, 2014]. Таким образом, это наглядно демонстрирует опасность отложений, загрязненных тяжелыми металлами, в случае изменений физико-химических параметров в водоеме. Это может привести к неконтролируемым последствиям в виде повторного загрязнения водной толщи озера.

Следует отметить, что вертикальное распределение концентраций V, Ni и некоторых других элементов, которые накапливаются в отложениях озера Ламба в результате деятельности ТЭЦ [Слуковский, 2020], о чем уже сообщалось в главах выше, в подвижной форме, в органической и форме, связанной с гидроксидами Fe и Mn аналогично распределению валовых концентраций этих металлов (Рис. 8.2). Наибольшее накопление V и Ni в этих формах приходится на слой 5-10 см, где как раз и были зафиксированы экстремально высокие уровни загрязнения от деятельности ТЭЦ относительно валовых концентраций (Рис. 4.10). Отмечается, что именно органическое вещество в существенной мере контролирует накопление V и Ni, поступающих в озеро в результате техногенного влияния. Кроме того, аномалии валовых концентраций Cu, Zn, Tl, Mo также коррелируются с распределением в колонке отложений озера Ламба подвижных и органик-

форм этих металлов, что может дополнительно свидетельствовать о техногенной природе исследованных аномалий в осадках изученного водоема [Слуковский, 2020].

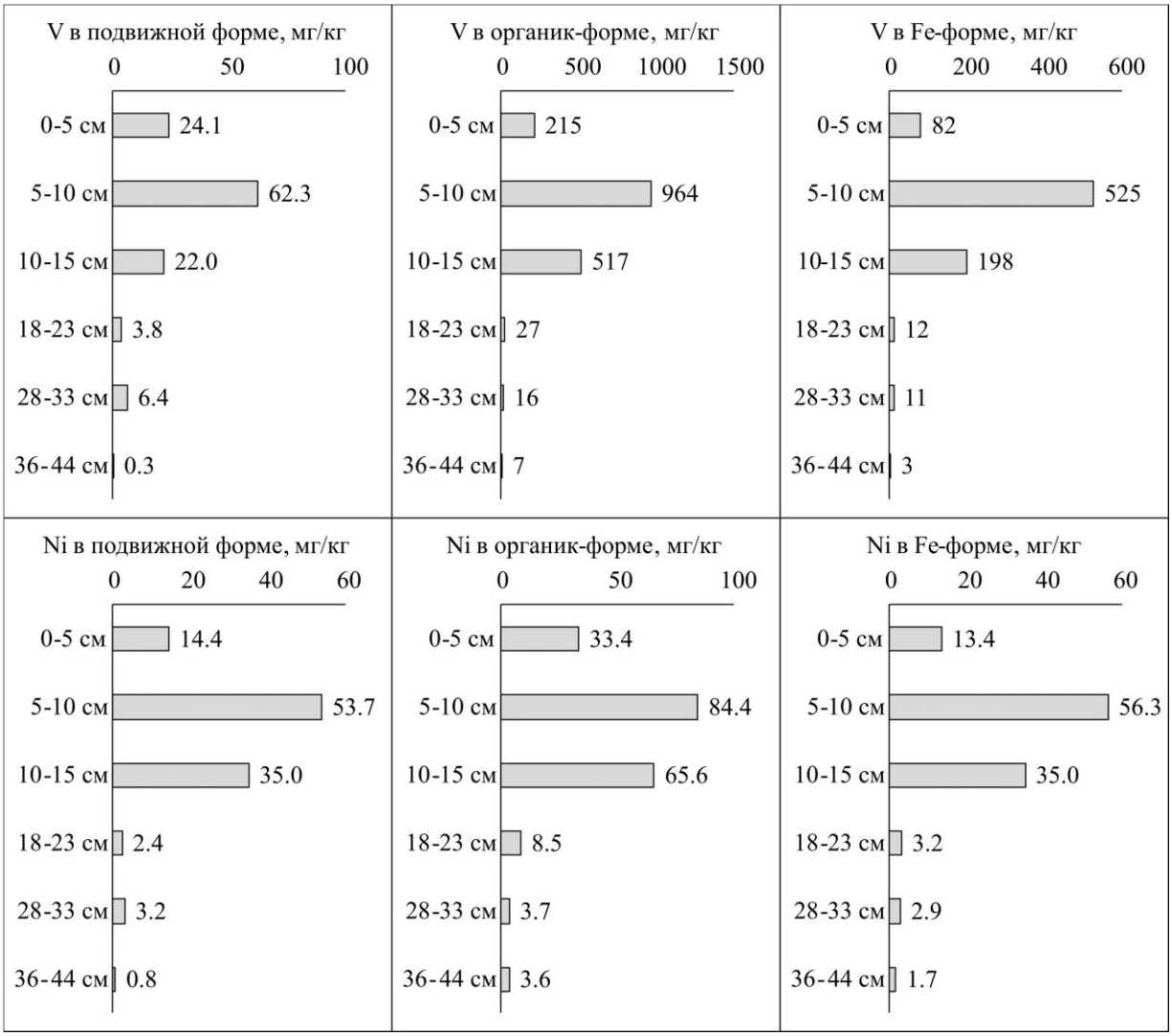


Рисунок 8.2 – Вертикальное распределение концентраций V и Ni в разных формах нахождения в колонке отложений озера Ламба (Петрозаводск) [Слуковский, 2020]

В целом отмечается, что для обоих озер города Петрозаводска характерна корреляция валовых концентраций Pb и других металлов, поступающих в водоемы от автомобильного транспорта и выбросов промышленных предприятий, с концентрациями в подвижных формах, формах, связанных с органическим веществом и гидроксидами железа (Рис. 8.3, верхний ряд) [Слуковский, 2020]. В колонке отложений озера Ламба Pb во всех перечисленных формах более всего накоплен в слоях от 18 до 33 см, что аналогично распределению этого металла в общем виде (Рис. 4.10). В современных осадках оз. Четырехверстное Pb иная ситуация: подобно

распределению валового Pb (Рис. 4.13) распределены концентрации этого металла в различных формах нахождения. Максимум аккумуляции приходится на глубину 5-9 см (Рис. 8.3, нижний ряд). Аналогичным образом в исследованных колонках отложений городских озер ведут себя и другие металлы – Cd, Sb, Bi, Tl [Слуковский, 2020].

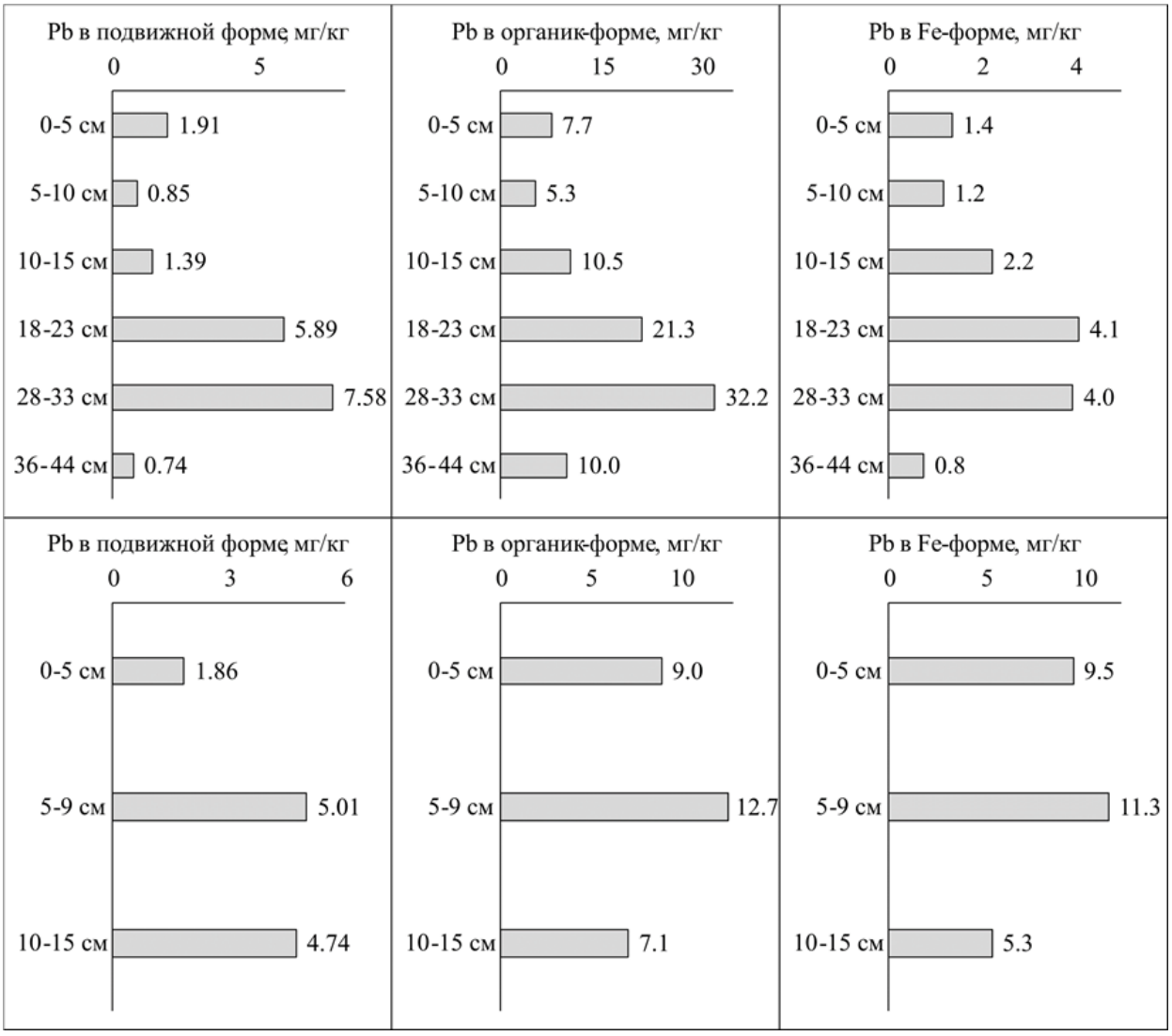


Рисунок 8.3 – Вертикальное распределение концентраций Pb в разных формах нахождения в колонках донных отложений озера Ламба (верхний ряд) и озера Четырехверстное (нижний ряд) [Слуковский, 2020]

В озерах фоновых районов Карелии, где проводились исследования форм нахождения микроэлементов в современных отложениях [Slukovskii et al., 2020; Slukovskii, Shelekhova, 2023], также отмечается доминирующая роль минеральной фазы в аккумуляции элементов, включая тяжелые металлы. В частности, анализ форм тяжелых металлов в отложениях озера Райватталанлампи, расположенного на юго-востоке Республики Карелии,

показывает, что в отложениях водоема почти все металлы находятся в основном в минеральной фазе, что особенно характерно для Sn (до 99% от общего содержания), Bi (89-97%) и Tl (81-89%) [Slukovskii et al., 2020]. Также значимыми для отложений озера являются формы, связанные с органическим веществом и гидроксидами Fe-Mn (Рис. 8.4). Отчасти, малая доля роли органики тут связана с тем, что общее ее содержание в отложениях озера Райватталанлампи не превышает 26% [Минерально-сырьевая…, 2006]. Наиболее прочно связанными с органическим веществом в отложениях озера Райватталанлампи являются Cu (30-54%) и Zn (13-24%), в то время как Cd, Sb и Pb связаны менее прочно, а Sn, Tl и Bi связаны слабо [Slukovskii et al., 2020]. В другом озере этого района (Лиункунлампи), где общее содержание органики достигает 88% [Минерально-сырьевая…, 2006] именно эта форма является доминирующей. Это особенно выражено в накоплении в осадках Cu (55–95% от общего содержания), Zn (до 61%), Cd (до 30%), Sn (до 48%), Sb (до 97%) и Bi (до 68%). Значительное количество Sn и Tl и некоторых других металлов удерживается в минеральной фазе, хотя в основном в самом верхнем слое осадка (0-5 см) [Slukovskii et al., 2020]. Схожие тенденции наблюдались в озере Окуньозеро, где также отмечается большое общее количество органического вещества в донных отложениях. Наиболее значительную связь с органикой в отложениях озера Окуньозеро имеют Cu, Sb, Bi, Ni, Zn и Mo. Таким образом, и на примере фоновых озер мы можем наблюдать тенденцию к увеличению доли концентраций металлов, связанных с органическим веществом, при увеличении общего содержания органического вещества в слоях озерных отложений.

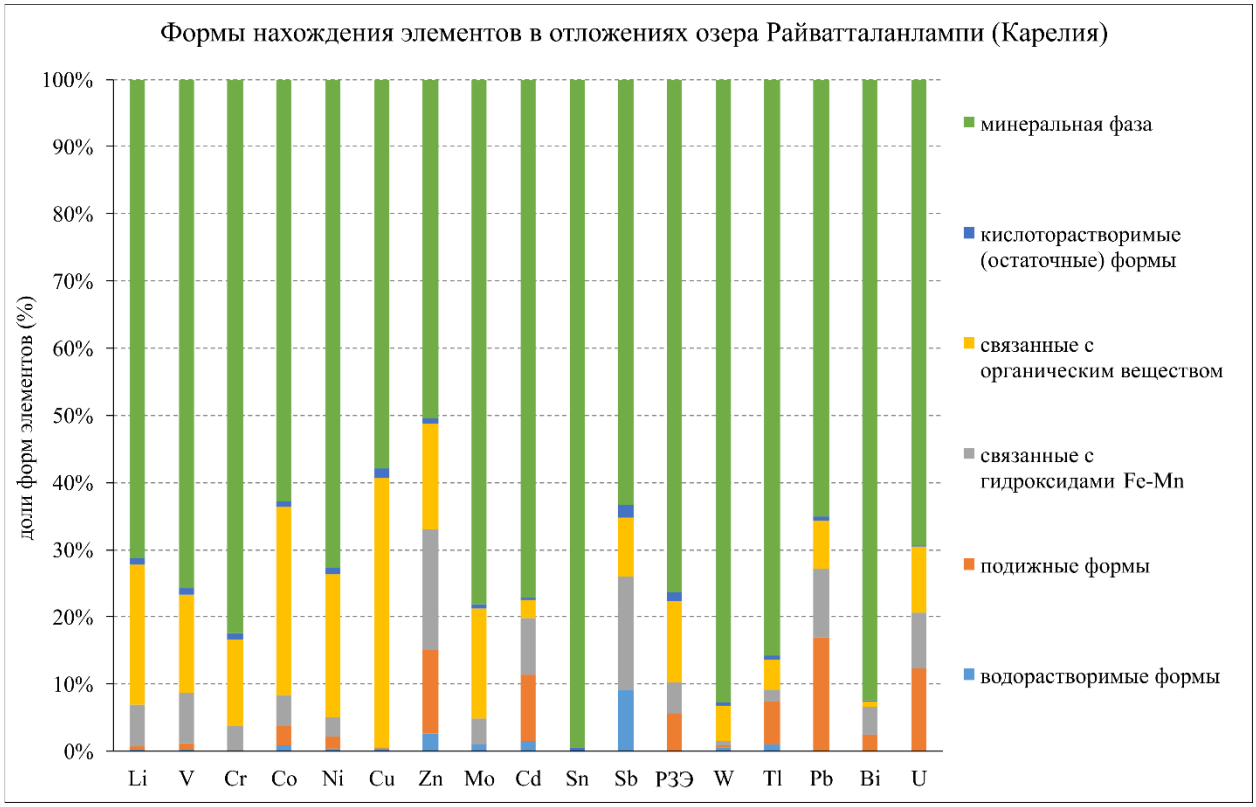


Рисунок 8.4 – Усредненные доли различных форм элементов из донных отложений озера Райватталанлампи (юго-западная часть Карелии)

В отложениях фоновых озер Карелии, где были оценены формы элементов, также отмечаются еще две другие тенденции, которые «роднят» их с городскими водоемами: во-первых, динамика концентраций ряда тяжелых металлов в разных формах нахождения в вертикальном срезе осадков схожа с динамикой валового накопления этих же элементов, а во-вторых, в озерах фоновых районов обнаружена большая доля подвижных форм Zn, Cd, Tl и Pb. В частности, значительные уровни Zn (до 26%), Cd (до 36%), Tl (до 22%) и Pb (до 49%) отмечаются в современных отложениях озера Лиункулампи. А в осадках озера Окуньозеро Pb, Zn и Cd находятся в доступной форме – от 13 до 24% от общего содержания металлов в осадках [Slukovskii, Shelekhova, 2023].

Наблюдаемые закономерности, как в городских, так и фоновых озерах Карелии, согласуются с результатами других исследований осадков пресноводных озер [Belzile et. al. 1997; Förstner et al., 2004; Li et al., 2001; López et al., 2010; Опекунов и др., 2012]. В этих и других работах подчеркивается ключевая роль органического вещества в накоплении тяжелых металлов в водных средах, подверженных антропогенному воздействию. Известно также о существенной роли гидроксидов Fe, которые обычно тесно связывают Pb, Zn и ряд других элементов [Li et al., 2001; Долотов, Гапеева, 2009; Янин, 2013]. Высокая подвижность Cd в отложениях водных объектов, подвергшихся

антропогенной нагрузке, также известна из многочисленных публикаций [Петрова, 2006; Опекунов и др., 2012; Янин 2011, 2013; Опекунов и др., 2024], хотя в осадках петрозаводских озер эта форма все-таки не является ведущий ни для одного элемента, в том числе для Cd (Рис. 8.1).

Существенную роль органическое вещество также играет в закреплении тяжелых металлов и других микроэлементов в отложениях озер еще одного крупного урбанизированного района, исследованного в данной работе (города Мурманска) (Рис. 8.5). Лучше всего с органикой, судя по графикам, связываются Zn, V, Sb, U и Cu. Это также хорошо иллюстрируется высокими коэффициентами корреляции между общим содержанием органики в озерах Мурманска и названными элементами (R=0.51-0.98) [Гузева, 2024]. При этом, важно заметить, что в озерах города Мурманска органическое вещество связывает не только антропогенные загрязнители, но и литофильные элементы, в частности U. В последнем случае, это происходит преимущественно из-за отложений озера Северного, в котором, как отмечалось выше, выявлены аномально высокие концентрации этого элемента (Рис. 4.61) [Слуковский и др., 2020]. Установлено, что значительное количество U в отложениях озера Северного связано с органическим веществом современных осадков – от 30 до 50% (Рис. 8.6). Из источников известно, что в закреплении и аккумуляции U в природных средах, включая органоминеральные образования, велика роль органического вещества, а именно гумусовых кислот (гуминовых и фульвокислот) [Li et al., 1980; Chappaz et al., 2010; Водяницкий и др., 2019].

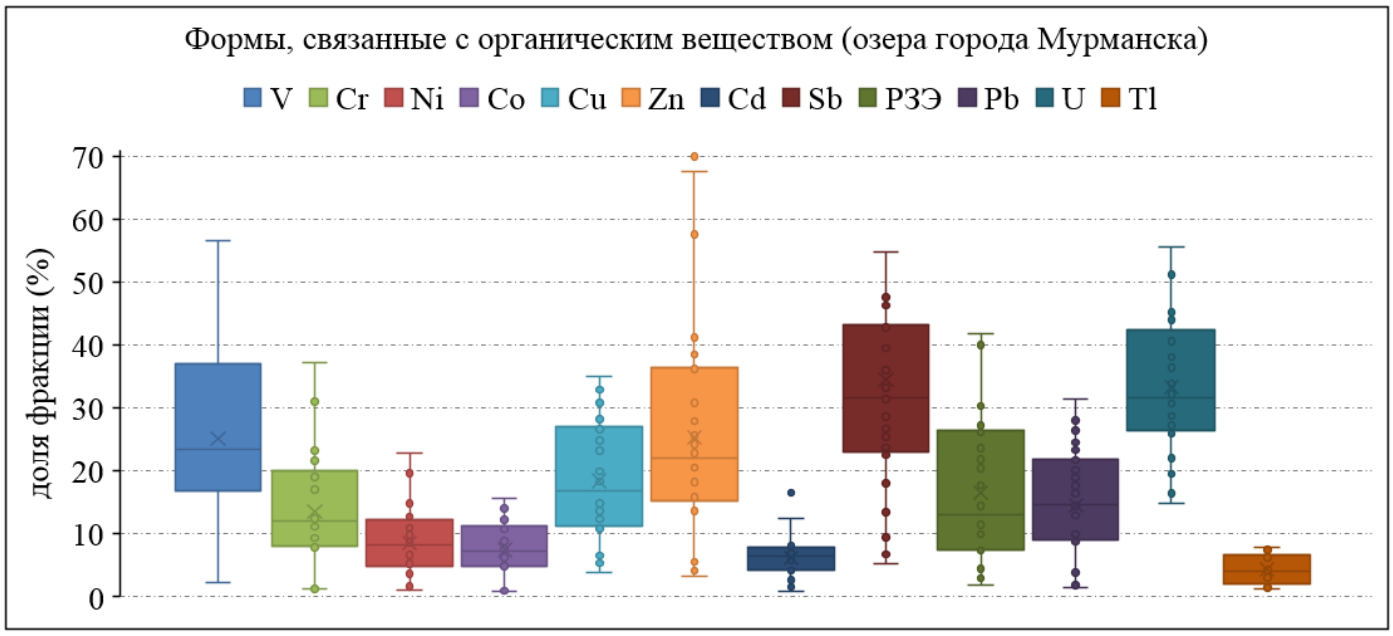


Рисунок 8.5 – Диапазон долей концентраций элементов из отложений озер города Мурманска, связанных с органическим веществом осадков

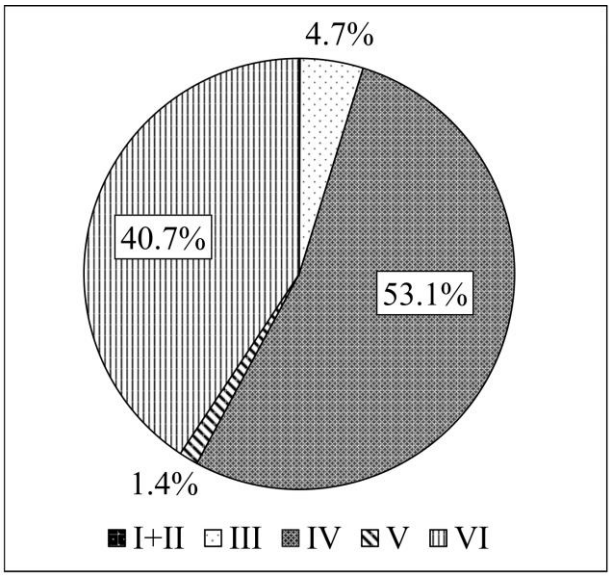


Рисунок 8.6 – Соотношение потенциальных форм нахождения U в слое 0-5 см отложений озера Северного. Примечание: I+II – водорастворимые и потенциально доступные формы, III – специфически сорбированные формы, IV – труднорастворимые (минеральные) фазы, VI – формы, связанные с органическим веществом, V – формы, связанные с оксидами и гидроксидами Fe и Mn [Слуковский и др., 2020]

Однако доминирующую роль для закрепления всех элементов в отложениях исследованных озер города Мурманска играет минеральная фаза (Рис. 8.7). Сильнее всего с этой формой связывания элементов соотносятся Cr, Th, Tl и Sn, слабее всего – Zn, Sb, U и Pb. В этом отношении отложения озер Мурманска и Петрозаводска имеют явное сходство. Учитывая, что минеральная фаза отложений может представлять собой, как устойчивые минералы, унаследованные от пород, подстилающих и окружающих котловину озера, так и стойкие техногенные соединения, эти общие для озер импактных зон урбанизированных территорий тренды по закреплению элементов во многом связаны с большим поступлением терригенного материала в воду и осадки водоемов (Рис. 4.7).

В то же время, в отложениях озер определенную роль играют подвижную форму (отчасти для тех же элементов, что и в озерах Карелии). В частности, наиболее подвижными элементами (суммарная доля водорастворимых и обменных фракций) в мурманских озерах (Семеновское, Окуневое и Северное) являются Co, Ni, Zn, Cd и Mn. По подвижности эти элементы располагаются следующим образом: Mn (5–23%) > Zn (2–23%) > Co (2–23%) > Cd (1–13%) > Ni (1–9%) [Guzeva et al., 2022].

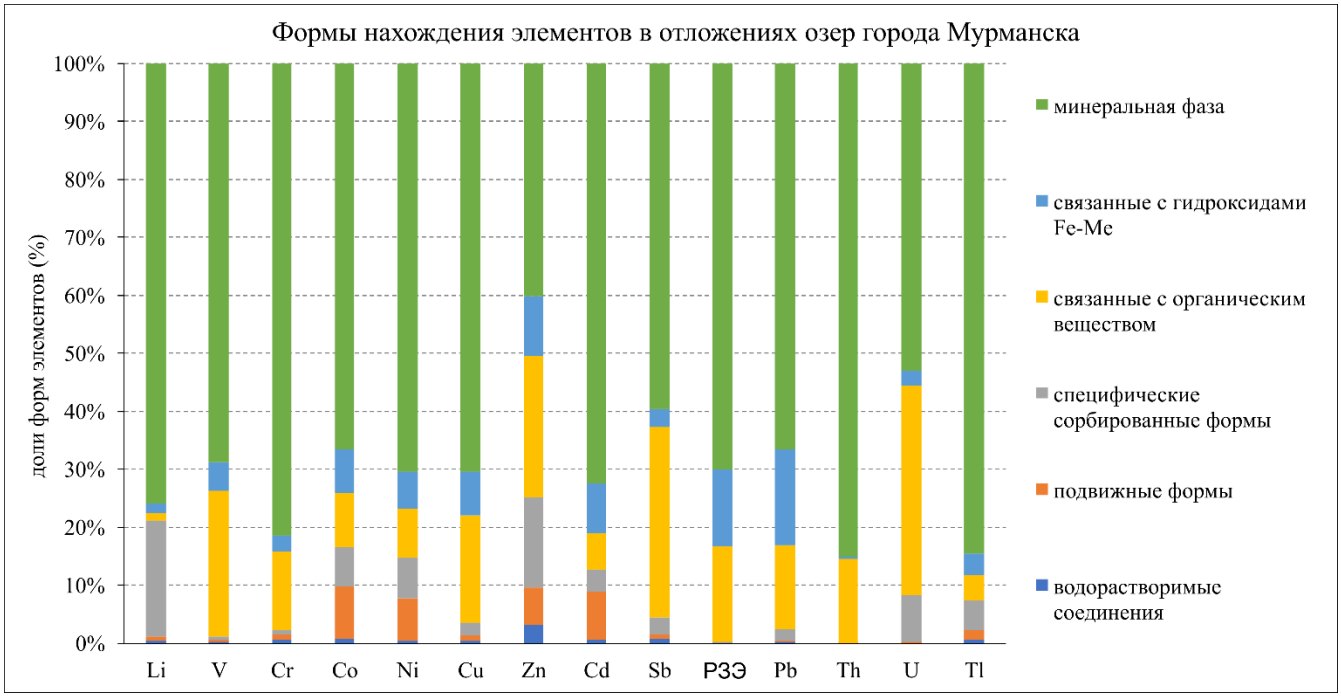


Рисунок 8.7 – Усредненные доли различных форм элементов из донных отложений озер города Мурманска

Следует отметить, что с органической фракцией в отложениях озер импактных зон урбанизированных районов Мурманской области, как и в отложениях озер города Петрозаводска, относительно хорошо связываются концентрации редкоземельных элементов (Рис. 8.7). Хотя доминирующей формой нахождения редкоземельных элементов все же является минеральная фаза. Например, анализ распределения химических элементов на примере отложений озера Семеновское показал, с минеральной формой связано 75-85% концентраций редкоземельных элементов от общего содержания РЗЭ в осадках [Slukovskii et al., 2022]. Но второй по значимости в этом водоеме формой нахождения РЗЭ является органическое вещество. Доля органики в процессе фиксации в осадках озера Семеновского варьирует от 7 до 11%. В других озерах Мурманска доля органик-форм в связывании редкоземельных элементов еще больше: до 42% в озере Окуневом, до 31% в озере Среднем и до 15% в озере Северном.

Схожие закономерности в распределении основных фракций редкоземельных и других элементов наблюдаются и в верхних (сильно загрязненных) слоях отложений озер города Мончегорска (Рис. 8.8). Для большинства элементов главной фазой-носителем является минеральная. Наиболее тесную связь с ней демонстрируют W, Cr, V, Ni и Sn. Последний из названных элементов сильно тяготеет к этой форме нахождения во всех исследованных озерах Северо-Запада России. Только для Sb в отложениях озер города Мончегорска доминирующей фазой является органическая.

Следует отметить, что Sb проявляет сильную органофильность и в отложениях озер города Мурманска (Рис. 8.7) [Guzeva et al., 2022]. Также хорошо связана с органикой в озерах Комсомольское и Нормальное Cu. [Слуковский и др., 2019]. Доля органик-форм этого металла варьирует от 20 до 38%. Также с органическими соединениями в отложениях озер импактной зоны города Мончегорска хорошо связываются литофильные элементы (Li и редкоземельные металлы), W и Bi. Отмечается, что взаимодействие металлов и органического вещества в природной среде – это «конкурентный процесс» [Дину, Шкинев, 2020; Гузева, 2024], чем можно объяснить то, что в разных озерах установлен неодинаковый набор элементов, для которых органик-форма – главная или вторая по значимости. Кроме того, даже породообразующие (главные литофильные) элементы могут связываться с органикой, поэтому наличие хороших связей с органикой у редкоземельных элементов и щелочных металлов – вполне допустимая геохимическая ситуация. Ранее в работе по исследованию отложений рек города Петрозаводска отмечалось, что с органикой связываются, как тяжелые металлы, как и щелочные (Li, Rb, Cs) [Слуковский, Светов, 2016]. Вообще на примере исследования пресноводных отложений Европы было показано, что все указанные носители основных загрязнителей водного объекта образуют целостную систему: тяжелые металлы сорбируются тонкими минеральными частичками, «обернутыми» органикой и гидратами оксидов Fe и Mn [Förstner, 1987; Слуковский, 2014].

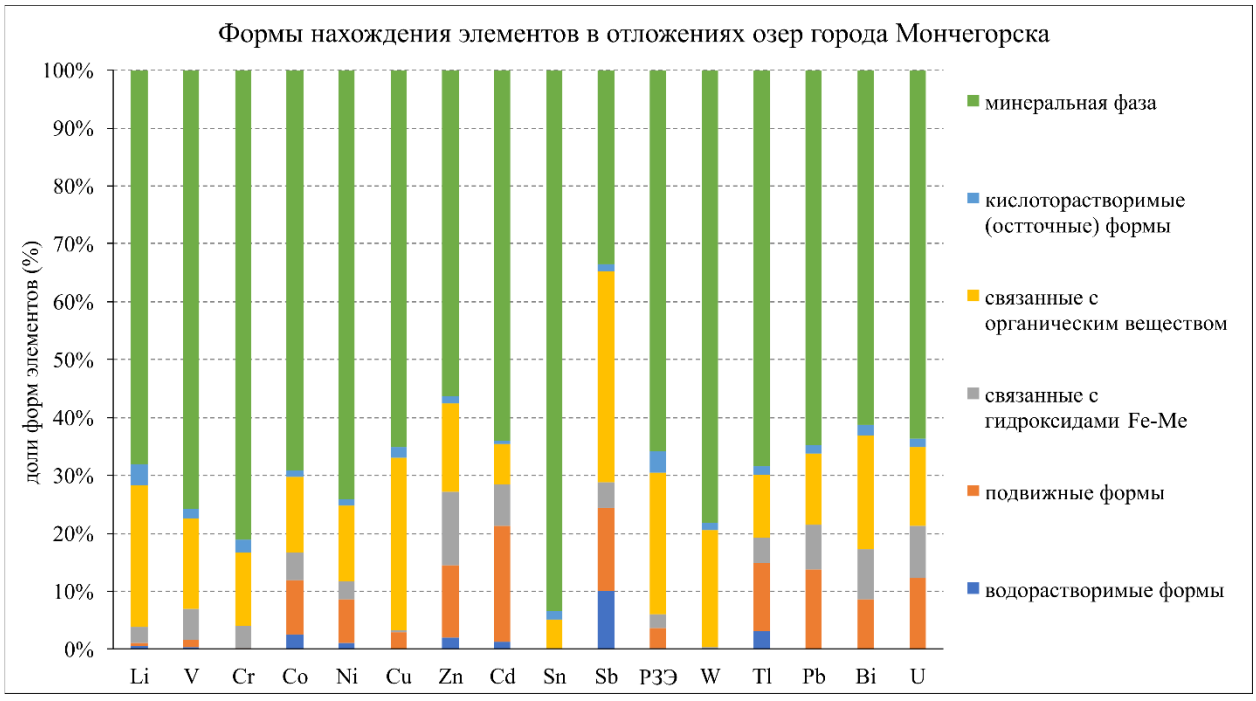


Рисунок 8.8 – Усредненные доли различных форм элементов из донных отложений озер города Мончегорска

Среди наиболее подвижных элементов в отложениях озер города Мончегорска выделяются Cd, Zn, Pb, Bi, U и Ni (Рис. 8.9). Примечательно, что указанные элементы проявляются в качестве наиболее подвижных и в других озерах урбанизированных территорий. Pb, Sb, Cd и U – наиболее подвижные элементы из отложений озера Большой Вудъявр (Рис. 8.10). Также в озерах фоновых районов Мурманской области (на примере озер полуострова Рыбачий) установлено, что наиболее подвижные металлы – это Cd (33–50% от веса всех форм), Zn (9–22%), Mn (3–16%), Ni (5–11%) и Pb (5–10%) [Slukovskii et al., 2024]. Но в целом фоновые озера Мурманской области сильно отличаются от аналогичных озер Карелии по доминирующим формам нахождения элементов: в первых органика играет крайне слабую роль, что связано с более низким ее содержанием в целом. Органика также играет небольшую роль в закреплении элементов в отложениях озера Большой Вудъявр, что преимущественно связано с тем, что среднее содержание ее в отложениях этого водоема не превышает 20%, что характерно для горных озер [Слуковский и др., 2020].

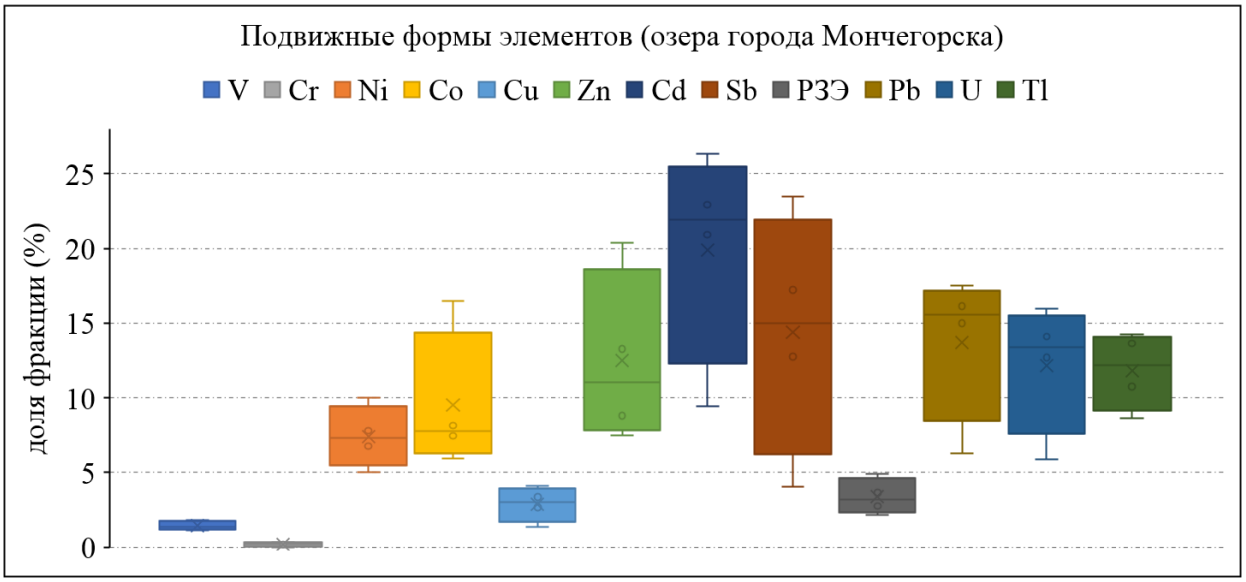


Рисунок 8.9 – Диапазон долей концентраций элементов из отложений озер города Мончегорска, находящихся в подвижной форме

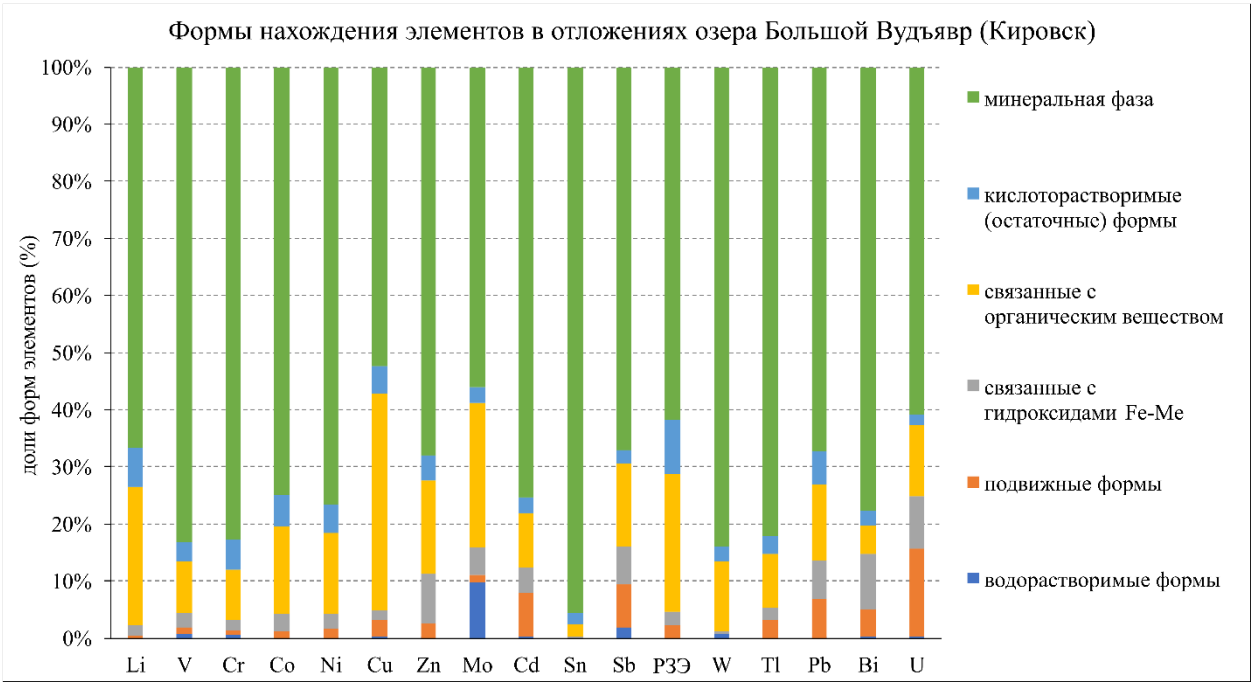


Рисунок 8.10 – Усредненные доли различных форм элементов из донных отложений озера Большой Вудъявр (Кировск)

Возвращаясь к Мончегорску, важно еще отметить, что на примере Ni (одного из двух главных элементов-загрязниелей окружающей среды района) можно проиллюстрировать схожую для всех озер урбанизированных территорий Северо-Запада России тенденцию, по которой концентрации элементов-загрязнителей в разных формах повторяют динамику их накопления в валовой форме (Рис. 8.11 и Рис. 4.31). Наибольшие концентрации Ni и других тяжелых металлов (во всех формах) отмечаются в слое до 5 см. Такие же тенденции отмечены еще в отложениях озер Мурманска и Кировска (озеро Большой Вудъявр). При этом на рисунке 8.11 видно, насколько сильно органическое вещество доминирует над остальными формами, за исключением минеральной. В отложениях озера Большой Вудъявр (Рис. 8.10) Ni также связан с органикой, но в гораздо большей степени с ней связаны Cu, Mo и редкоземельные элементы. В первом случае, это объясняется органофильностью Cu в принципе. Почти во всех озерных отложениях, исследованной в этой работе, Cu ведет себя схожим образом. Mo и редкоземельные элементы же «выиграли» конкуренцию у других элементов, включая тяжелые металлы, за счет аномальных концентраций Mo и редкоземельных элементов в осадках изучаемого водоема [Dauvalter et al., 2022].

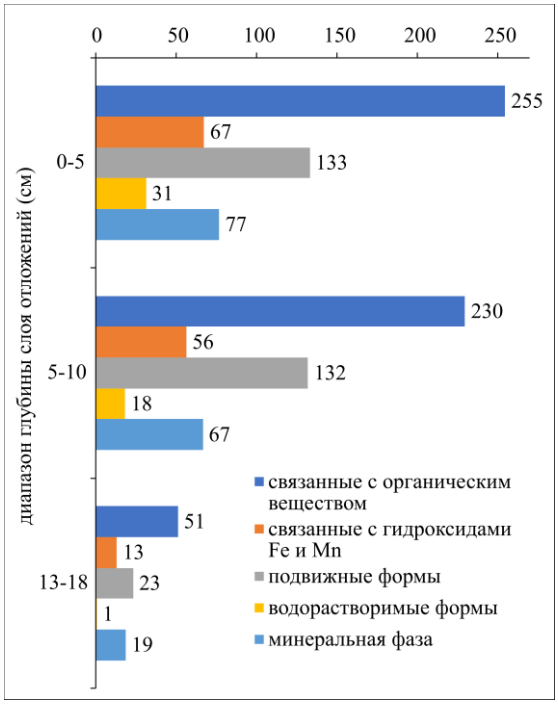


Рисунок 8.11 – Вертикальное распределение концентраций Ni в разных формах нахождения в колонке отложений озера Комсомольского (Мончегорск)

8.2. Оценка биодоступности тяжелых металлов из отложений озер урбанизированных территорий

Отмечавшая выше подвижность (биодоступность) отдельных элементов в отложениях озер урбанизированных территорий Северо-Запада России в общем виде представлена на графиках ниже (Рис. 8.12). В озерах города Петрозаводска (Ламбе и Четырехверстном) коэффициенты биодоступности выше 10 установлена для Ni, Cd, U и Zn в верхних слоях (до 10 см) отложений озера Ламба и для U и Cd в аналогичных слоях осадков озера Четырехверстного. Кроме этого, относительно высокий уровень подвижности ($K_{подв.}$ от 5 до 10) отмечается для Co (озеро Ламба) и Pb (озеро Четырехверстное). Важно отметить, что подвижность (биодоступность) элементов в современных отложениях озер города Петрозаводска отчасти хорошо соотносится с общим аномальным уровнем накопления некоторых элементов в изучаемых пресноводных осадках (Рис. 4.9). В частности, это относится к U: вышекларковые концентрации этого элемента в отложениях озера Четырехверстного [Slukovskii, 2023], вероятно, связаны с подвижностью этого элемента [Cumberland et al., 2016]. Тоже самое относится к элементам, связанным антропогенным загрязнением окружающей среды города Петрозаводска – Ni, Cd, Zn, Co. Во всех случаях самые верхние слои

отложений исследованных озер имеют вышекларковые и вышефоновоые концентрации указанных металлов.

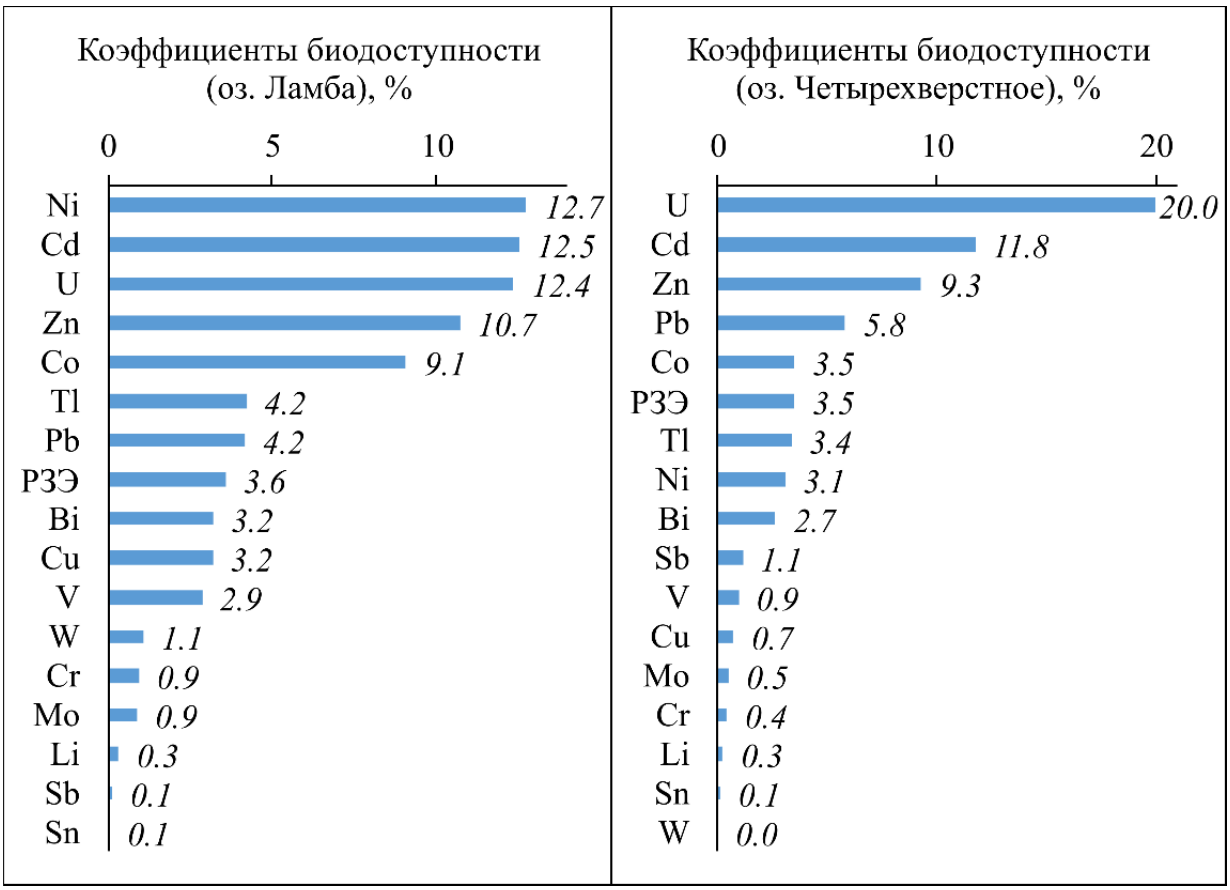


Рисунок 8.12 – Уровень биодоступности (в %) элементов из верхних (0-10 см) отложений озер города Петрозаводска

С другой стороны, в органах и тканях рыб (окуня и плотвы) озер города Петрозаводска наиболее активно накапливаются Zn и V, а также (в меньшей степени) Cu, Cr, Pb и редкоземельные металлы [Слуковский и др., 2016; Новицкий и др., 2018] (Рис. 8.13). Отчасти это связано с тем, что некоторые из тяжелых металлов являются эссенциальными элементами, а также с тем, что все указанные металлы хорошо связываются с органическим веществом отложений (Рис. 8.1), через которое элементы также могут поступать в рацион рыб загрязненных озер. Также по рисунку 8.13 можно отметить, что в печени плотвы накапливается больше элементов по сравнению с печенью окуня. Несмотря на то, что печень в принципе является органом-аккумулятором различных элементов [Szarek-Gwiazda, Amirowicz, 2006; Ляврин и др., 2014], важным фактором является характер пищевого поведения разных видов рыб – окунь питается бентосом, а также другими рыбами, в том числе своего вида (то есть может быть хищником), а плотва – исключительно бентосом. Следовательно в организме рыб-бентофагов оказывается больше

загрязняющих веществ по сравнению с рыбами, проявляющими хищническое поведение, из-за их тесного контакта с загрязненными слоями отложений, в которых обитает бентос, очевидно также накапливающий загрязняющие вещества [Попченко, Попченко, 1999]. В схожих работах также отмечаются подобные тенденции в накоплении загрязнителей в органах рыб с разным пищевым поведением [Evtushenko, Danilko, 1998; Chałabis-Mazurek et al., 2021].

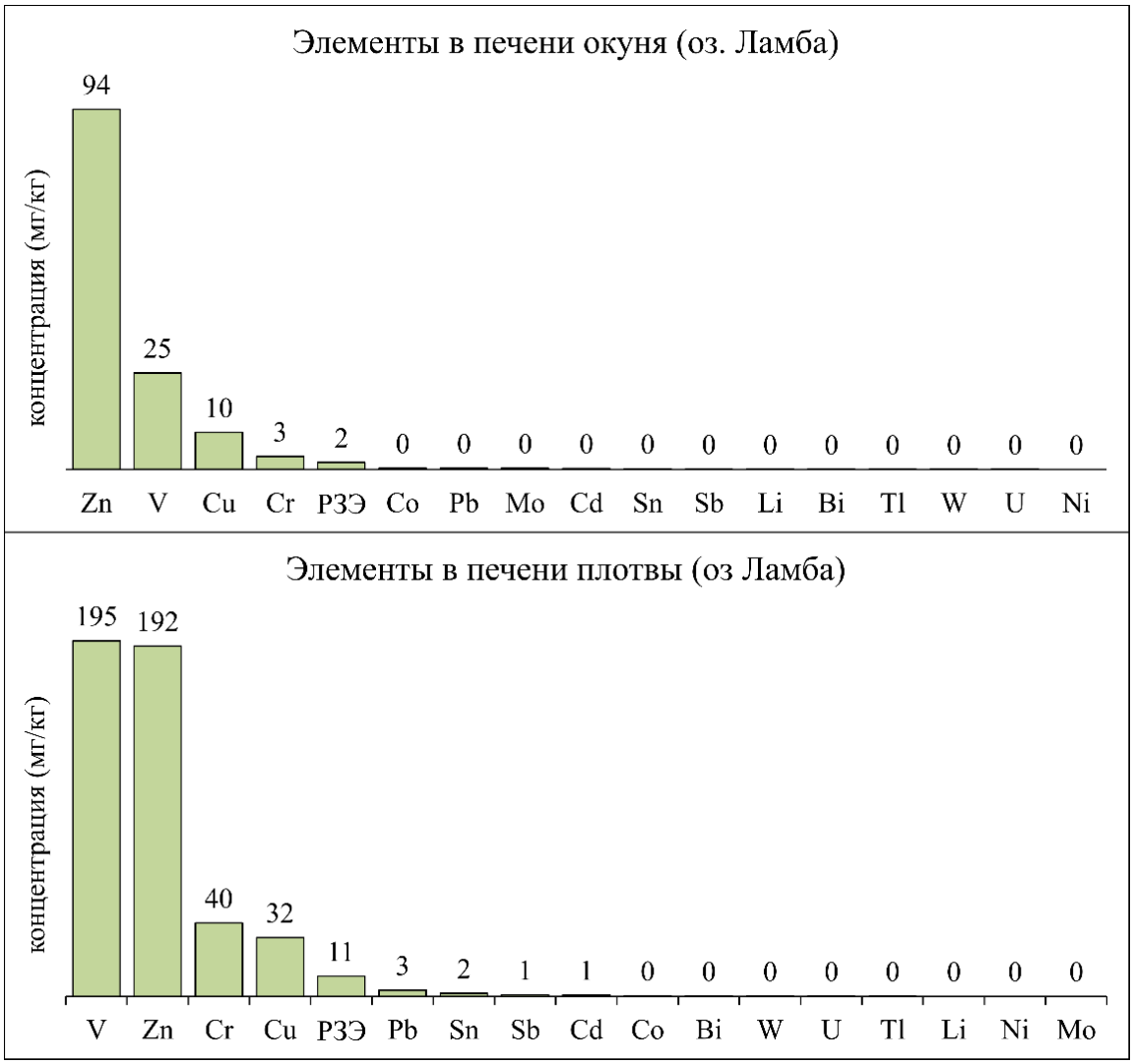


Рисунок 8.13 – Концентрации разных элементов в печени речного окуня и плотвы из озера Ламба (Петрозаводск)

Следует отметить, что почти по всем органам (печень, мышцы, кости) изученных рыб озера Ламба максимальное накопление отмечено для Zn, исключение – мышцы и печень плотвы, где наибольшая аккумуляция отмечена для V, который является специфическим загрязнителем озера Ламба из-за выбросов ТЭЦ [Слуковский и др., 2016], о чем уже много раз сообщалось в предыдущих главах. Накопление Zn связано с его высокой биологической

ролью в жизнедеятельности многих живых организмов. Максимальное накопление этого металла приходится на кости окуня и плотвы озера Ламба, меньшее – на печень, минимальное – на мышцы, что соответствует литературным данным [Даувальтер, 2012; Попов и др., 2015]. Никель в окунях озера Ламба наиболее активно накапливается в костях, в плотве – в печени, Cd, наоборот, в плотве – в костях, а в окунях – в печени. Последний факт может быть связан с тем, что Cd поступает в организм рыбы через кальциевые каналы, вытесняя Ca из белков переносчиков [Голованова, 2008]. Близкие закономерности накопления элементов, включая тяжелые металлы отмечаются и для окуня озера Четырехверстного [Новицкий и др., 2018]. Исключение – меньшая роль V, учитывая, что ТЭЦ находится в ~11 км от данного водоема и, как следствие, более значительная роль Zn в накоплении во всех исследованных органах рыб.

В отложениях озер города Мурманска наибольшей подвижностью (биодоступностью) характеризуются Co (практически во всех озерах), Zn, Cd, Ni, для которых коэффициенты биодоступности варьируют от 0.3 до 17 % (Рис. 8.14). Данные по этим озерам другой импактной зоны урбанизированной территории говорят, что в этом процессе есть, как общие закономерности, так и индивидуальные особенности. Кобальт редко проявляется, как подвижный элемент-загрязнитель, хотя аналогичные случаи зафиксированы в научной литературе [Kouassi et al., 2019]. Остальные элементы (Zn, Cd, Ni) имеют относительно большие коэффициенты подвижности и в озерах города Петрозаводска, и в других озерах урбанизированных территорий Мурманской области (Рис. 8.16). Слабоподвижными элементами являются тут V, U, Th, Cr, Pb и редкоземельные металлы, что, в определенной степени, отличает отложения озер города Мурманска от осадков озер города Петрозаводска. Например, по подвижности U. Однако этот элемент может проявляться по-разному в гипергенезе и в данном случае U более тяготеет к органическому веществу, как второй фазе-носителе в отложениях озер города Мурманска, даже озера Северного, где установлены аномальные концентрации этого металла (Рис. 4.61).

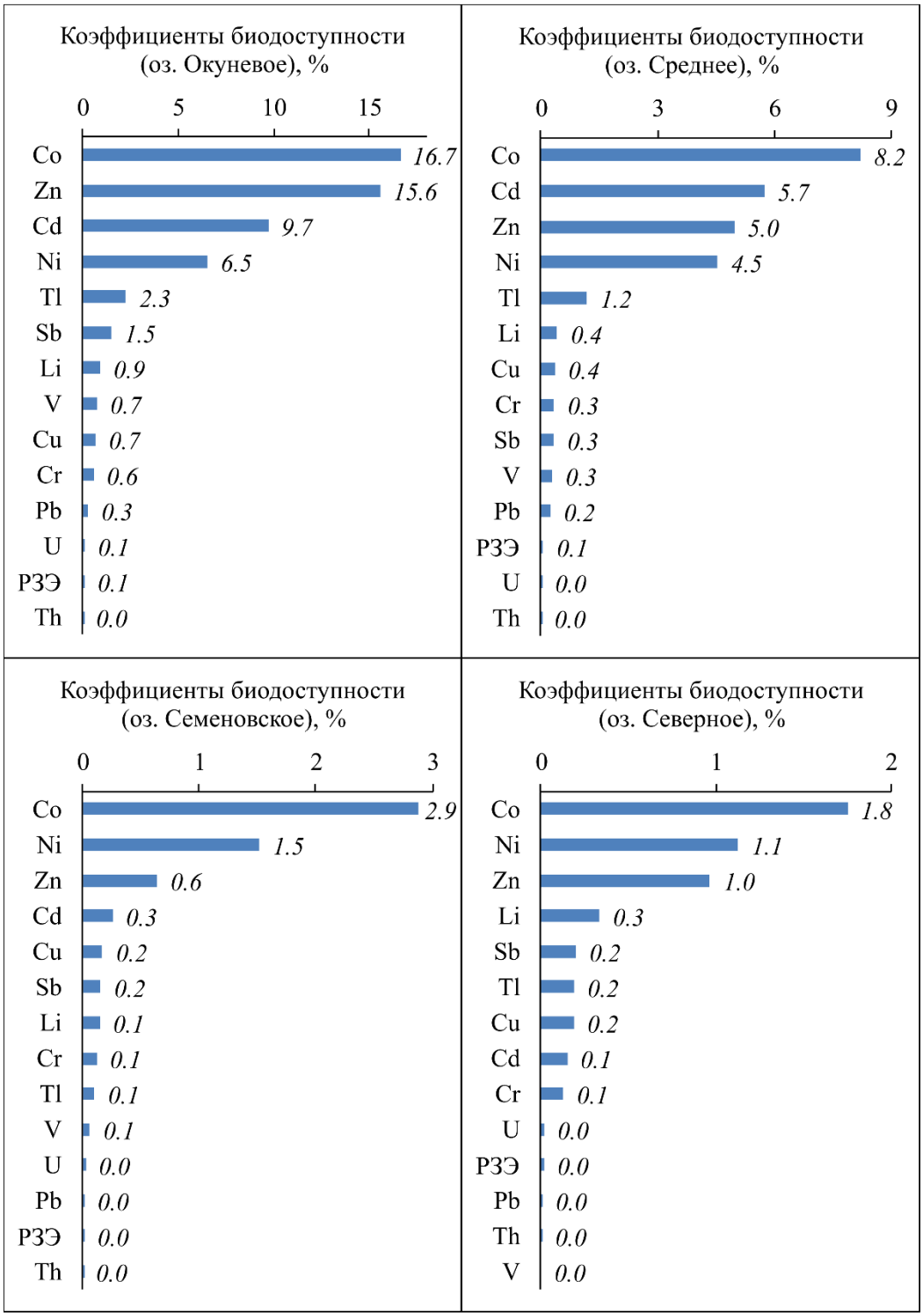


Рисунок 8.14 – Уровень биодоступности (в %) элементов из верхних (0-10 см) отложений озер города Мурманска

Анализ химического состава органов и тканей рыб озер города Мурманска показал, что основными органами-мишенями, где интенсивнее всего накапливаются химические элементы, являются печень, почки, жабры (здесь перечень элементов был шире) [Слуковский и др., 2023]. Менее интенсивно элементы, включая тяжелые металлы, аккумулируются в мышцах

и костях исследованных рыб. Самые большие концентрации практически во всех органах-мишени установлены для Zn (Рис. 8.15), что является обычным явлением для пресноводных водоемов. Также, по аналогии с озером Ламба, расположенным вблизи бывшей мазутной ТЭЦ, в рыбах озер города Мурманска интенсивно накапливается V, хотя этот элемент не является подвижным с точки зрения геохимических расчетов. Вероятно, он попадает в рыбу через органическое вещество, а также через бентос. Было установлено, что в химическом составе бентосных организмов озер города Мурманска концентрации V варьируют от 0 до 20 мг/кг, что соответствует уровню накопления этого металла в некоторых органах рыб исследованных озер [Слуковский и др., 2023]. Также в живых организмах из озер города Мурманска относительно хорошо накапливаются Cu, Cr, Ni, редкоземельные элементы, в меньшей степени, за некоторым исключением, U, Bi, Sb, W. Например, в бентосе из озера Северного концентрация U достигает 17 мг/кг, что выше фонового уровня для донных отложений озер региона. Таким образом, в миграционные пути распространения элементов через биоту попадают, как элементы-загрязнители, связанные с антропогенным фактором, так и литофильные элементы, чей генезис определен особенностями геологии района исследования.

Интересно, что U демонстрирует высокий уровень подвижности в отложениях озер Комсомольское и Большой Вудъявр, где его валовые концентрации сильно различаются (Рис. 8.16). Таким образом, этот элемент может по-разному геохимически проявляться в отложениях изученных озер, что, вероятно, связано с формой его нахождения в воде в процессе миграции из породы в водоем. Неизвестна также судьба U в озере Большой Вудъявр в дальнейшей миграции его – к живым организмам. Ранее было показано, что другие элементы (например, Sr, Zn, Co, Hg, Cu, Ni, Cd, Pb) могут хорошо накапливаться в сестоне, зоопланктоне и органах и тканях рыб, населяющих водоем [Павлова и др., 2019].

Важно в конце отметить, что Cd, Zn, отчасти Pb относительно единообразно ведут себя с точки зрения подвижности и потенциальной биодоступности в осадках озер, как Карелии, так и Мурманской области. Различия и схожести в поведении элементов необходимо в дальнейшем использовать при экологической оценке состояния водных объектов и рисков для них, связанных с поступлением в воду и донные отложения химических элементов, включая тяжелые металлы.

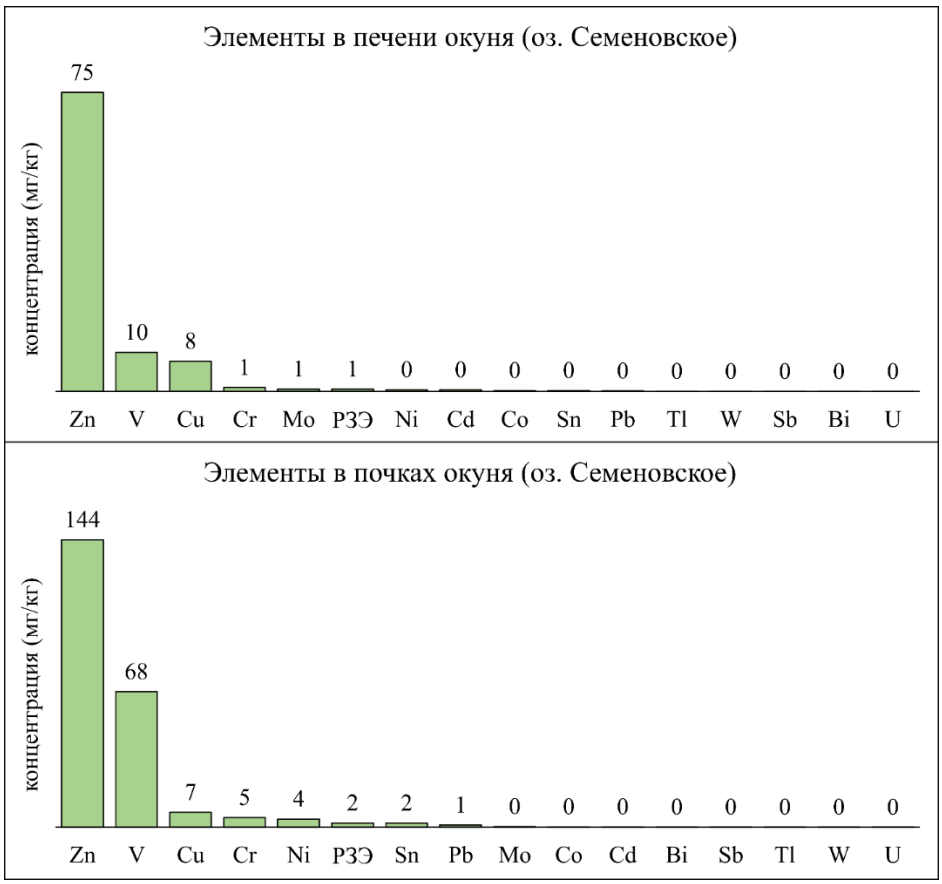


Рисунок 8.15 – Концентрации разных элементов в печени и почках речного окуня из озера Семеновского (Мурманск)

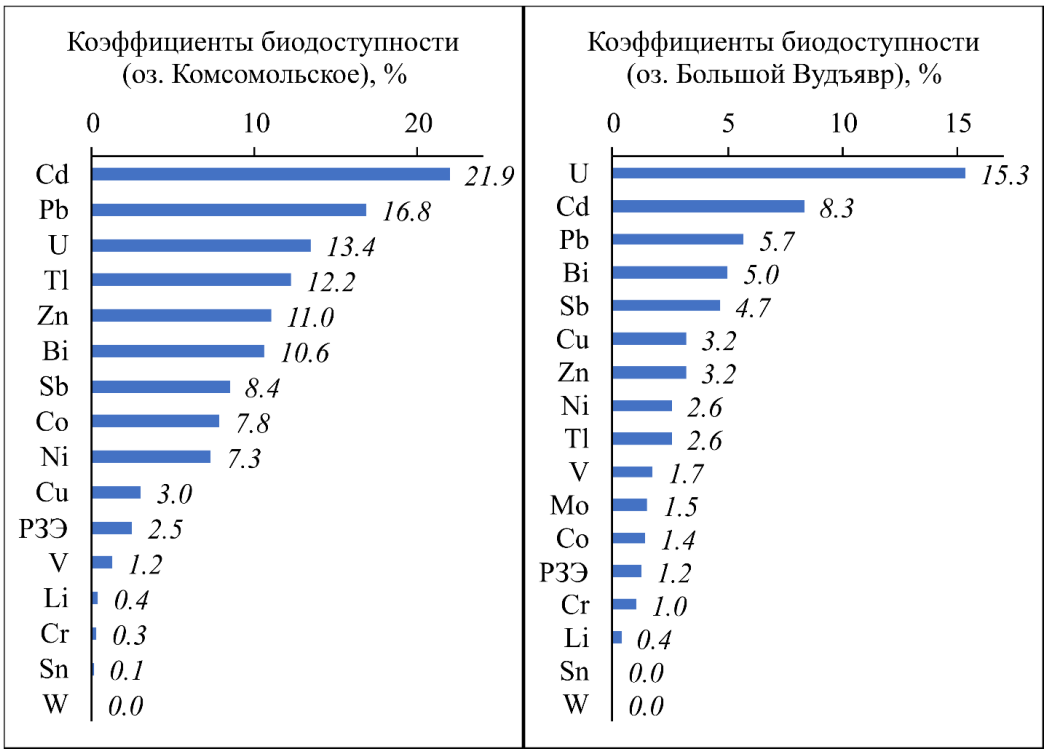


Рисунок 8.16 – Уровень биодоступности (в %) элементов из верхних (0-10 см) отложений озер Комсомольского и Большой Вудъявр (Мурманская область)

8.3. Техногенные минеральные частицы в донных отложениях как индикатор промышленного влияния на водоем

В разделах выше было показано, что минеральная фаза (форма) является доминирующей для большинства микроэлементов, включая тяжелые металлы, в донных отложениях озер урбанизированных территорий. Отмечается, что элементы могут быть частью матрицы первичных минералов из материнских пород, подвергшихся выветриванию и попавших затем в озера, могут быть связаны со вторичными (например, глинистыми) минералами или глинистыми частицами (во втором случае речь только о размере), которые хорошо сорбируют тяжелые металлы, а также могут входить в состав техногенных минералов (минеральных частиц), образовавшихся в процессе техногенеза.

Согласно [Gregurek et al., 1998; Gregurek et al., 1999], где был исследована минералогия и химический состав минеральных частиц в снеговом покрове района вблизи выбросов Кольской ГМК (Мурманская область), техногенные частицы (Рис. 8.17), попавшие в снег в результате аэротехногенного загрязнения района г. Мончегорска, представлены преимущественно продуктами различных металлургических процессов, таких как дробление, обжиг и плавление [Слуковский, Даувальтер, 2019]. Довольно часто эти частицы являются пылями (брызгами), образующимися в результате переработки медного, никелевого или медно-никелевого сырья: обжиговые пыли, пыли анодной плавки, конвертерные пыли, пыли трубчатых печей. Например, содержание Ni в пылях никелевой анодной плавки рафинировочного цеха варьирует от 49 до 54%, а Cu – от 5.3 до 6.7%. В пылях отражательной плавки медного производства Кольской ГМК превалирует Cu и ее содержание колеблется от 44 до 52%, а содержание Ni не превышает 3% [Касиков, Арешина, 2019]. Кроме того, эти пыли могут содержать примеси Pb, Zn, Ag, As и Se.

Размер частиц, которые были обнаружены в снеговых выпадениях вблизи Мончегорска и птг Никель варьирует от первых микрометров до ~170 мкм [Gregurek et al., 1998; Gregurek et al., 1999]. Техногенные частицы, найденные в современных отложениях озер вблизи указанных населенных пунктов [Слуковский, Даувальтер, 2019; Слуковский и др., 2019; Slukovskii et al., 2020; Zubova et al., 2020], также имеют размеры от первых микрометров до ~200 мкм, что вполне входит в указанный диапазон размера техногенных частиц в снеговом покрове зимы 1995-1996 гг. [Gregurek et al., 1998; Gregurek et al., 1999].

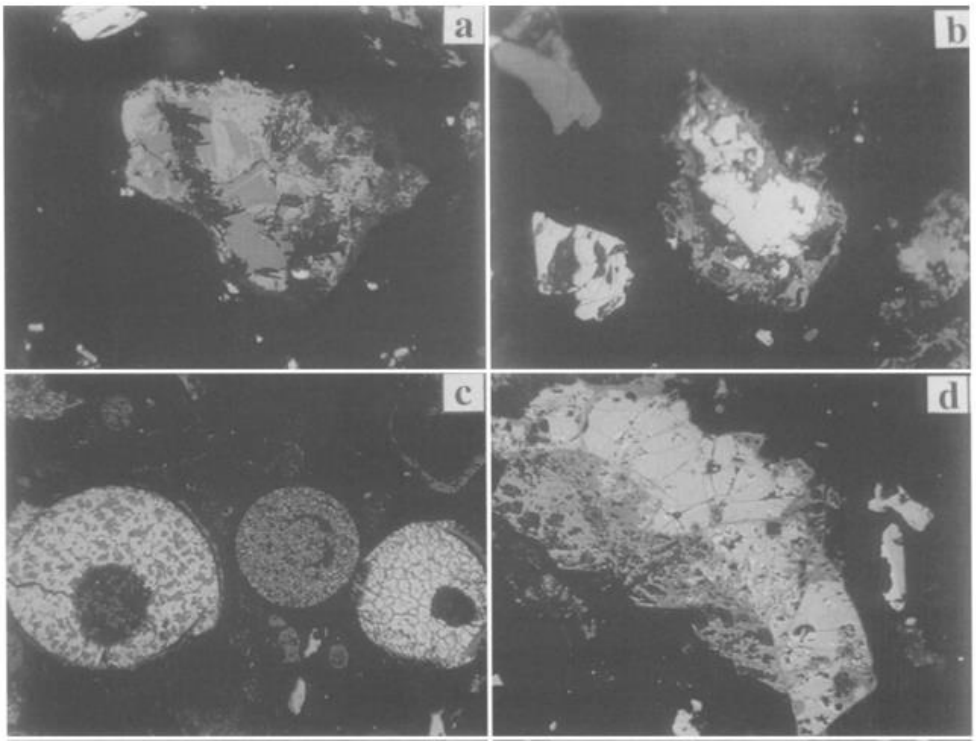


Рисунок 8.17 – Микрофотографии техногенных фаз в полированных шлифах остатков снежных фильтров из Заполярного, Никеля и Мончегорска [Gregurek et al., 1999]

По морфологии и в снеге, и в отложениях озер в основном выделяются частицы округой или почти округлой формы (Рис. 8.18), связанные с процессами обжига или плавления руды, угловатые частицы, чье происхождение связано с процессом дробления руды, а также частицы невыраженной (кляксообразной) формы, но имеющие округлые очертания, чей генезис связан с процессами обжига или плавления (Рис. 8.19). Кляксообразные частицы – это преимущественно частицы шлака, побочного продукта металлургического производства.

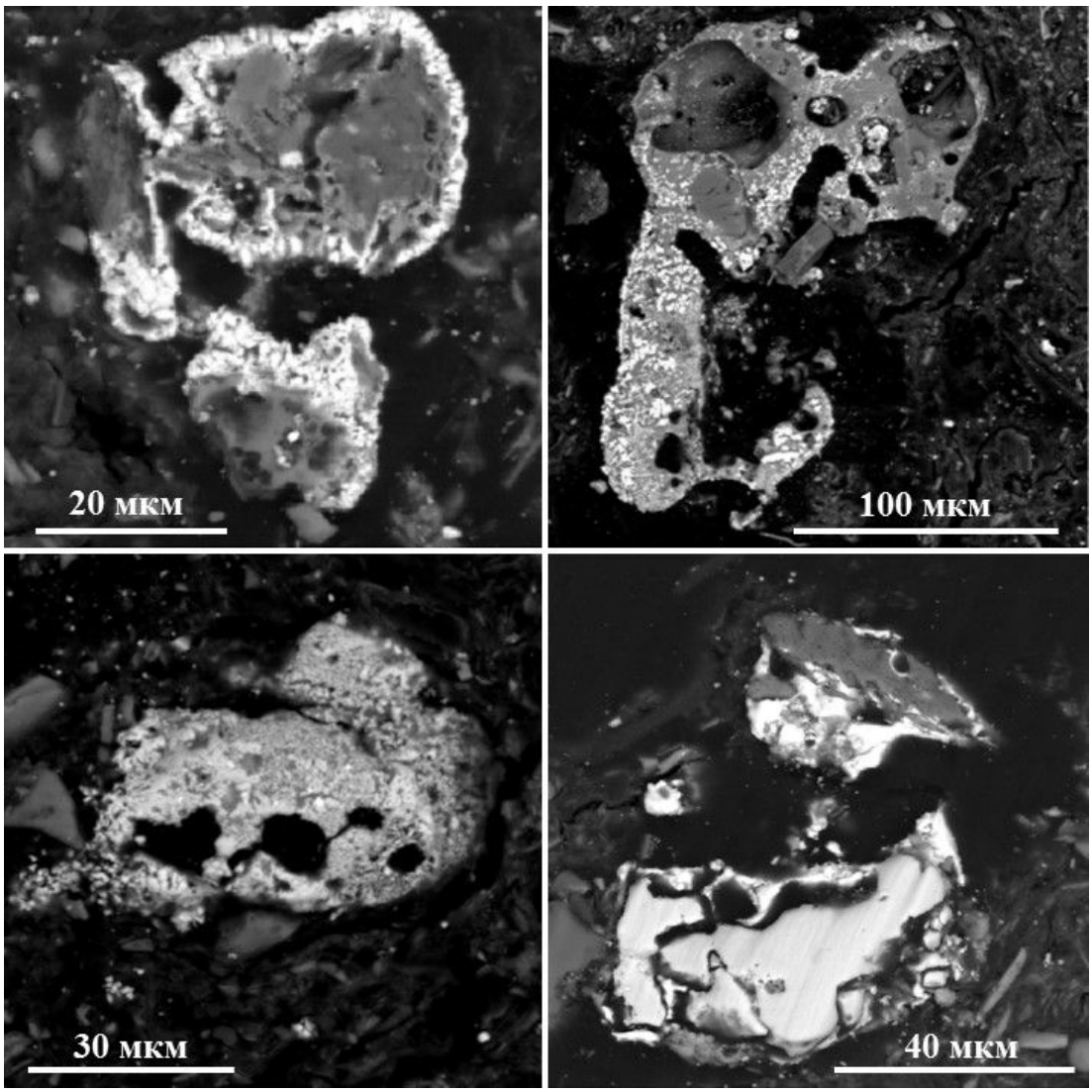


Рисунок 8.18 – Шлаковые частицы неправильной формы из донных отложений озер Комсомольское и Нормальное, Мончегорск, Мурманская область

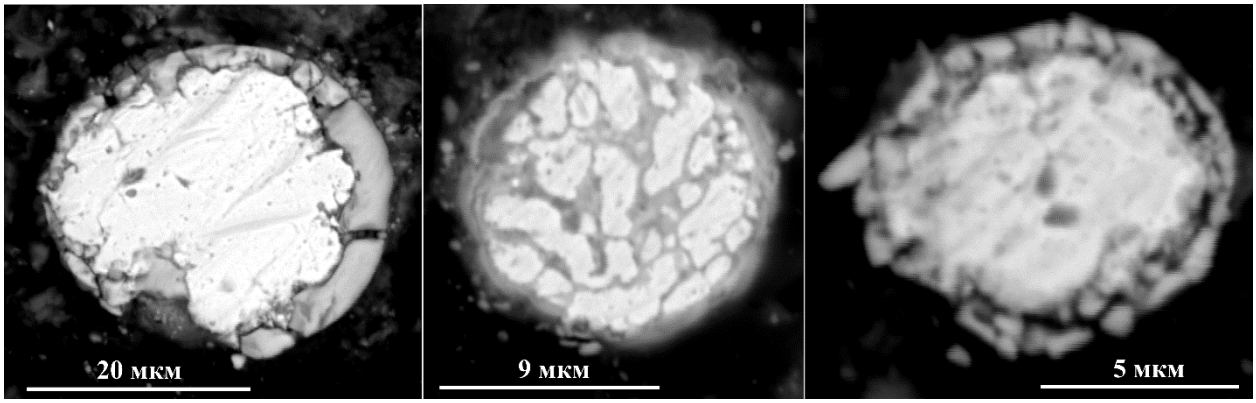


Рисунок 8.19 – Округлые техногенные минеральные частицы из отложений озера Нюдъявр (Мончегорск) [Слуковский, Даувальтер, 2019]

Анализ структуры и состава шлаков металлургического производства в Мурманской области в районе города Печенги показали, что в шлаках присутствуют сульфидные включения округлой формы (капли штейна), состоящие из Fe, Ni, Cu и S. Размер этих включений варьирует от 0,5 до 50 мкм [Нерадовский и др., 2009]. В отложениях исследованных озер шлаковые частицы преимущественно представлены оксидами Fe с примесью Si, Al, S, Ni, Cu, Co, Pb, Cd. Именно шлаковые частицы имеют самые большие размеры среди всех техногенных частиц в отложениях озер вблизи Мончегорска и Никеля, также эти частицы наиболее распространены по сравнению с другими техногенными минеральными образованиями.

Вообще важно отметить, что по химическому составу и структуре техногенные частицы обычно довольно сильно отличаются от первичных минералов, слагающих основу перерабатываемой на металлургическом комбинате руды [Gregurek et al., 1998]. В результате технологической обработки из первичных пирротина, пентландита, халькопирита, магнетита и других минералов получатся чаще аморфные частицы, которые по своему химическому составу можно разделить на сульфиды Ni, Cu и Fe, оксиды Fe и частицы шлака. Частицы, обогащенные Ni, S и Fe наиболее распространены и в снеговом покрове вблизи Мончегорска [Gregurek et al., 1998, 1999]. Это же отмечается и в донных отложениях исследованных озер. Например, в 100% изученных техногенных частицах из отложений озер Нюдъявр, расположенного вблизи Кольской ГМК (Мончегорск), было установлено присутствие Ni от 1.5 до 93% и Fe от 1 до 70%, а в 70% частиц – присутствие S в концентрациях от 0.5 до 40% [Слуковский, Даувальтер, 2019]. На рисунке 8.20 видно, что наибольшее представительство среди всех частиц имеют сульфиды Ni (область № 1), которые отмечаются во всех изученных слоях отложений озера Нюдъявр. Область № 2 объединяет частицы металлических сплавов, состоящие полностью из Ni с небольшими примесями других элементов (S, Fe, Cu). Областями № 3 и № 4 выделены частицы сульфидов Fe и окислов Fe, соответственно, а также частицы шлака. Интересно, что в ранее проведенных исследованиях аналогичных частиц в снежном покрове также отмечалось преобладание частиц, обогащенных Ni, над частицами, обогащенными Fe [Gregurek et al., 1998].

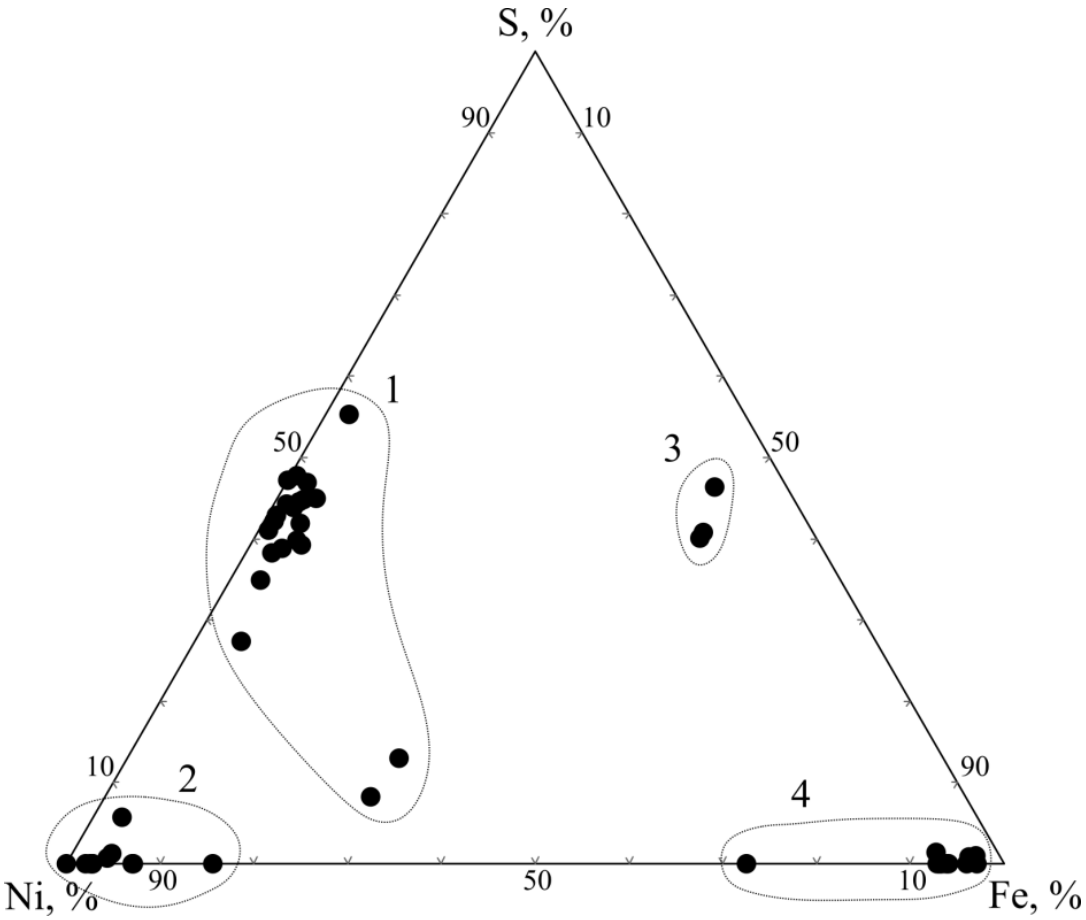


Рисунок 8.20 – Треугольная диаграмма соотношения S, Ni и Fe в техногенных частицах современных отложений озера Нюдъявр. Значение каждого элемента дано в процентах от суммы всех трех элементов, использованных для построения графика [Слуковский, Даувальтер, 2019]

В озерах Комсомольское и Нормальное, которые также испытывают влияние металлургического завода в Мончегорске, сохраняется схожая тенденция, отмеченная для отложений озера Нюдъявр (Рис. 8.21). Однако в этих водоемах отмечается меньшее количество сульфидов Ni (область 1) по сравнению с сульфидами Fe. Также отмечается рост шлаковых частиц, часто представленных оксидами Fe с различными примесями, и мелких частиц практически чистого Ni [Slukovskii et al., 2020]. Во многом это связано с тем, что в озера Комсомольское и Нормальное загрязнители поступают преимущественно через воздух и поверхностный сток, а в озеро Нюдъявр ко всему перечисленному еще и вследствие прямого поступления сточных и рудничных вод [Даувальтер, Кашулин, 2011]. Аналогичные тенденции установлены также для озер вблизи пгт Никель: в озере Куэтсъяври, в которое поступают прямые стоки с металлургического комбината, отмечается большое число сульфидов и оксидов Ni [Zubova et al., 2020], в то время как в отложениях озера Шуонияур, которое находится на отдалении от завода,

техногенные частицы – это преимущественно шлаковые образования, которые более устойчивы в гипергенезе. Именно поэтому шлаковые частицы были обнаружены даже в отложениях озера Имандра, на значительном расстоянии от металлургического предприятия в городе Мончегорске (Рис. 8.22).

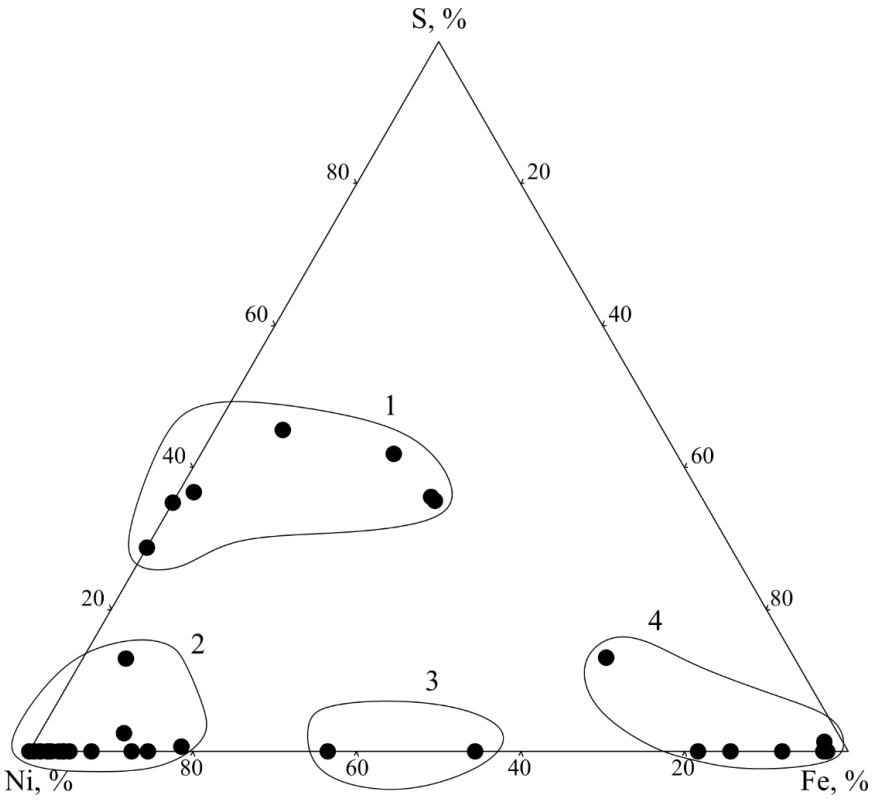


Рисунок 8.21 – Треугольная диаграмма соотношения S, Ni и Fe в техногенных частицах современных отложений озер Комсомольское и Нормальное (Мончегорск). Значение каждого элемента дано в процентах от суммы всех трех элементов, использованных для построения графика

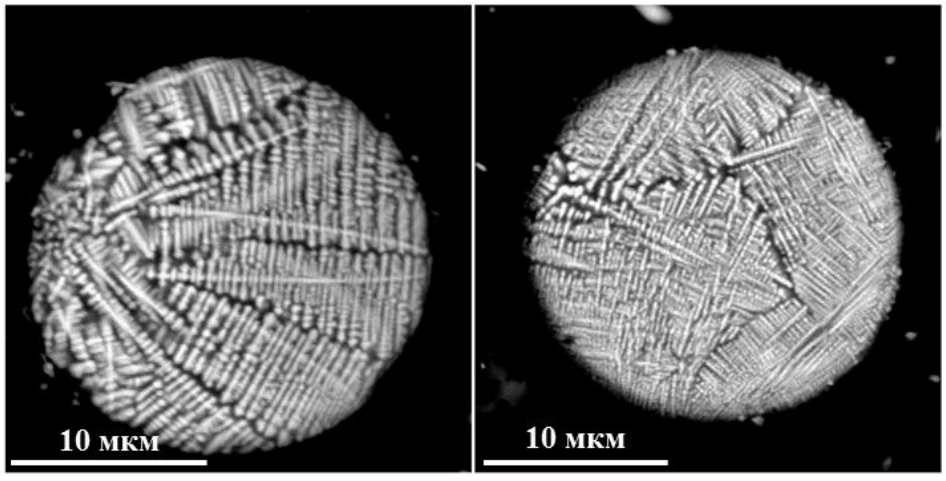


Рисунок 8.22 – Частицы шлака (оксид Fe с примесью Si, Al, Mg и других элементов) с характерным узором из донных отложений озера Имандра Мурманской области

Во всех изученных отложениях отмечается невысокий процент содержания техногенных частиц, обогащенных Cu (оксидов и сульфидов Cu), Аналогичную ситуацию установили ранее при изучении снега вблизи металлургических предприятий. Это связывается с большей растворимостью соединений этого металла по сравнению с соединениями Ni [Gregurek et al., 1998, 1999]. Как уже отмечалось выше, в отложениях озер города Мончегорска Cu хорошо связывается с органическим веществом. Вероятно, во многом это связано с растворимостью соединений Cu и переходом в более устойчивые для этого металла фазы. Прим этом считается, что шлаковые образования плохо растворимы в воде и тем более — в среде донных отложений в условиях pH, характерных для природных вод на Севере (около 7). По устному утверждению заведующего лабораторией разработки и внедрения процессов химической технологии Института химии и технологии редких элементов и минерального сырья им. В.И. Тананаева КНЦ РАН, кандидата химических наук Александра Касикова даже значения pH воды и донных отложений озер вблизи Мончегорска, равные 4.5–5 не дают активно растворяться подобным частицам.

Во всех исследованных озерах вблизи города Мончегорска и пгт Никеля и их отложениях техногенные минеральные частицы, содержащие Fe, Ni, Cu, S и другие элементы, установлены преимущественно в слоях, в которых ранее было отмечено наибольшие концентрации тяжелых металлов. В отложениях озер Куэтсъярви и Шуонияур, расположенных в лесотундровой зоне, это – самые верхние слои (0-1 см). В отложениях озера Нюдъявр – это слой 5-6 см, где содержание Fe 3.18%, Cu – 2.17%, Ni – 13.0%, Cr – 164 мг/кг (Рис. 8.23). При этом уже в слое ниже 11 см техногенных минеральных частиц обнаружить не удалось. Аналогичная ситуация и в отложениях озера Комсомольского, где в слоях ниже 13 см техногенные частицы представлены единичными мелкими находками. Это позволяет использовать изученные минеральные образования техногенного генезиса в качестве индикаторов антропогенной нагрузки на водные объекты, расположенные в урбанизированных территорий, где существенную роль играют выбросы металлургических предприятий.

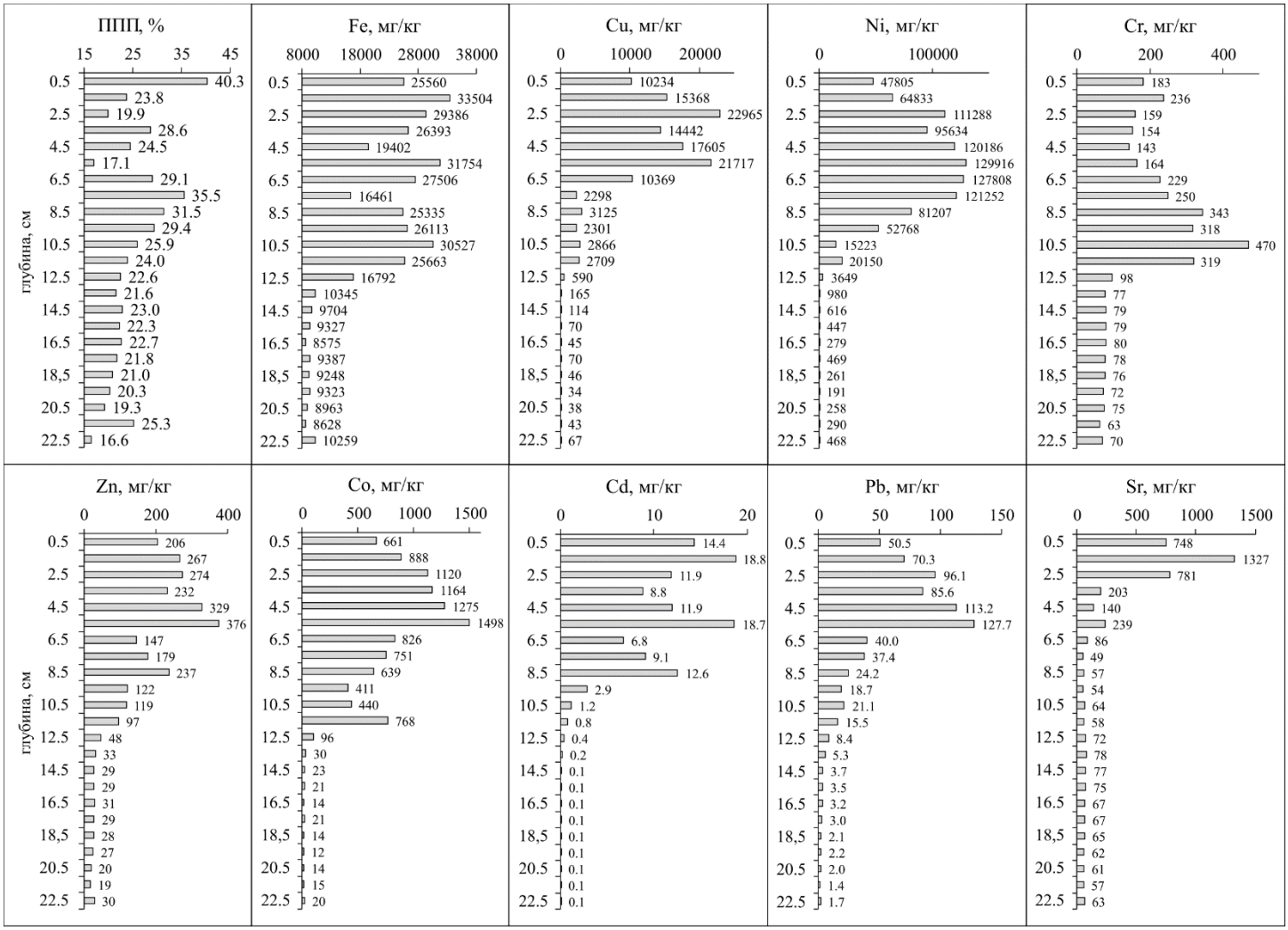


Рисунок 8.23 – Вертикальное распределение содержания органического вещества (ППП) и химических элементов в колонке современных отложений озера Нюдъявр (Мончегорск) [Слуковский, Даувальтер, 2019]

Схожие минеральные образования ранее также были обнаружены в верхних горизонтах почвы вблизи металлургического комбината в города Садбери, Канада [Lanteigne et al., 2012], а также в отложениях озер и почве вблизи медного металлургического завода в городе Карабаш, Челябинская область, Россия [Удачин и др., 2014]. Согласно исследования канадских геохимиков в загрязненной в результате медно-никелевого производства почве может содержаться от 2 до 5 % сферических техногенных частиц относительно всех песчано-иловых частиц почвенного покрова. Также авторы работы провели классификацию частиц по характерным для них узору на отполированной поверхности. Согласно [Lanteigne et al., 2012], выделяются четыре типа шлаковых техногенных частиц: дендрические, скелетообразные, таблитчатые и порфировые (Рис. 8.24). В исследованных загрязненных тяжелыми металлами отложениях озер вблизи города Мончегорска и пгт

Никеля выявлены частицы, относящиеся ко всем перечисленным типам структур (Рис. 8.25).

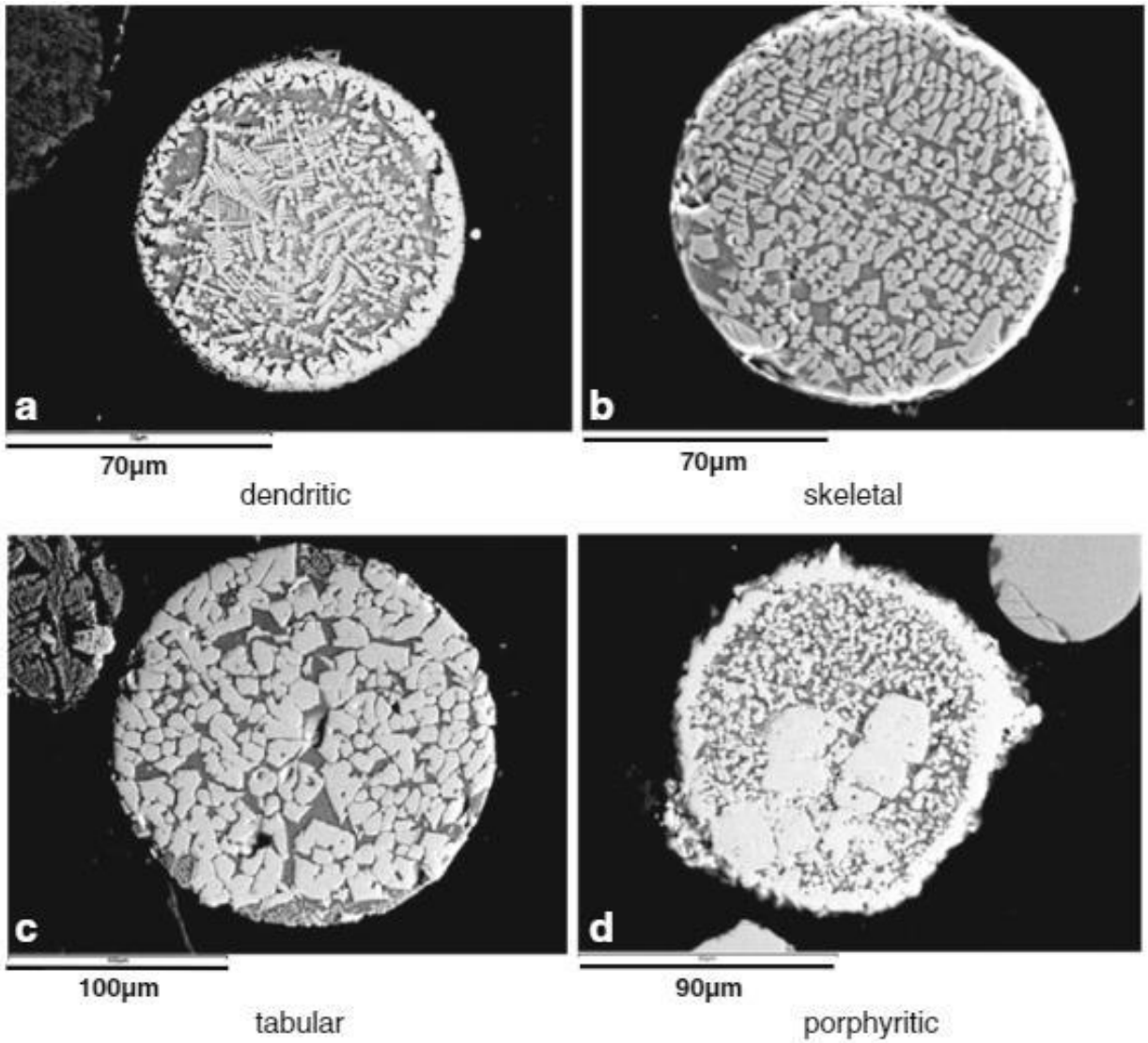


Рисунок 8.24 – Типы структур шлаковых техногенных минеральных образований по [Lanteigne et al., 2012]

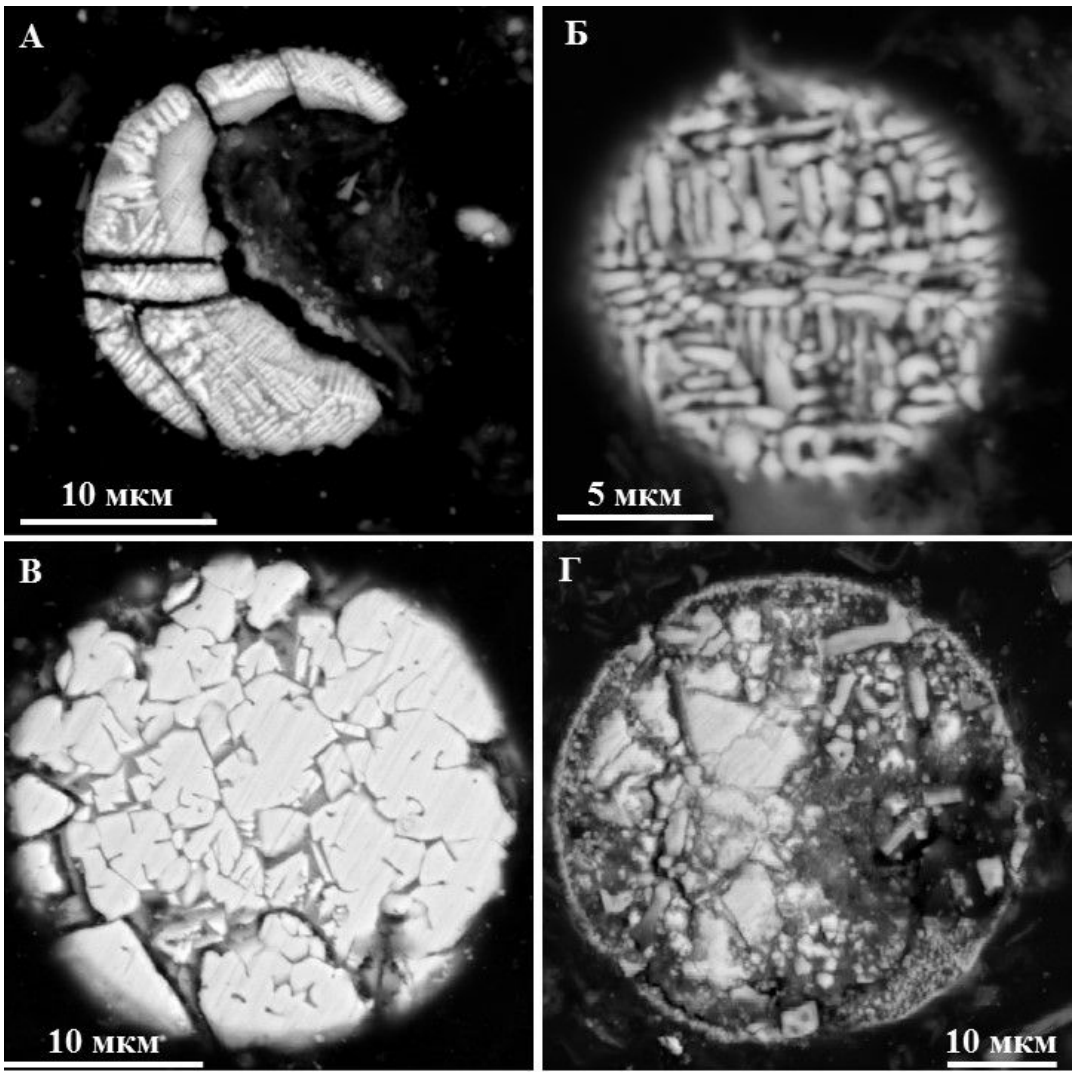


Рисунок 8.25 – Частицы шлаковых техногенных минеральных образований разных структур по [Lanteigne et al., 2012] из современных отложений озер Мурманской области. А – шлаковая частица FeO дендрической структуры (озеро Имандра), Б – шлаковая частица FeO скелетообразной структуры (озеро Шуонияур), В – шлаковая частица FeO таблитчатой структуры (озеро Комсомольское), Г – шлаковая частица порфировой структуры (озеро Куэтсъярви)

Важно отметить, что многие изученные техногенные минеральные образования из отложений гетерофазны, что ранее отмечалось и в другой работе по минералого-геохимическому исследованию почв вблизи медного металлургического комбината [Удачин и др., 2014]. В настоящем исследовании в результате применения инструмента «Картирования» (функции программного обеспечения INCA) таже было обнаружено, что найденные частицы могут иметь неоднородный химический состав [Слуковский и др., 2019]. Например, сульфид Cu (Рис. 8.26), содержащий до ~64% Cu, имеет внешний ободок, окисленный в результате контакта частицы

с водой. Кроме того, в этом ободке установлено повышенное содержание Ni до 40 % и Fe до 11 % в отличии от внутренней части внешней части, где содержание этих элементов равно, соответственно, ~2% и ~3%. Кроме того, только длительное сканирование (картирование) площади техногенной частиц могло позволить достоверно определить содержание других примесей, которые представлены в количестве <5%. Речь идет о таких металлах, как Pb, Co, V, Tl, которые также поступают в водные экосистемы района города Мончегорска в результате деятельности металлургического комбината [Слуковский и др., 2019].

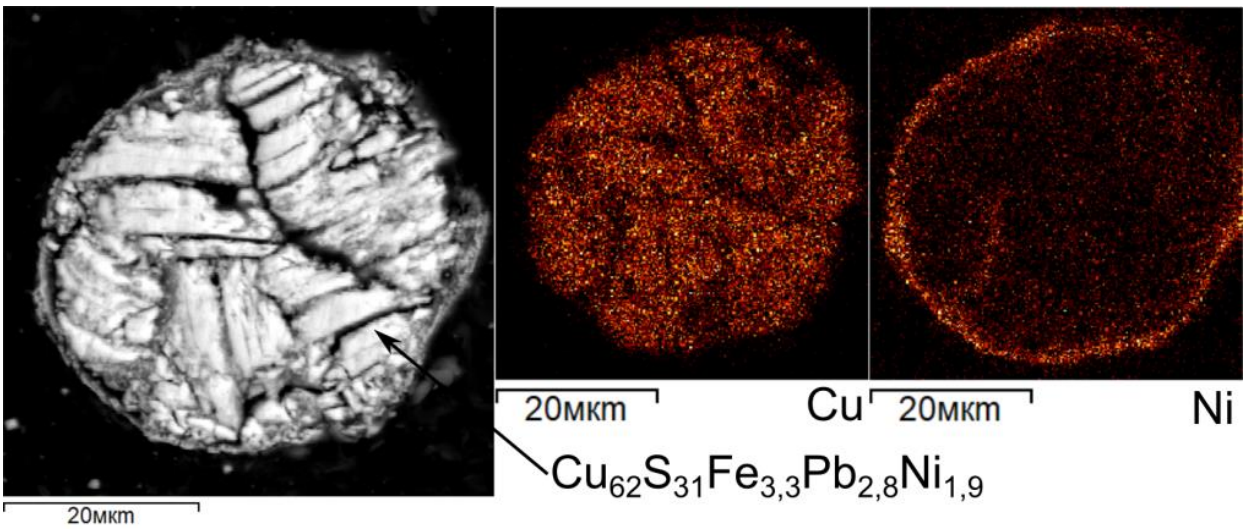


Рисунок 8.26 – Техногенная частица из донных отложений оз. Нормального, г. Мончегорск, ее состав и карты распределения Cu и Ni по ее поверхности

Увы, но на сегодняшний момент очистка пылегазовых выбросов на металлургическом производстве в Мурманской области от вредных примесей далека от совершенства: по данным за период с 2014 по 2018 года, ежегодные выбросы металлического никеля составляют от 0.3 до 0.8 тонн, а меди – от 540 до 795 тонн в целом по региону [Доклад…, 2019]. Естественно, что основными «горячими точками» на экологической карте Мурманской области являются Печенгский район, где находится площадка Кольской ГМК «Печенганикель» и г. Мончегорск с подведомственной территорией, где расположена площадка Кольской ГМК «Североникель». Стоит отметить, что в последние годы существует тенденция к снижению выбросов тяжелых металлов в окружающую среду от металлургического производства региона. Правда, как показывают исследования озер вблизи Мончегорска и пгт Никель, донные отложения «хранят» память о накопленном за долгие годы загрязнения окружающей среды и самих водоемов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Вещественный состав современных донных отложений озер формируется под воздействием различных факторов, как природных, так и антропогенных. В пределах урбанизированных территорий и импактных зон урбанизированных территорий озера и всех их компоненты подвергаются различным изменениям в результате совокупного влияния промышленности, транспорта, интенсивного освоения земель в пределах городов и других видов человеческой деятельности. Таким образом, геохимические особенности современных отложений озер городов и территорий вблизи них серьезно отличаются от геохимии аналогичных отложений водных объектов фоновых районов, где прямое антропогенное воздействие сведено к минимуму.

Исследования, проведенные на примере урбанизированных территорий нескольких регионов России, а также фоновых территориях Северо-Запада России **показали**, что современные отложения озер городских территорий и территорий вблизи них обогащаются различными элементами, включая тяжелые металлы, относительно кларка, то есть средних концентраций элементов в верхней части земной коры, и региональных фоновых значений. Наибольшие коэффициенты концентрации установлены для V, Ni, Cu, Mo, Cd, Sb, W, Pb и Bi. Все эти элементы относятся к приоритетным загрязнителям окружающей среды урбанизированных территорий исследованных регионов. Ключевая роль в образовании геохимических аномалий этих элементов в верхних слоях отложений озер урбанизированных территорий принадлежит выбросам промышленных предприятий, включая мазутные и угольные ТЭЦ и котельные, металлургические и машиностроительные заводы, транспорт и территории складирования сыпучих веществ (например, угля в порту).

Палеолимнологические реконструкции позволили выявить историческую динамику накопления химических элементов в отложениях озер урбанизированных территорий. В пределах городов озерные осадки показывают единую динамику увеличения концентраций большого спектра химических элементов от нижних (фоновых) слоев к верхним (современным). Это относится, как к тяжелых металлам, чьи повышенные содержания в осадках формируют их техногенность, которая в зависимости от водоема может варьировать от ~5 до ~50 см, так и к литофильным элементам, включая породообразующие элементы, редкоземельные и щелочные металлы. Во втором случае это происходит, так как в озера городских районов поступает материал в виде частиц разрушенных пород, почв, дорожных покрытий и строений. Таким образом, индикация антропогенного воздействия на городские озера может осуществляться при помощи анализа вертикального

распределения в колонках осадков «классических» загрязнителей, в том числе из числа тяжелых металлов, и литофильных элементов.

Практически на всех урбанизированных территориях Северо-Запада России был установлен геохимический след влияния ТЭЦ и котельных, которые работали и работают в городах Карелии, Мурманской и Архангельской областей, используя мазут в качестве топлива. Индикаторами этого вида загрязнения урбанизированной среды являются V и Ni, чьи концентрации и динамика накопления в отложениях озер указывают на историческое и/или действующее влияния предприятий энергоблока. Самые экстремальные концентрации V (до ~4800 мг/кг, что примерно в 135 раз выше фона) в отложениях озера Ламба (Петрозаводск), расположенного в ~500 метрах от ТЭЦ. Установлено, что за пределами городских территорий (более 20 км) влияние мазутных ТЭЦ и котельных на примере озерных отложений не наблюдается. На фоновых территория V и Ni в пресноводных осадках связаны, главным образом, с природными факторами. Аномально высокие концентрации V в некоторых городских озер связываются также с влиянием рудоносности горных пород водосборной площади. Также в пределах урбанизированных территорий некоторых регионов отмечаются аномальные концентрации U, Mo, Cu, связанные с влияние геологии. Например, современные слои отложений озера Северного в городе Мурманске имеют более чем 100-кратные превышения концентраций U по отношению к фоновому уровню из-за влияния пород, генетически тесно связанных с Лицевским урановорудным районом севера Мурманской области.

На фоновых и условно-фоновых территориях накопление микроэлементов преимущественно подчиняется природным закономерностям. В частности, для редкоземельных элементов отмечается влияние климатического и ландшафтного фактора, что выражается в больших медианных концентрациях редкоземельных элементов в озерах в ряду (по убыванию) тундра-лесотундра-тайга. В замкнутых геологических системах, например на острове Кинг-Джордж (Антарктика) озерные отложения практически полностью повторяют закономерности накопления микроэлементов, включая редкоземельные, ранее отмечавшиеся в вулканических и осадочных породах водосборной площади. Техногенное влияние в отложениях озер фоновых территорий в основном связано с эффектом дальнего атмосферного переноса загрязнителей, в которых из тяжелых металлов вовлечены Pb, Cd, Sb, Bi, Tl, Sn в Северном полушарии Земли и Pb с Sb – в Южном на примере исследования отложений озер острова Кинг-Джордж. На территории Мурманской области и северной части Карелии в верхних слоях отложений (до 5-7 см) малых фоновых озер формируются

также повышенные концентрации Ni и Cu, что связано с деятельностью металлургических предприятий в Арктике, которые могу располагаться на расстоянии до ~250 км от изучаемых водных объектов. В месте с этим, на фоновых территория современные отложения озер могут иметь повышенные концентрации элементов из группы тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Mo, V), которые связаны с рудами и рудопроявлениями соответствующих элементов в горных породах. Это феномен необходимо учитывать при экологической интерпретации полученных данных, так как отдельные озера оказываются ложно загрязненными при расчете различных индексов антропогенной нагрузки.

В пределах урбанизированных территорий суммарный эффект накопления большого спектра тяжелых металлов в верхних слоях донных отложений выражается в установлении экстремально высокого и высокого уровней загрязнения при расчете индекса антропогенной нагрузки PLI (значения от 2 до 11 в зависимости от озера). Самые большой уровень загрязнения отмечается в озерах городов Петрозаводск, Медвежьегорск, Мурманск, Мончегорск, а также в озерах импактных зон пгт Никель и города Норильска, где действуют металлургические предприятия. Озера фоновых районов Северо-Запада России преимущественно характеризуются слабым или умеренным уровнем антропогенной нагрузки: значения индекса PLI от 1 до 2. Кроме этого, было установлено, что наиболее загрязненные отложения городских озер обоих регионов имеют и больший потенциал для экологического риска, рассчитанного по индексу потенциального экологического риска RI, и наоборот. Например, для озер Карелии установлен значительный уровень экологического риска (RI>300) в отложениях озер города Петрозаводска и Медвежьегорска, значительным уровнем экологического риска (RI от 300 до 600) характеризуются самые верхние слои отложений озер города Мурманска и озер, расположенных вблизи выбросов металлургических предприятий.

Полученные эколого-геохимические данные и расчеты хорошо соотносятся с результатами анализа поведения биоты (планктона и бентоса) некоторых озер урбанизированных территорий. Отмечается, что диатомовые водоросли, исследованные на примере озер городов Петрозаводска и Мурманска, кардинально меняют свою структуру в ходе современных, связанных с техногенных воздействием, этапов развития городских озер. В колонках современных осадков озер выделяются разные диатомовые зоны, что соответствует разным типам доминирующего антропогенного воздействия на озера, маркируемым по уровню накопления элементов-загрязнителей городской среды. Аналогичные закономерности наблюдаются также на

примере исследования макрозообентоса из отложений городских озер. Установлено доминирование представителей подсемейств Chironominae (хирономид) в современных отложениях, то есть видов толерантных к неблагоприятным условиям среды. Также на примере озер города Мурманска отмечается накопление химических элементов, включая тяжелые металлы, в телах зообентосных организмов. Причем отмечаются аномальные концентрации тех элементов (V, U, Pb), которые имеют повышенный уровень аккумуляции в основной матрице донных отложений.

Доминирующей формой нахождения микроэлементов в отложениях озер городов Северо-Запада России является труднорастворимая минеральная форма (фаза), связанная с первичными минералами из материнских пород, подвергшихся выветриванию и попавших затем в озера, а также с минералами или глинистыми частицами, которые хорошо сорбируют тяжелые металлы. Второй по значимости формой нахождения элементов является – органическая, лучше всего с ней связываются такие элементы-загрязнители, как V, Sb, Cu, Mo, U и редкоземельные металлы в зависимости от конкретного озера. С подвижными и потенциально доступными формами в основном связаны Cd (практически во всех изученных озерах), Ni, Zn, Co, Pb и U. Медианный уровень биодоступности некоторых из этих металлов может достигать 22%, что создает предпосылки для миграции тяжелых металлов по трофическим цепям. Например, в органах-мишенях (печень, почки) рыб городских озер Петрозаводска и Мурманска активно накапливаются Zn, V, реже Cu, Cr, что хорошо соотносится с уровнем связи этих элементов с подвижными и органическими формами нахождения в загрязненных слоях отложений водных объектов. В загрязненных тяжелыми металлами слоях отложений озер вблизи деятельности металлургических предприятий (Мончегорск, Никель) установлено наличие техногенных минеральных образований (частиц) размером до ~200 мкм, состоящих из оксидов и сульфидов Fe, Ni и реже Cu с примесью других элементов, включая тяжелые металлы. Данные образования – это результат различных металлургических процессов, таких как дробление, обжиг и плавление. В нижних (фоновых) слоях отложений озер вблизи заводов такие частицы не обнаруживаются, что позволяет использовать их в качестве эколого-минералогического индикатора по оценке влияния техногенеза на озера промышленных зон и урбанизированных территорий.

По результатам проведенных эколого-геохимических исследований в качестве **практических рекомендаций** можно выделить следующие:

1. Использовать фоновые концентрации микроэлементов, включая тяжелые металлы, рассчитанные для современных отложений озер территорий

регионов Республики Карелии и Мурманской области в качестве реперных при проведении экологического мониторинга, государственной экспертизы и научных исследований, а также начать процедуру по их официальной регистрации на региональном уровне в виду отсутствия (даже на федеральном уровне) ПДК/ОДК тяжелых металлов в донных отложениях озер.

2. Включить в программу ежегодной оценки состояния окружающей среды Республики Карелии, Мурманской области, Архангельской области, Челябинской области и Красноярского края, публикуемой в виде государственных докладов, эколого-геохимические исследования озер урбанизированных территорий, включая водные объекты, расположенные непосредственно в городской черте. Химический состав донных отложений городских озер следует использовать в качестве интегрального показателя качества окружающей среды урбанизированных территорий.

3. Обновить информацию в нормативном документе «ГОСТ Р 54000−2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия», дополнив ее сведениями о допустимых концентрациях V, Sb, W, Tl и Bi для 1 и 2 классов пригодности сапропеля, учитывая отсутствие этих элементов в перечне тяжелых металлов в названном документе, а также потенциальную опасность для озер, особенно расположенных вблизи урбанизированных территорий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Адамская, П.Н. Первые данные о фоновых концентрациях тяжелых металлов в современных отложениях озер Мурманской области / П.Н. Адамская, З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер; Актуальные проблемы экологической геохимии. Материалы Всероссийской научно-практической конференции, Москва, 26-27 ноября 2024 г. – М.: ИМГРЭ, 2024. – С. 5-8.

2. Алимов, А.Ф. Еще раз об экологии / А.Ф. Алимов. – СПб.: Тов-во науч. изд. КМК, 2016. – 62 с.

3. Алимов, А.Ф. Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа / А.Ф. Алимов. – М.: Научный мир, 2004. – 296 с.

4. Андреев, М.П. Лишайники и мохообразные Антарктики – история и результаты исследований советских и российских ботаников / М.П. Андреев, Л.Е. Курбатова // Вопросы географии. – 2020. – № 150. – С. 112-134.

5. Андроников, А.В. Поиск следов метеоритного удара: особенности распределения микроэлементов в позднеплейстоценовых осадках оз. Медведевское (Карельский перешеек, Россия) / А.В. Андроников, Д.А. Суббето, Д.С. Лауретта, И.Е. Андроникова // Доклады Академии наук. – 2014. – № 457. – С. 69-73.

6. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области (Восточная часть. Бассейн Баренцева моря): монография: в 2 частях / Н.А. Кашулин, С.С. Сандимиров, В.А. Даувальтер [и др.]. – Апатиты: КНЦ РАН, 2010.

7. Апухин, Н.И. К стратиграфии четвертичных отложений центральной Карелии / Н.И. Апухин // Известия карело-финской научно-исследовательской базы Академии наук СССР. – 1948. – № 2. – С. 3-11.

8. Астахова, Н.В. Барий в железомарганцевых образованиях Японского моря: особенности выделения и взаимоотношение с основными рудными фазами / Н.В. Астахова // Вестник института геологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. – 2019. – № 3. – С. 31-40.

9. Атлас Мурманской области / А.Ф. Антонов [и др.]. – М.: Главное Управление Геодезии и Картографии при Совете Министров СССР, 1971. – 33 с.

10. Атлас Республики Карелия / Филатов Н.Н. (отв. ред.). Петрозаводск: Версо, 2021. – 48 с.

11. Ахметов, Р.М. Литий в геотехносфере Южного Урала / Р.М. Ахметов // Геологический сборник. – 2009. – № 8. – С. 248-252.

12. Бабкина, Л.А. Оценка влияния противогололедных реагентов на физико-химические показатели почв / Л.А. Бабкина, А.В. Бабенков; Биоразнообразие и антропогенная трансформация природных экосистем.

Материалы Всероссийской научно-практической конференции, посвященной памяти профессора А.И. Золотухина и 85-летию Балашовского института, Саратов, 17–18 мая 2018 г. – Саратов: Издательство «Саратовский источник», 2018. – С. 24-26.

13. Базай А.В. Новые данные о редкоземельном потенциале Мурманской области / А.В. Базай, П.М. Горяинов, И.Р. Елизарова [и др.] // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2014. - № 4. – С. 50-65.

14. Базова, М.М. Оценка современного состояния качества вод Норильского промышленного района / М.М. Базова, Д.В. Кошевой // Арктика: экология и экономика. – 2017. – № 3(27). – С. 49-60.

15. Баканов, А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) / А.И. Баканов // Биология внутренних вод. ИБВВ РАН. – 2000. – № 1. – С. 68-82.

16. Бакунов, Н.А. ^{137}Cs в донных отложениях олиготрофных озер: механизм миграции / Н.А. Бакунов, Д. Ю. Большиянов, С. А. Правкин // Радиохимия. – 2019. – Т. 61, № 1. – С. 84-88.

17. Балушкина, Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды / Е.В. Балушина // Методы биологического анализа пресных вод. – Л.: Изд-во ЗИН АН СССР, 1976. – С. 106-118.

18. Белкина, Н.А. Закономерности осадконакопления и раннего диагенеза донных отложений в водоемах юго-восточной части Фенноскандинавского кристаллического щита: автореф. дис. д-ра геогр. наук: 25.00.36 / Белкина Наталья Александровна. – Спб., 2021. – 48 с.

19. Белкина, Н.А. Особенности распределения микроэлементов в поверхностном слое донных отложений Онежского озера / Н.А. Белкина, Д.А. Субетто, Н.А. Ефременко, Н.В. Кулик // Наука и образование. – 2016. – № 3(83). – С. 135-139.

20. Белкина, Н.А. Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах / Н.А. Белкина // Труды Карельского научного центра РАН. – 2011. № 4. – С. 35-41.

21. Белкина, Н.А. Современные донные отложения петрозаводской губы онежского озера / Н.А. Белкина, Н.В. Кулик // Международный журнал прикладных наук и технологий Integral. – 2020. – № 1. – С. 11.

22. Беляев, П.Ю. Четвертичные отложения и рельеф Онежского озера / П.Ю. Беляев, А.Е. Рыбалко, Д.А. Субетто, М.Б. Зобков, Г.Б. Федоров // Географический вестник. – 2021. – № 1. – С. 6-16.

23. Бернадская, Д.С. Эколого-геохимическая оценка состояния водотоков города Мурманска / Д.С. Бернадская, И.Р. Елизарова, З.И. Слуковский, М.А. Постевая; Материалы I Международной

междисциплинарной научно-практической конференции «Человек в Арктике», Санкт-Петербург, 18-19 ноября 2021 г. – Санкт-Петербург: Культурно-просветительское товарищество, 2021. – С. 176-180.

24. Большие озера Кольского полуострова / Под ред. Л.В. Форш, В.Г. Драбкова. – Л: Наука, 1975. – 350 с.

25. Большиянов, Д.Ю. Оледенение плато Путорана во время последнего ледникового максимума // Д.Ю. Большиянов, О.М. Антонов, Г.Б. Федоров, М.Ю. Павлов // Известия РГО. – 2007. – Том 139. – С. 47-61.

26. Будников, Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем / Г.К. Сытников // Соросовский образовательный журнал. – 1998. – № 5. – С. 23-29.

27. Валькова, С.А. Структура и динамика сообществ зообентоса оз. Большая Имандра в зоне влияния медно-никелевого комбината / С.А. Валькова, Н.А. Кашулин, В.А. Даувальтер, С.С. Сандимиров // Труды Кольского НЦ РАН. – 2012. – Выпуск 2. – С. 22-39.

28. Введение в биомониторинг пресных вод: учебное пособие / Т.С. Вшивкова, Н.В. Иваненко, Л.В. Якименко, К.А. Дроздов. Владивосток: Изд-во ВГУЭС, 2019. 240 с.

29. Велизер, П.М. О находках железо-марганцевых конкреций в пресноводных озерах Ильменского заповедника (Южный Урал) / П.М. Велизер, Е.П. Щербаков, Т.Н. Мороз, А.С. Никандров, С.Н. Никандров // Вестник института геологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. – 2012. – № 12. – С. 17-19.

30. Виноградова, А.А. Загрязнение воздушной среды в центральной Карелии при дальнем переносе антропогенных примесей в атмосфере / А.А. Виноградова, Ю.А. Иванова // Известия РАН. Серия географическая. – 2013. – № 5. – С. 98-108.

31. Вишневая, Ю.С. Влияние автотранспорта на загрязнение почвенного покрова г. Архангельска тяжелыми металлами / Ю.С. Вишневая, Л.Ф. Попова // Вестник САФУ. Сер.: Естеств. науки. – 2016. – № 2. – С. 32-41.

32. Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв выбросами предприятий цветной металлургии / Ю.Н. Водяницкий, И.О. Плеханова, Е.В. Прокопович, А.Т. Савичева // Почвоведение. – 2011. – № 2. – С. 240-249.

33. Водяницкий, Ю.Н. Положительные аномалии содержания урана в торфяниках гумидной зоны (обзор) / Ю.Н. Водяницкий, Н.А. Гребенкин, Д.В. Манахов, А.В. Сащенко, В.М. Тюленева // Почвоведение. – 2019. –№ 12. – С. 1492-1501.

34. Водяницкий, Ю.Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах / Ю.Н. Водяницкий. – М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 2008. – 164 с.

35. Водные объекты города Петрозаводска: Учебное пособие / Под ред. А.В. Литвиненко, Т.И. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – 109 с.

36. Возница, В.М. География Мурманской области: учебное пособие для обучающихся 6 класса общеобразовательных учреждений Мурманской области. – Мурманск: МОИПКРОиК, 2007. – 160 с.

37. Воробьевская, Е.Л. Социально значимые проблемы города Мурманска: загрязнение угольной пылью / Е.Л. Воробьевская, Н.Б. Седова; Материалы докладов Общероссийской научно-практической конференции «Инженерно-экологические изыскания – нормативно-правовая база, современные методы и оборудование», Москва, 14-15 сентября 2020 г. – М.: Геомаркетинг, 2020. – С. 9-12.

38. Гавриленко, Б.В. Геология рудных районов Мурманской области / Б.В. Гавриленко [и др.]. – Апатиты: Кольский научный центр РАН, 2002. – 359 с.

39. Галиулин, Р.В. Загрязнение территории г. Челябинска тяжелыми металлами при сжигании угля / Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина // Химия твердого топлива. – 2013. – № 2. – С. 62-64.

40. Гелетий, В.Ф. Ртуть в поверхностных донных осадках озера Байкал / В.Ф. Гелетий, А.Е. Гапон, Г.В. Калмычков, И.Ю. Пархоменко, С.С. Кострова // Геохимия. – 2005. - № 2. – С. 220-226.

41. Геологическая изученность СССР. Том 2. Карельская АССР. Период 1918-1940 гг. Выпуск 2. Рукописные работы / Министерство геологии РСФСР; под ред. В. К. Богдановского [и др.]. – Ленинград: Карельский филиал АН СССР, 1974. – 323 с.

42. Геологическая карта СССР. Туруханская серия. Масштаб 1:200000. Геологическая карта: R-(45)-28 (Норильск) / под. ред. Н.Н. Урванцева. – Норильск: Научно-исследовательский институт геологии Арктики, Норильская комплексная геологоразведочная экспедиция, 1963.

43. Геология и полезные ископаемые Карелии. Выпуск 9. / Карельский научный центр РАН; Институт геологии КарНЦ РАН; под ред. А. И. Голубева. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. – 204 с.

44. Геологическая карта Кольского полуострова. Масштаб 1:2000000 / под ред. Ф.П. Митрофанова. – Апатиты: Геологический институт КНЦ РАН, 2001.

45. Геология СССР. Том 7. Пермская, Свердловская, Челябинская и Курганская области. Часть 1. Полезные ископаемые. / Министерство геологии РСФСР; под ред. К.К. Золоева, А.А. Королькова, В.А. Перваго. – М.: Издательство «Недра», 1973. – 632 с.

46. Геология четвертичных отложений Северо-Запада Европейской части СССР / Апухтин Н.И., Красанова И.И. (ред.). Л.: Недра, 1967. – 332 с.

47. Гоголашвили, Э.Л. Проблемы анализа ванадия в сточных водах тепловых электростанций / Э.Л. Гоголашвили, А.Р. Гарифзянов // Энергетика Татарстана. – 2007. – № 3. – С. 60-63.

48. Голованова, И.Л. Влияние тяжелых металлов на физиолого-биохимический статус рыб и водных беспозвоночных / И.Л. Голованова // Биология внутренних вод. – 2008. – № 1. – С. 99-108.

49. Головин, А.А. Эколого-геохимические исследования крупных территорий России / А.А. Головин, Н.Г. Гуляева, О.П. Кальева, Б.А. Колотов // Разведка и охрана недр. – 2012. – № 7. – С. 57-61.

50. ГОСТ Р 54000−2010. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия. М., 2011. 12 с.

51. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1000000 (третье поколение). Серия Балтийская. Лист Q-37 – Архангельск. / Б. Ю. Астафьева [и др.] – СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2012. – 302 с. + 11 вкл.

52. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1000000 (третье поколение). Уральская серия. Лист N-41 – Челябинск. Регистрационная карта полезных ископаемых / под ред. А.В. Жданова. – СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2013.

53. Гузева, А.В. Эколого-геохимическая характеристика гуминовых кислот из донных отложений озер Арктики: автореф. дис. кан. г.-м. наук: 1.6.21 / Гузева Алина Валерьевна. – СПб., 2024. – 24 с.

54. Гусев, О.Н. Оценка состояния и перспективы развития минерально-сырьевой базы торфа и сапропеля на Северо-Западе Российской Федерации. Республика Карелия: Отчет в двух книгах / О.Н. Гусев, Н.М. Смирнова, А.Л. Лискович, В.А. Клинцевич, Л.Н. Большакова, Л.М. Соколова. – СПб, 2000. – 150 с.

55. Давыдова, Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене / Н.Н. Давыдова. – Л.: Наука, 1985. – 243 с.

56. Даувальтер, В.А. Биогеохимические особенности функционирования малых арктических озер Хибинского горного массива в условиях изменения климата и окружающей среды / В.А. Даувальтер, Д.Б.

Денисов, М.И. Дину, З.И. Слуковский // Геохимия. – 2022. – Том 67, № 6. – С. 559-575.

57. Даувальтер, В.А. Влияние стоков апатит-нефелинового производства на биогеохимические процессы в арктическом горном озере / В.А. Даувальтер, Д.Б. Денисов, З.И. Слуковский // Геохимия. – 2022. – Том 67 (10). – С. 1013-1028.

58. Даувальтер, В.А. Геохимия редкоземельных элементов в озере Имандра, Мурманская область / В.А. Даувальтер, Т.И. Моисеенко, И.В.Родюшкин // Геохимия. – 1999. – № 4. – С. 376-383.

59. Даувальтер, В.А. Геоэкология донных отложений озер / В.А. Даувальтер. – Мурманск: МГТУ, 2012. – 242 с.

60. Даувальтер, В.А. Геоэкология озер Мурманской области / В.А. Даувальтер, Н.А. Кашулин. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2014. В 3 ч. Ч. 3. Донные отложения водоемов. Мурманск – 214 с.

61. Даувальтер, В.А. Динамика содержания тяжелых металлов в донных отложениях озер приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией в последние столетия / В.А. Даувальтер, Н.А. Кашулин, Д.Б. Денисов; Труды XII Всероссийской Ферсмановской научной сессии, посвященной 80-летию со дня рождения акд. РАН Ф.П. Митрофанова, Апатиты, 6-7 апреля 2015г. – Апатиты: К&М, 2015. – С. 366-368.

62. Даувальтер, В.А. Особенности химического состава воды городских озер Мурманска / В.А. Даувальтер, З.И. Слуковский, Д.Б. Денисов, А.А. Черепанов // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2021. – № 66(2). – С. 252-266.

63. Даувальтер, В.А. Реконструкция загрязнения территории полуострова Рыбачий Мурманской области тяжелыми металлами / В.А. Даувальтер, П.М. Терентьев, Д.Б. Денисов, В.Н. Удачин, К.А. Филиппова, А.П. Борисов // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2018. – № 15. – С. 441-444.

64. Даувальтер, В.А. Тенденции изменения содержания тяжелых металлов в донных отложениях озер Севера Фенноскандии в последние столетия / Даувальтер В.А., Кашулин Н.А., Денисов Д.Б. // Труды Карельского научного центра РАН. – 2015. – № 9. – С. 62-75.

65. Даувальтер, В.А. Тяжелые металлы в донных отложениях озерноречной системы озеро Инари - река Пасвик // Водные ресурсы. – 1998. – Т.25, № 4. – С. 494-500.

66. Даувальтер, В.А. Условия образования железо-марганцевых конкреций в донных отложениях озер в пределах Балтийского

кристаллического щита / В.А. Даувальтер, Б.П. Ильяшук // Геохимия. – 2007. – № 6. – С. 680-684.

67. Даувальтер, В.А. Фоновые содержания элементов в донных отложениях озера Имандра / В.А. Даувальтер, Н.А. Кашулин // Труды Кольского научного центра РАН. – 2019. – Выпуск 7. – С. 13-30.

68. Даувальтер, В.А. Халькофильные элементы (Hg, Cd, Pb, As) в донных отложениях водных объектов водосбора Белого моря в пределах Кольского полуострова / В.А. Даувальтер // Геохимия. – 2006. – № 2. – С. 237-240.

69. Даувальтер, В.А. Эколого-экономическая оценка необходимости извлечения донных отложений оз. Нюдъявр Мончегорского района Мурманской области / В.А. Даувальтер, Н.А. Кашулин // Вестник МГТУ. – 2011. – Т.14. – № 4. – С. 884-891.

70. Даувальтер, В.А. Оценка экологического состояния Арктической пресноводной системы по результатам исследований содержания тяжелых металлов в донных отложениях / В.А. Даувальтер, Н.А. Кашулин // Геохимия. – 2018. – № 8. – С. 805-819.

71. Демидов, И.Н. Диатомиты Карелии (особенности формирования, распространения, перспективы использования) / И.Н. Демидов, Т.С. Шелехова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – 89 с.

72. Денисов, Д.Б. Реконструкция развития экосистемы малого горного субарктического водоема за последние 900 лет (на примере озера Академическое, Хибины, Кольский полуостров) / Д.Б. Денисов // Труды Кольского научного центра РАН. – 2012. – № 10. – С. 127-148.

73. Денисов Д.Б. Современные тенденции изменения биоты пресноводных экосистем Мурманской области // Д.Б. Денисов, Н.А. Кашулин, П.М. Терентьев, С.А. Валькова // Вестник МГТУ. – 2009. – Т. 12, № 3. – С. 525-538.

74. Денисов, Д.Б. Экологическая характеристика малых озер в зоне деятельности Мончегорской площадки АО «Кольская ГМК» // Д.Б. Денисов, С.А. Валькова, П.М. Терентьев, А.А. Черепанов, А.В. Разумовская // Труды Карельского НЦ РАН. – 2018. – № 9. – С. 1-11.

75. Давыдова, Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене / Н.Н. Давыдова. – Л.: Наука, 1985. – 243 с.

76. Демин, В.И. Основные климатические тенденции на Кольском полуострове за период инструментальных метеорологических наблюдений / В.И. Демин // Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология Севера. – 2012. – Том 9, № 2. – С. 98-110.

77. Демин, В.И., Анциферова, А.Р., Мокротоварова, О.И. Изменения температуры воздуха в Мурманске с начала XIX века // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2015. – № 1 (20). – С. 113-125.

78. Денисов, Д.Б. Долговременные изменения состояния субарктических водоемов в условиях антропогенной нагрузки (по данным диатомового анализа) / Д.Б. Денисов, В.А. Даувальтер, Н.А. Кашулин, Л.Я. Каган // Биология внутренних вод. – 2006. – №1. – С. 24-30.

79. Денисов, Д.Б. Содержание хлорофилла «а» в планктоне озер урбанизированных территорий Мурманской области (Арктическая зона РФ) / Д.Б. Денисов, З.И. Слуковский, А.Л. Косова // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2020. – № 17. – С. 163-167.

80. Диатомовые водоросли водоемов и водотоков Карелии / под. ред. В.Г. Девяткина. – М.: Научный мир, 2015. – 202 с.

81. Диатомовый анализ. Определитель ископаемых и современных диатомовых водорослей. Кн. 2. – Л., 1949. – 288 с.

82. Диатомовый анализ. Определитель ископаемых и современных диатомовых водорослей. Кн. 3. – Л., 1950. – 399 с.

83. Дину, М.И. Комплексообразование ионов металлов с органическими веществами гумусовой природы: методы исследования и структурные особенности лигандов, распределение элементов по формам / М.И. Дину, В.М. Шкинев // Геохимия. – 2020. – Том 65, № 2. – С. 165-177.

84. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2018 году. – Мурманск, 2019. – 185 с.

85. Долотов, А.В. Оценка загрязнения тяжелыми металлами водоемов питьевого назначения (на примере Уводьского водохранилища) / А.В. Долотов, М.В. Гапеева // Экология человека. – 2009. – № 1. – С. 15-19.

86. Доничева, Н.С. Геоморфологические и неотектонические особенности территории Норильского рудного района / Н.С. Доничева, А.П. Кочнев // Известия Сибирского отделения секции наук о Земле РАЕН. – 2009. – № 1(34). – С. 146-153.

87. Дубинин, А.В. Геохимия редкоземельных элементов в океане / А.В. Дубинин. – М.: Наука, 2006. – 360 с.

88. Дюжиков, В.В. Геология и рудоносность Норильского района / О.А. Дюжиков, В.В. Дистлер, Б.М. Струнин [и др.]. – М.: Наука, 1988. – 279 с.

89. Евдокимова, Г.А. Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия газовоздушных выбросов комбината "Печенганикель" / Г.А. Евдокимова, Н.П. Мозгова, М.В. Корнейкова // Почвоведение. – 2014. – № 5. – С. 625–631.

90. Евсеев, А.В. Закономерности формирования импактных зон в Арктике и таежных регионах / А.В. Евсеев, Т.М. Красовская // География и природные ресурсы. – 1997. – № 4. – С. 19-24.

91. Евсеев, А.В. Импактные районы Российской Арктики: перспективы развития // А.В. Евсеев, Т.М. Красовская, О.Ю. Черешня // ИнтерКарто. ИнтерГИС. – 2021. – Т. 27(1). – С. 229-237.

92. Здобин, Д.Ю. О гранулометрическом анализе глинистых грунтов: лазерные и классические методы / Д.Ю. Здобин, Л.К. Семенова // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2011. – № 6. – С. 560-567.

93. Иванов, А.Ю. Геохимия урана и тория в донных отложениях малых искусственных водоемов и озер на территории юга Томской области / А.Ю. Иванов, С.И. Арбузов // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2019. – № 330(4). – С. 136-146.

94. Иванов, Д.В. Методика оценки природной и техногенной составляющих тяжелых металлов в водоемах урбанизированных территорий / Д.В. Иванов, И.И. Заганшин, Е.В. Осмелкин // Георесурсы. – 2011а. – № 5(41). – С. 27-31.

95. Иванов, Д.В. Оценка скорости осадконакопления в озерах Казани и Приказанья / Д.В. Иванов, И.И. Заганшин, Е.В. Осмелкин // Георесурсы. – 2011б. – № 2(38). – С. 46-48.

96. Иванов, Д.В. Региональные фоновые концентрации металлов в донных отложениях озер Республики Татарстан / Д.В. Иванов, И.И. Зиганшин, Е.В. Осмелкин // Ученые записки Казанского государственного университета. Серия: естественные науки. – 2010. – Том. 152 (1). – С. 185-191.

97. Иванов, Д.В. Фоновое содержание загрязняющих веществ в депонирующих средах: методология нормирования и оценка уровня загрязненности почв и донных отложений на региональном уровне: автореф. дис. д-ра геогр. наук: 1.6.21 / Иванов Дмитрий Владимирович. – Казань, 2023. – 42 с.

98. Иванов, И.П. Изучение сорбентов, полученных из сапропелей озер Качкульня и Барчин (Новосибирская обл.) / И.П. Иванов, В.И. Шарыпов, А.В. Рудковский, О.П. Таран, В.Д. Страховенко, Б.Н. Кузнецов // Химия в интересах устойчивого развития. – 2014. – Том 22 (3). – С. 275-281.

99. Измайлова, А.В. Озерность территории Российской Федерации и определяющие ее факторы / А.В. Измайлова, Н.Ю. Корнеенкова // Водные ресурсы. – 2020. – Т.47. – № 1. – С. 16-25.

100. Каган, А.А. Моренные отложения Северо-Запада СССР / А.А. Каган, М.А. Солодухин. – М.: Недра, 1971. – 136 с.

101. Касиков, А.Г. Утилизация и комплексная переработка продуктов и отходов газоочистки медно-никелевого сырья / А.Г. Касиков, Н.С. Арешина. – Апатиты: ФИЦ КНЦ РАН, 2019. – 196 с.

102. Каталог озер и рек Карелии / под ред. Н.Н. Филатова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2001. – 286 с.

103. Каулина, Т.В. Лицевскийурановорудный район / Т.В. Каулина, Е.Н. Афанасьева, В.Л. Ильченко, А.А. Аведисян, Л.И. Неровича, Л.М. Лялина, Е.А. Ниткина, О.Д. Мокрушина. – М.: Издательство ГЕОС, 2021. – 136 с.

104. Кашик, С.А. Кайнозойские отложения подводного Академического хребта в озере Байкал / С.А. Кашик, Т.К. Ломоносова // Литология и полезные ископаемые. – 2006. – № 4. – С. 339-353.

105. Кашулин, Н.А. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область) / Н.А. Кашулин

106. Ким, Г.В. Морфологические аномалии диатомовых водорослей фитоэпилитона как индикаторы качества воды водотоков и водоемов горного Алтая / Г.В. Ким // Мир науки, культуры, образования. – 2013. – № 5(42). – С. 444-449.

107. Кирейчева, Л.В. Восстановление деградированной почвы сапропелем / Л.В. Кирейчева, О.Б. Хохлова // Аграрная наука. – 2004. – № 5. – С. 24-25.

108. Китаев, С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов / С.П. Китаев. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. – 395 с.

109. Когарко, Л.Н. Геохимия редкоземельных металлов в рудном эвдиалитовом комплексе Ловозерского редкометального месторождения / Л.Н. Когарко // Доклады Российской академии наук. – 2020. – Т. 491, № 2. – С. 51-55.

110. Колька, В.В. Реконструкция относительного положения уровня Белого моря в голоцене на карельском берегу (район поселка Энгозеро, северная Карелия) / В.В. Колька, О.П. Корсакова, Т.С. Шелехова, Н.Б. Лаврова, Х.А. Арсланов // Доклады Академии наук. – 2013. – Т.449. – № 5. – С. 587-592.

111. Кольская энциклопедия. В 5 т. Т. 1. А–Д / гл. ред. А. А. Киселёв. – СПб.: ИС; Апатиты: КНЦ РАН, 2008. – 600 с.

112. Комулайнен, С.Ф. Альгофлора озер и рек Карелии. Таксономический состав и экология / С.Ф. Комулайнен, Т.А. Чекрыжева, И.Г. Вислянская. – Петрозаводск: КНЦ РАН, 2006. – 81 с.

113. Корельская, Т.А. Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове селитебного ландшафта города Архангельска // Арктика и Север. – 2012. – № 7. – С. 2-16.

114. Косова, А.Л. Диатомовые комплексы из донных отложений озера Семеновского (г. Мурманск) / А.Л. Косова, Д.Б. Денисов, З.И. Слуковский, С.И. Вокуева; Вопросы современной альгологии. Бюллетень. Специальный выпуск 2023. Материалы XVIII Международной научной конференции диатомологов «Диатомовые водоросли: морфология, биология, систематика, экология, флористика, палеогеография, биостратиграфия», посвящённой памяти выдающихся российских диатомологов Н.И. Стрельниковой и Л.Я. Каган. Апатиты, 2023. – С. 91-93.

115. Кремлева, Т.А. Геохимические факторы устойчивости водных систем к антропогенным нагрузкам: дис. д. хим наук: 25.00.09. – Тюменский гос. университет, Москва, 2015. – 260 с.

116. Криволуцкая, Н.А. Эволюция траппового магматизма и Pt-Cu-Ni рудообразование в Норильском районе. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. – 306 с.

117. Куликов, В.С., Светов, С.А., Слабунов, А.И., Куликова, В.В., Полин, А.К., Голубев, А.И., Горьковец, В.Я., Иващенко, В.И., Гоголев, М.А. Геологическая карта Юго-Восточной Фенноскандии масштаба 1:750000: Новые подходы к составлению // Труды КарНЦ РАН. – 2017. – № 2. – С. 3-41.

118. Курзо, Б.В. Генезис и ресурсы сапропеля Белоруссии / Б.В. Курзо, С.В. Богданов. – Мн.: Наука и техника, 1989. – 176 с.

119. Курзо, Б.В. Особенности формирования вещественного состава сапропеля органического типа в озерах различных регионов Беларуси / Б.В. Курзо, О.М. Гайдукевич, И.В. Кляуззе, П.А. Зданович // Природопользование. – 2012. – № 21. – С. 183-191.

120. Ларина, Н.С. Комплексный геохимический мониторинг озера Цимлянское (г. Тюмень) / Н.С. Ларина, В.Л. Гусельников, А.А. Устименко // Вестник Тюменского государственного университета. – 2015. – Т.1. – № 2. – С. 74-83.

121. Латушкина, Е.Н. Минералогический генезис микроэлементов современных донных осадков рек урбанизированных территорий, испытывающих высокую техногенную нагрузку (на примере Москвы-реки и малых рек Московской области) / Е.Н. Латушкина, А.А. Рассказов // Вестник Бурятского государственного университета. – 2013. – № 4. – С. 16-24.

122. Левит, А.И. Южный Урал: География, экология, природопользование: учеб. пособие. 2-е изд. испр. и доп. / А.И. Левит. – Челябинск: Южно-Уральское книжное издательство, 2005 – 246 с.

123. Легкова, В.Г. Геоморфология Карелии и Кольского полуострова / В.Г. Легкова [и др.]. – Ленинград: Недра, 1977. – 183 с.

124. Лисицын, А.П., Аридная седиментация в мировом океане. Рассеянное осадочное вещество атмосферы / А.П. Лисицын // Геология и геофизика. – 2011. – Том. 52 (10). – С. 1398-1439.

125. Лихачев, А.П. Хараелахский интрузив и его платино-медно-никелевые руды / А.П. Лихачев // Руды и металлы. – 1996. – №3. – С. 48-62.

126. Логвиненко, Н.В. Петрография осадочных пород / Н.В. Логвиненко. – М.: Высшая школа, 1974. – 400 с.

127. Ляврин, Б.З. Фосфолипидный состав печени и жабр рыб как индикатор состояния поверхностных вод рек Тернополщины / Б.З. Ляврин, В.Я. Бияк, В.О. Хоменчук, В.З. Курант. Львов: Институт биологии животных Национальной академии аграрных наук Украины, 2014.

128. Макрушин, А.В. Биологический анализ качества вод / А.В. Макрушин. – Л.: Наука, 1974. – 59 с.

129. Малкина, В.Д. Экологический вопрос в комплексном развитии мурманского транспортного узла как российской арктической гавани / В.Д. Малкина // Экологический вестник России. – 2015. – № 4. – С. 54-55.

130. Мальцев, А. Е. Геохимия голоценового разреза сапропеля озера Большие Тороки (Новосибирская область) / А.Е. Мальцев, Г.А. Леонова, В.А. Бобров, С.К. Кривоногов; VII Всероссийское Литологическое Совещание, Новосибирск, 28-31 октября 2013г. – Новосибирск: ИНГГ СО РАН, 2013. – Т.2. – С. 234–238.

131. Мальцев, А.Е. Геохимия голоценового разреза сапропеля озера Большие Тороки (Новосибирская область) / А.Е. Мальцев, Г.А. Леонова, В.А. Бобров, С.К. Кривоногов; VII Всероссийское Литологическое Совещание – Новосибирск: ИНГГ СО РАН, 2013. – Т.2. – С. 234-238.

132. Мартынова, М.В. Формы нахождения марганца, их соединения и трансформация в пресноводных отложениях (аналитический обзор) / М.В. Мартынова // Экологическая химия. – 2012. – № 21(1). – С. 38-52.

133. Масленникова, А.В. Палеоэкология и геохимия озерной седиментации голоцена Урала / А.В. Масленникова, В.Н. Удачин, В.В. Дерягин. – Екатеринбург: РИО УрО РАН, 2014. – 136 с.

134. Материалы по геологии Карелии / Карельский филиал академии наук СССР; под ред. П. А. Борисова. – Петрозаводск: Государственное издательство Карельской АССР, 1960. – 163 с.

135. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. – Л., 1984. – 19 с.

136. Минерагеническая карта России. Масштаб 1:5000000 / под ред. О.В. Петрова, А.Ф. Морозова, Б.К. Михайлова. – СПб.: ВСЕГЕИ, 2006.

137. Минерально-сырьевая база Республики Карелия / под ред. В. П. Михайлова, В. Н. Аминова. – Петрозаводск: Карелия, 2005. Кн. 1. Горючие полезные ископаемые. Металлические полезные ископаемые. – 280 с.

138. Минерально-сырьевая база Республики Карелия / под ред. В.П. Михайлова, В.Н. Аминова. – Петрозаводск: Карелия, 2006. Кн. 2. Неметаллические полезные ископаемые. Подземные воды и лечебные грязи. – 356 с.

139. Минин, В.А. Теплоснабжение городов Мурманской области / В.А. Минин // Труды Кольского научного центра Российской академии наук. – 2014. – Вып. 8, № 3. – С. 67-77.

140. Минин, В.А. Характеристики источников теплоснабжения городов Мурманской области / В.А. Минин // Труды Кольского научного центра РАН. – 2019. – Выпуск 18. – С. 5-19.

141. Миронов, Ю.Б. Поверхностные урановые месторождения гумидной климатической зоны земли / Ю.Б. Миронов, Г.Б. Лебедева, А.А. Пуговкин. Региональная Геология и Металлогения. – 2015. – № 63. – С. 68-76.

142. Митяев, М.В. Фациальная изменчивость современных отложений залива Хорнсунн, западный Шпицберген / М.В. Митяев, И.А. Погодина, М.В. Герасимов // Литология и полезные ископаемые. – 2005. – № 5. – С. 465-471.

143. Моисеенко, Т.И. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Т.И. Моисеенко, В.А. Даувальтер, А.А. Лукин [и др.]. Москва: Наука. – 2002. – 403 с.

144. Моисеенко, Т.И. Влияние геохимических факторов водной среды на биоаккумуляцию металлов в организме рыб / Т.И. Моисеенко // Геохимия. – 2015. – № 3. – С. 222-233.

145. Моисеенко, Т.И. Геохимическая миграция элементов в субарктическом водоеме (на примере озера Имандра) / Т.И. Моисеенко, В.А. Даувальтер, И.В. Родюшкин. – Апатиты: Изд. Кольск. науч. центра, 1995. – 127 с.

146. Моисеенко, Т.И. Геохимические закономерности распространения элементов в водах озер Арктических регионов // Т.И. Моисеенко, М.И. Дину, Н.А. Гашкина, Т.А. Кремлева, В.Ю. Хорошавин // Геохимия. – 2020. – № 65. – С. 521-532.

147. Моисеенко, Т.И. Горные озера как индикаторы загрязнения воздуха / Т.И. Моисеенко, В.А. Даувальтер, Л.Я. Каган // Водные Ресурсы. – 1997. – № 24. – С. 600-608.

148. Моисеенко, Т.И. Механизмы круговорота природных и антропогенных металлов в поверхностных водах Субарктики / Т.И.

Моисеенко, В.А. Даувальтер, И.В. Родюшкин // Водные ресурсы. – 1998. - Том 25, № 2. – С. 231-243.

149. Моисеенко, Т.И. Палеоэкологическая реконструкция антропогенной нагрузки / Т.И. Моисеенко, В.А. Даувальтер, Б.П. Ильяшук, Л.Я. Каган, Е.А. Ильяшук // Доклады Академии наук. – 2000. – Т. 370. – № 1. – С. 115-118.

150. Моисеенко, Т.И. Формирование химического состава вод Мурманской области в условиях функционирования горнорудных и металлургических производств / Т.И. Моисеенко, Н.А. Гашкина // Арктика: экология и экономика. – 2015. – № 4 (20). – С. 4-13.

151. Морозов, М.А. Исследование процесса крекинга гудрона в присутствии катализаторов на основе карбида вольфрама / М.А. Морозов, А.С. Акимов, С.П. Журавков [и др.] // НефтеГазоХимия. – 2017. – № 2. – С. 54-57.

152. Назарова, Л.Е. Современное состояние и изменчивость климата на водосборах Онежского озера и Выгозерского водохранилища / Л.Е. Назарова // Крупнейшие озера – водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменение экосистем при климатических и антропогенных воздействиях / под. ред. Н. Н.Филатова [и др.]. –Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. – С. 10-19.

153. Нарчук, Э.П. Определитель беспозвоночных России и сопредельных территорий / Э.П. Нарчук. – СПб., 1999. – С. 210-296.

154. Нерадовский, Ю.Н. Генезис фрамбоидального пирита в современных осадках озер (Кольский п-ов) / Ю.Н. Нерадовский, В.А. Даувальтер, Е.Э. Савченко // Записки РМО. – 2009. – Ч. 138. – № 6. – С. 50-55.

155. Нерадовский, Ю.Н. Структура и состав шлаков Печенги: исследования на сканирующем электронном микроскопе / Ю.Н. Нерадовский, Е.Э. Савченко, Н.Н. Гришин, А.Г. Касиков, Е.А. Окорочкова // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2009. – № 6. – С. 283-285.

156. Никифорова, Е.М. Экологические последствия применения противогололедных реагентов для почв восточного округа Москвы / Е.М. Никифорова, Н.Е. Кошелева, Т.С. Хайбрахманов // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2016. – №. 3. – С. 40-49.

157. Новицкий, Д.Г. Биогеохимические аспекты загрязнения водоемов урбанизированных территорий в Республике Карелия на примере окуня (Perca fluviatilis) / Д.Г. Новицкий, Н.В. Ильмаст, З.И. Слуковский, И.В. Суховская // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. – 2018. – № 3. – С. 42-51.

158. Новицкий, Д.Г. Геохимические индикаторы загрязнения водной среды на территории малого города (на примере города Суоярви, Республика

Карелия) / Д.Г. Новицкий, З.И. Слуковский З.И., А.С. Медведев; Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии. Материалы XXVIII молодёжной научной конференции памяти К.О. Кратца. – СПБ.: Изд-во ВВМ, 2017. – С. 214-218.

159. Онякова, А.М. Формирование инженерно-геологических условий города Архангельска / А.М. Онякова // Научный электронный журнал Меридиан. – 2020. – № 1(35). – С. 267-269.

160. Опекунов, А.Ю. Влияние техногенного воздействия на геохимическую структуру современных донных осадков / А.Ю. Опекунов // Вестник Санкт-Петербургского университета. Сер. 7. – 2004. – Вып. 2. – С. 70-80.

161. Опекунов, А.Ю. Геохимия и литодинамика аквального техноседиментогенеза: автореф. дис. д-ра г.-м. наук: 25.00.09 / Опекунов Анатолий Юрьевич. – СПб., 2004. – 419 с.

162. Опекунов, А.Ю. Состав и свойства донных отложений р. Мойки и Обводного канала (Санкт-Петербург) / А.Ю. Опекунов, С.Ф. Мануйлов, В.А. Шахвердов, А.В. Чураков, Н.А. Куринный // Вестник Санкт-Петербургского университета. Сер. 7. Геология. География. – 2012. – № 2. – С. 65-80.

163. Опекунов, А.Ю. Техногенная трасформация состава донных отложений рек и каналов Санкт-Петербурга / А.Ю. Опекунов, Е.С. Митрофанова, М.Г. Опекунова // Геоэкология, Инженерная геология, Гидрогеология, геокриология. – 2017. – № 4. – С. 48-61.

164. Опекунов, А.Ю. Фракционирование металлов в донных осадках рек Санкт-Петербурга / А.Ю. Опекунов, М.Г. Опекунова, А.Н. Джораева // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2024. – Том 69 (1). – С. 166-184.

165. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России: в 2 томах. Т. 2: [Зообентос] / под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолихина. – М.–СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 457 с.

166. Павлова, А.С. Распределение химических элементов между компонентами экосистемы арктического озера Большой Вудъявр (Хибины, Мурманская область) / А.С. Павлова, Н.А. Кашулин, Д.Б. Денисов, П.М. Терентьев, Н.А. Кашулин, В.А. Даувальтер // Сибирский экологический журнал. – 2019. – № 3. – С. 348-366.

167. Пеков, Б.И. Ловозерский массив: история исследования, пегматиты, минералы / Б.И. Пеков. – М.: Творческое объединение Земля, 2001. – 464 с.

168. Петрова, А.А. Содержание тяжёлых металлов в почвах города Мурманска / А.А. Петрова, Е.В. Абакумов // Гигиена и санитария. – 2019. – № 98(5). – С. 478-482.

169. Петрова, М.И. Оценка фосфорной нагрузки на экосистемы озер-водоприемников сточных вод / М.И. Петрова // Природопользование. – 2008. – № 14. – С. 143-147.

170. Переверзев, Н. Н. Почвы и почвенный покров Мурманской области / Н.Н. Переверзев // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2011. – № 1. – С. 39-43.

171. Петрова, Е.А. Закономерности распределения и формы нахождения тяжелых металлов в донных осадках Ладожского озера / Е.А. Петрова // Вестник Санкт-Петербургского университета. – 2006. – № 1. – С. 18-29.

172. Платонова, Д.С. Сорбция меди гуминовыми кислотами из сапропеля Омской области / Д.С. Платонова, М.С. Масаров, Л.Н. Адеев // Вестник Омского университета. – 2014. – № 3. – С. 47-50.

173. Плотников, А.О. Разнообразие прокариотических и эукариотических микроорганизмов в соленых и солоноватых водоемах Южного Урала на основе высокопроизводительного метагеномного секвенирования / А.О. Плотников, Е.А. Селиванов, Д.В. Пошвина [и др.]; I-й Российский микробиологический конгресс. Сборник тезисов. Пущино, 17-18 октября 2017 г. – М.: Издательский дом "Вода: химия и экология". – С. 72-73.

174. Попов П.А. Содержание тяжелых металлов в организме Сибирского Ельца (Leuciscusleuciscusbaicalensis) / П.А. Попов, Н.В. Андросова, В.А. Попов// Вода: химия и экология. – 2015. – № 11. – С. 88-92.

175. Попченко, В.И. Устойчивость малощетинковых червей к химическим загрязнениям / В.И. Попченко, Т.В. Попеченко // Известия Самарского научного центра РАН. Серия Биология и экология. – 1999. – № 2. – С. 201-203.

176. Постевая, М.А. Анализ атмосферных выбросов в г. Мурманске и их связь с загрязнением городских озер / М.А. Постевая, З.И. Слуковский // Вестник МГТУ. – 2021. – Том 24, № 2. – С. 190-201.

177. Потахин, М.С. Изменение донных отложений Выгозера в результате многофакторного антропогенного воздействия / М.С. Потахин, Н.А. Белкина, З.И. Слуковский, Д.Г. Новицкий, И.В. Морозова // Общество. Среда. Развитие. – 2018. – №3(48). – С. 107-117.

178. Потахин, М.С. Морфологические особенности водоемов г. Петрозаводска / М.С. Потахин; Водная среда иприродно-территориальные комплексы: исследование, использование, охрана. Материалы IV школы-

конф. молодых ученых смеждунар. участием, Петрозаводск, 26-28августа 2011г. – Петрозаводск, 2011. – С. 180-183.

179. Правдин, И.Ф. Руководство по изучению рыб / И.Ф. Правдин. – М.: Пищевая промышленность, 1966. – 376 с.

180. Природа и коренное население Арктики под влиянием изменения климата и индустриального освоения: Мурманская область / под ред. Е. А. Боровичёва и Н. В. Вронского. – М.: Изд. Дом «Графит», 2020. – 180 с.

181. Разработка градостроительной документации муниципального образования г. Норильск // Генеральный план Норильского городского округа. – СПб.: ОАО «НИИПГрадостроительства», 2007.

182. Расчет выбросов загрязняющих веществ от литейных цехов: Методическое пособие по выполнению практической работы по курсу "Промышленная экология" для студентов специальности 320700 "Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов" / Сост. Л.И. Бондалетова, В.Т. Новиков, Н.А. Алексеев. – Томск: Изд. ТПУ, 2000. – 34 с.

183. Рудакова, А.В. Особенности строения и состава трапповой формации обрамления Хантайско-Рыбнинского вала (Норильский район): автореф. дис. канд. г.-м. наук: 25.00.01 / Антонина Викторовна Рудакова. – М., 2012. – 24 с.

184. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 320 с.

185. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Наука, 1983. – 50 с.

186. Румянцев, В.А. Состояние водных ресурсов озер Арктической зоны Российской Федерации / В.А. Румянцев, А.В. Измайлова, Л.Н. Крюков // Проблемы Арктики и Антарктики. – 2018. – Т.64. – № 1. – С. 84-100.

187. Рухин, Л.Б. Основы литологии. Учение об осадочных породах / Л.Б. Рухин. – Л.: Недра, 1969. – 703 с.

188. Рыбаков, Д.С. Ассоциации химических элементов в загрязненных почвогрунтах бывшей промышленной площадки / Д.С. Рыбаков, А.С. Веселкова; Экологическая геология: теория, практика и региональные проблемы: Матер. 4-й научно-практ. конф. (Петрозаводск, 30 сентября – 2 октября 2015 г.). – Воронеж: Издательство «Научная книга», 2015. – С. 191-194.

189. Рыбаков, Д.С. Диатомеи в донных осадках – индикаторы загрязнения водных экосистем в условиях урбанизации / Д.С. Рыбаков, Т.С. Шелехова // Экология. – 2014. – № 1. – С. 45-52.

190. Рыбаков, Д.С. Климатические и геохимические аспекты формирования экологических рисков в Республике Карелия / Д.С. Рыбаков, Н.В. Крутских, Т.С. Шелехова, Н.Б. Лаврова, З.И. Слуковский, М.В. Кричевцова, О.В. Лазарева. – СПб.: Изд-во ООО «ЭлекСис», 2013. – 130 с.

191. Рябчиков, И.Д.Кислородный потенциал магматической системы Елетьозерской интрузии как критерий потенциальной рудоносности в отношении титаномагнетит-ильменитового сырья / И.Д. Рябчиков, Л.Н. Когарко // Доклады Академии Наук. – 2015. – № 463(1). – С. 75-78.

192. Рыбаков, Д.С. Первые данные дендрогеохимического определения многолетней динамики загрязнения Петрозаводска / Д.С. Рыбаков // Вопросы геологии и экологии Карелии: По материалам конференции молодых ученых. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1999. – С. 51-57.

193. Рянжин, С. В. Много ли озер на Земле? / С.В. Ряжин // Природа. – 2005. – № 4. – С. 18-25.

194. Савенко, В.С. Физико-химическое состояние таллия (I) и таллия (II) в морской воде / В.С. Савенко // Геохимия. – 2001. – № 1. – С. 95-98.

195. Савицкий, А.В. Урановое оруденение Лицевского района на Кольском полуострове (Россия) / А.В. Савицкий, А.Ю. Громов, Е.К. Мельников, П.И. Шариков // Геология рудных месторождений. – 1995. – № 17(5). – С. 403-416.

196. Савченко, И.А. Химико-фармацевтическое исследование гуминовых веществ сапропеля озера Горчаково: автореф. дис. кан. фарм. наук: 14.04.02 / Савченко Ирина Александровна. – Улан-Удэ, 2015. – 209 с.

197. Сает, Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янинидр. – М.: Недра, 1990. – 335 с.

198. Сапелко, Т.В. 60 лет палеолимнологии в России / Т.В. Сапелко, Д.А. Субетто // Известия Русского географического общества. – 2020. – Т. 152. – № 1. – С. 76-80.

199. Сандимиров, С.С. Методы экологических исследований водоемов Арктики: монография / С.С. Сандимиров, Л.П. Кудрявцева, В.А. Даувальтер, Д.Б. Денисов, А.Л. Косова, А.А. Черепанов, О.И. Вандыш, С.А. Валькова, П.М. Терентьев, И.М. Королева, Е.М. Зубова, Н.А. Кашулин. – Мурманск: Изд-во Мурманск. гос. технич. ун-та, 2019. – 180 с.

200. Светов, С.А. Прецизионный геохимический (ICP-MS, LA-ICP-MS) анализ состава горных пород и минералов: методика и оценка точности результатов на примере раннедокембрийских мафитовых комплексов / С.А. Светов, А.В. Степанова, С.Ю. Чаженгина, Е.Н. Светова, З.П. Рыбникова, А.И. Михайлова, А.С. Парамонов, В.Л. Утицына, М.В. Эхова, В.С. Колодей // Труды Карельского научного центра РАН. – 2015. – № 7. – С. 54-73.

201. Севастьянов, Д.В. Норильский регион: от природной специфики к практике освоения / Д.В. Севастьянов, Т.Е. Исаченко, Е.Н. Гук // Вестник СПбГУ. – 2014. – Вып. 3. – С. 82-94.

202. Селезнев, А.А. Современные антропогенные отложения и их использование для оценки экологического состояния урбанизированных территорий / А.А. Селезнев, И.В. Ярмошенко, А.С. Савастьянова, А.Б. Макаров // Известия Уральского государственного университета. – 2017. – № 1(45). – С. 44-49.

203. Семенов, А.И. Содержание тяжелых металлов в почве г. Челябинска / А.И. Семенов, А.В. Кокшаров, Ю.И. Погодин // Медицина труда и экология человека. – 2015. – №3. – С. 184-191.

204. Сергазинова, З.М. Воздействие выбросов алюминиевого производства в Северном Казахстане на видовую структуру и характер накопления фтора у мелких млекопитающих / З.М. Сергазинова, Т.А. Дупал, Ю.Н. Литвинов, Н.Т. Ержанов, Г.А. Конарбаева // Принципы экологии. – 2018. – № 3. – С. 60-74.

205. Симонов, И.М. Озера п-ова Файлдс на о. Кинг-Джордж (о. Ватерлоо) / И.М. Симонов // Информационный бюллетень Советской антарктической экспедиции. – 1973. – № 85. – С. 16–21.

206. Синькевич, Е.И. Донные отложения озер Восточной части Фенноскандинавского кристаллического щита / Е.И. Синькевич, И.М. Экман. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1995. – 177 с.

207. Скляров, Е.В. Интерпретация геохимических данных / Е.В. Скляров, Д.П. Гладкочуб, Т.В. Донская, А.В. Иванов, Е.Ф. Летникова, А.Г. Миронов, И.Г. Бараш, В.А. Буланов, А.И. Сизых. – М.: Интермет Инжиниринг. - 2001. – 288 с.

208. Скороспехова, Т.В.Особенности гидрохимического режима водных объектов полуострова Файлдс (о. Кинг Джордж, Западная Антарктика) / Т.В. Скороспехова, И.В. Федорова, А.А.Четверова, Н.К. Алексеева, С.Р.Веркулич, И.С. Ежиков, А.В. Козачек // Проблемы Арктики и Антарктики. –2016. – № 2(108). –С. 79-91.

209. Слуковский, З.И. Анализ содержания тяжелых металлов в органах рыб озера Ламба (Петрозаводск, Республика Карелия) / З.И. Слуковский, Н.В. Ильмаст, И.В. Суховская, Е.В. Борвинская; Экологические проблемы северных регионов и пути их решения. Материалы VI Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 120-летию со дня рождения Г.М. Крепса и 110-летию со дня рождения О.И. Семенова-Тянь-Шанского, город Апатиты, 10-14 октября 2016 года. – Апатиты: Издательство Кольского научного центра РАН, 2016. – С. 214-218.

210. Слуковский, З.И. Аномальные концентрации молибдена в современных отложениях фонового озера в Арктике (Мурманская область) / З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер, Н.И. Мещеряков, И.С. Усягина // Доклады Академии наук. – 2025 (в печати).

211. Слуковский, З.И. Геохимическая специфика процесса современного осадконакопления в условиях техногенеза (на примере оз. Ламба, Петрозаводск, Карелия) / З.И. Слуковский, Н.В. Ильмаст, И.В. Суховская, Е.В. Борвинская, М.А. Гоголев // Труды Карельского научного центра РАН. – 2017. – № 10. – С. 45-63.

212. Слуковский, З.И. Геохимические индикаторы техногенного загрязнения донных отложений малых рек в урбанизированной среде / З.И. Слуковский, С.А. Светов // География и природные ресурсы. – 2016. – № 1. – С. 38-45.

213. Слуковский, З.И. Геохимия отложений двух малых озер на севере Карелии (АЗРФ): природные и антропогенные аномалии редких элементов / З.И. Слуковский, Т.С. Шелехова, В.А. Даувальтер // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2024. – № 21. – С. 227-234.

214. Слуковский, З.И. Гидрохимические особенности и геохимическая специализация вод озера Сейдозера и его притоков (Мурманская область, Россия, Арктика) / З.И. Слуковский, М.А. Постевая, С.И. Вокуева, П.Н. Адамская, В.А. Даувальтер, Л.П. Кудрявцева, И.Р. Елизарова // Водные ресурсы. – 2026 (в печати)

215. Слуковский З.И. Греть, дымить и загрязнять: история мазута в России // Природа. 2020. № 6. С. 3-11.

216. Слуковский, З.И. Использование сканирующего электронного микроскопа в эколого-геохимических исследованиях донных отложений водоемов Севера России / З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2017. – № 14. – С. 166-169.

217. Слуковский, З.И. Маркеры техногенного влияния на геохимию отложений фонового озера на побережье Белого моря (Арктическая зона РФ) / З.И. Слуковский; Морские и озёрные бассейны восточной периферии Балтийского щита в четвертичное время. Материалы Всероссийской конференции и полевого симпозиума, Апатиты, 10–15 сентября 2024 г. – Апатиты: Кольский научный центр РАН. – С. 118-119.

218. Слуковский, З.И. Морфология и состав техногенных частиц донных отложений оз. Нюдъявр, Мурманская область / З. И. Слуковский, В. А. Даувальтер // Записки РМО. – 2019. – № 3. – С. 102-117.

219. Слуковский, З.И. Микроэлементый состав донных отложений малых озер как индикатор возникновения экологических рисков в условиях

урбанизированной среды Республики Карелии / З.И. Слуковский // Водное хозяйство России. – 2018. – № 6. – С. 70-82.

220. Слуковский, З.И. Накопление и вертикальное распределение тяжелых металлов в сапропеле озера Грязное (Медвежьегорский район, Республика Карелия) / З.И. Слуковский, А.С. Медведев, Т.П. Бубнова, Е.В. Сыроежко // Вестник МГТУ. – 2017. – Т. 20. - № 1/2. – С. 177-188.

221. Слуковский, З.И. Озёра города Мурманска: гидрологические, гидрохимические и гидробиологические особенности: монография / З.И. Слуковский, Д.Б. Денисов, В.А. Даувальтер, Е.М. Зубова, В.А. Мязин, А.В. Гузева, А.А. Черепанов, М.А. Постевая, С.А. Валькова, П.М. Терентьев, Н.В. Фокина, А.Л. Косова, С.В. Постнова, А.С. Сошина; научный редактор Т. И. Моисеенко. – Апатиты: Изд-во ФИЦ КНЦ РАН, 2023. – 174 с.

222. Слуковский, З.И. Особенности накопления свинца, сурьмы и кадмия в отложениях малых озер юга Карелии / З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер // Труды Карельского научного центра РАН. – 2020. – № 4. – С. 75-94.

223. Слуковский, З.И. Отклик диатомовой флоры малого озера на воздействие тяжелых металлов в условиях урбанизированной среды Республики Карелии / З.И. Слуковский, Т.С. Шелехова, Е.В. Сыроежко // Вестник Санкт-Петербургского университета. НаукиоЗемле. – 2018. – Т. 63. – Вып. 1. – С. 103-123.

224. Слуковский, З.И. Оценка химического состава воды городских рек и озер южной части Республики Карелия / З.И. Слуковский, А.С. Медведев, Д.Г. Новицкий, Е.М. Макарова, Е.В. Сыроежко; Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность. Сборник трудов X международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов ФГБУН Института водных проблем Российской академии наук, Москва, 6–8 декабря 2016 г. – М.: ИВП РАН, 2016. – С. 153-157.

225. Слуковский, З.И. Палеолимнологическая реконструкция техногенного воздействия на экосистему оз. Большой Вудъявр (Кировск, Мурманская область, Артика): новые геохимические данные / З.И. Слуковский, А.В. Гузева, В.А. Григорьев, В.А. Даувальтер, А.С. Мицуков // Экология урбанизированных территорий. – 2020. – № 4. – С. 96-107.

226. Слуковский, З.И. Редкие элементы в колонках современных отложений озер острова Кинг-Джордж, Антарктика / З.И. Слуковский, А.В. Гузева // Доклады Российской академии наук. Науки о Земле. – 2024. – Т. 516, №1. – С. 391-400.

227. Слуковский, З.И. Сапропели Карелии: изученность, практическое применение и охрана / З.И. Слуковский; Современные проблемы

четвертичной геологии и географии северо-запада европейской части России и сопредельных стран. Материалы научной сессии (с участием иностранных специалистов), посвященной 100-летию со дня рождения Галины Сергеевны Бискэ, Петрозаводск, 9-10 марта 2017 г. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2017. – С. 118-124.

228. Слуковский, З.И. Тяжелые металлы и формы их нахождения в донных отложениях сапропелепродуктивных озер Республики Карелия / З.И. Слуковский // Труды Кольского научного центра РАН. – 2019. – Том 10, № 6. – С. 227-232.

229. Слуковский, З.И. Урановые аномалии в современных донных отложениях озер северной части Мурманской области, Арктика / З.И. Слуковский, А.В. Гузева, В.А. Даувальтер, В.Н. Удачин, Д.Б. Денисов // Геохимия. – 2020. – Том 65. – № 12. – С. 1231-1236.

230. Слуковский, З.И. Уровень аккумуляции и формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях малых озер урбанизированной среды (Карелия) / З.И. Слуковский // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2020. – № 65(1). – С. 171-192.

231. Слуковский З.И. Формы нахождения Cu и Ni в донных отложениях малых озер г. Мончегорска (Мурманская область, Россия) / З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер, Д.Б. Денисов, И.А. Мосендз, Е.В. Сыроежко // Наука и образование – 2018. Материалы всерос. науч.-практ. конф., Мурманск, 15 ноября 2018 г. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2019. – С. 390-396.

232. Слуковский, З.И. Эколого-геохимический анализ состояния донных отложений малых рек урбанизированных территорий (на примере города Петрозаводска): автореф. дис. кандидата биол. наук: 03.02.08 / Слуковский Захар Иванович. – Петрозаводск, 2014. – 24 с.

233. Слуковский, З.И. Энергодисперсионная спектрометрия рентгеновского излучения как высокоэффективный метод исследования техногенных минеральных образований / З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер, П.Ф. Прокопович; Экоаналитика-2019. Тезисы докладов XI Всероссийской конференции по анализу объектов окружающей среды с международным участием, Пермь, 27 мая – 01 июня 2019 г. – Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2019. – С. 154-155.

234. Старичков, Е.М. К геохимии донных отложений озера Пясино (Норильский район) / Е.М. Старичков // Записки Горного института. – 2002. – Т. 150, Ч. 2. – С. 18-21.

235. Стародымова, Д.П. Геохимия донных осадков Малого озера (водосбор Онежского озера, Архангельская область) / Д.П. Стародымова, В.П.

Шевченко, Н.М. Кокрятская, Р.А. Алиев, А.Ю. Бычков, С.А. Забелина, А.В. Чупаков // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 9. – С. 172–177.

236. Стародымова, Д.П. Динамика накопления тяжелых металлов донными осадками водоема в зоне влияния ТЭЦ / Д.П. Стародымова, В.П. Шевченко, Н.М. Кокрятская, Р.А. Алиев // Экология гидросферы. – 2023. – № 2 (10). – С. 72-83.

237. Страховенко, В.Д. Актуальные проблемы сохранения и использования сапропелевых залежей малых озер Барабинской низменности и Кулундинской равнины / В.Д. Страховенко, Г.И. Малов, Е.А. Овдина, Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина; Озера Евразии: проблемы и пути их решения : Материалы II Международной конференции, Казань, 19–24 мая 2019 года. Т.2. – Казань: Академия наук Республики Татарстан, 2019. – С. 184-189.

238. Страховенко, В.Д. Геохимическая характеристика сапропелевых отложений малых озер Обь-Иртышского междуречья / В.Д. Страховенко, О.П. Таран, Н.И. Ермолаева // Геология и геофизика. – 2014. – Том 55 (10). – С. 1466-1477.

239. Страховенко, В.Д. Геохимические особенности экосистемы озера Колыванское (Алтайский край) и влияние на нее техногенного воздействия / В.Д. Страховенко, В.Г. Кабанник, И.Н. Маликова // Литология и полезные ископаемые. – 2014. – № 3. – С. 220-234.

240. Страховенко, В.Д. Геохимия донных отложений малых континентальных озер Сибири: дис. д-ра г.-м. наук: 25.00.09 / Страховенко Вера Дмитриевна. – Новосибирск, 2011. – 306 с.

241. Страховенко, В.Д. Железомарганцевые конкреции пресноводных водоемов острова Ольхон (Байкал) и Кулундинской равнины (Западная Сибирь) / В.Д. Страховенко, С.И. Школьник, И.В. Даниленко // Геология и геофизика. – 2018. – Том 59 (2). – С. 158-171.

242. Страховенко, В.Д. Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири / В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов, И.Н. Маликова, Ю.С. Восель // Геология и геофизика. – 2010. – Т. 51, № 11. – С. 1501-1514.

243. Страховенко, В.Д. Особенности распределения редкоземельных элементов в водах и донных отложениях малых озер Барабинской низменности и Кулундинской равнины / В.Д. Страховенко, Е.А. Овдина // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2021. – Т. 332, № 3. – С. 171-179.

244. Страховенко, В.Д. Особенности распределения урана в компонентах озерных систем, расположенных в степном ландшафте Юга Сибири (Кулундинская и Тажеранская Степь) / В.Д. Страховенко, Е.А.

Овдина, Г.И. Малов; Подземные воды Востока России: Материалы Всероссийского совещания по подземным водам Востока России (XXII Совещание по подземным водам Сибири и Дальнего Востока с международным участием), Новосибирск, 18-22 июня 2018 года. – Новосибирск: Новосибирский национальный исследовательский государственный университет, 2018. – С. 457-463.

245. Страховенко, В.Д. Основные закономерности распределения микроэлементов и фосфора в донных отложениях Онежского озера в голоцене (на базе временных графиков 137Cs, 210Pb) / В.Д. Страховенко, Н.А. Белкина, Н.А. Ефременко, Д.А. Суббето, М.С. Потахин; Материалы IV Всероссийской научной конференции с международным участием. – Улан-Удэ: Геологический институт СО РАН, 2020. – С. 403-407.

246. Страховенко, В.Д. Современные донные отложения Онежского озера: строение, минеральный состав и систематика редкоземельных элементов / В.Д. Страховенко, Д.А. Субетто, Е.А. Овдина, Н.А. Белкина, Н.А. Ефременко, А.В. Маслов // Доклады Академии наук. – 2018. – Т.481. – № 4. – С. 414-417.

247. Субетто, Д.А. Донные отложения озер: палеолимнологические реконструкции: монография / Д.А. Субетто. – Санкт-Петербург: Изд-во РГПУ им. Герцена, 2009. – 339 с.

248. Сценарии развития Мурманской области в условиях глобальных неопределенностей и изменений климата / коллектив авторов; под науч. ред. д.т.н. В.А. Маслобоева, к.э.н. Л.А. Рябовой, к.э.н. Е.М. Ключниковой. – Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2019. – 52 с.

249. Сысо, А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. / А.И. Сысо – Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 2007. – 277 с.

250. Титов, Д.Ю. Геологическое строение и рудная минерализация юго-восточной части Ветреного пояса, Архангельская область. дис. маг. геол. наук: 05.04.01 / Титов Дмитрий Юрьевич. – СПб., 2016. – 82 с.

251. Томилина, О.В. Геохимическое картирование севера европейской территории России в рамках международной программы «Экогеохимия Баренцева региона» и проведение опережающего этапа составления геохимических основ Госгеолкарты-1000 третьего поколения на листы P-35,36. Том 2: Отчет о научно-исследовательской работе / О.В. Томилина, С.Ф. Паламарчук, Э.Я. Яхнин, А.И. Егоров. – СПб. – 2004. – 146 с.

252. Удачин, В.Н. Геохимия горнопромышленного техногенеза Южного Урала / В.Н. Удачин, П.Г. Аминов, К.А. Филиппова. – Екатеринбург: РИО УрО РАН, 2014. – 252 с.

253. Удачин, В.Н. Изотопная геохимия донных отложений озер Южного Урала для оценки масштабов горнопромышленного техногенеза / В.Н. Удачин, В.В. Дерягин, Р. Китагава, П.Г. Аминов // Вестник Томского Государственного Университета. – 2009. – № 3. – С. 144-149.

254. Удачин, В.Н. Первые данные о геохимии микроэлементов в донных отложениях арктического озера Кентэтурку (полуостров Таймыр) // В.Н. Удачин, Д.Ю. Большиянов, С.Л. Вотяков, Д.В. Киселева, П.В. Хворов, П.Г. Аминов, Ю.К. Иванов // Труды Института геологии и геохимии им. академика А.Н. Заварицкого. – 2013. – № 160. – С. 356-359.

255. Федеральное агентство по недропользованию РОСНЕДРА [Электронный ресурс]. – Перечень участков недр федерального значения. – Режим доступа: https://rosnedra.gov.ru/, свободный. – Загл. с экрана.

256. Федорова, А.О. Влияние противогололедных реагентов на окружающую среду (на примере г. Тюмень) / А.О. Федорова, А.Д. Четыркина; Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах. Материалы III Международной школы-семинара молодых исследователей, Тюмень, 23–28 апреля 2018 г. – Тюмень: Тюменский государственный университет, 2018. – С. 428-433.

257. Чекулаев, В.П.Архейская тоналит-трондьемит-гранодиоритовая (ТТГ) ассоциация Карелии: этапы формирования, геохимия, происхождение / В.П. Чекулаев, Н.А. Арестова, Ю.С. Егорова // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2021. – № 18. – С. 409-413.

258. Чекулаев, В.П. Архейская тоналит-трондьемит-гранодиоритовая ассоциация Карельской провинции: геология, геохимия, этапы и условия образования / В.П. Чекулаев, Н.А. Арестова, Ю.С. Егорова // Стратиграфия. Геологическая корреляция. – 2022. – № 30(4). – С. 3-21.

259. Челябинская область: атлас / Н.Б. Виноградов, В.В. Дерягин, С.Г. Захаров [и др.]. – 4-е издание, переработанное и дополненное. – Челябинск: Абрис, 2012. – 32 с.

260. Чертопруд, М.В. Краткий определитель пресноводных беспозвоночных центра Европейской России / М.В. Чертопруд, Е.С. Чертопруд. – М.: МАКС Пресс, 2003. – 196 с.

261. Шафигуллина, Г.Т. Содержание тяжелых металлов в донных отложениях Учалинской геотехнической системы / Г.Т. Шафигуллина, В.Н. Удачин // Разведка и Охрана Недр. – 2009. – № 1. – С. 60–66.

262. Шахвердов, В.А. Оценка современного геоэкологического состояния Кольского залива по геохимическим данным / В.А. Шахвердов, М.В. Шахвердова // Арктика: экология и экономика. – 2016. – № 4(24). – С. 22-31.

263. Шелехова, Т.С. Геохимические особенности и состав диатомовых комплексов донных осадков р. Шуи (Республика Карелия) / Т.С. Шелехова, Н.В. Крутских // Труды Карельского научного центра РАН. – 2013. – № 6. – С. 76-90.

264. Шелехова, Т.С. Диатомовые водоросли современных отложений озер Заонежья: палеоэкологические и палеоклиматические реконструкции / Т.С. Шелехова, Д.А. Субетто, Ю.С. Тихонова, М.С. Потахин // Общество. Среда. Развитие. – 2015. – № 2. – С. 151-160.

265. Шелехова, Т.С. Диатомовые комплексы позднеголоценовых донных отложений городского озера Плотичье, город Медвежьегорск, Республика Карелия / Т.С. Шелехова, З.И. Слуковский; Морфологическая эволюция и стратиграфические проблемы: Материалы LXV сессии Палеонтологического общества при РАН, Санкт-Петербург, 1-5 апреля 2019 года. – СПб.: Картфабрика ВСЕГЕИ, 2019. – С. 188-190.

266. Шелехова, Т.С. Динамика природной среды и развития озера Окуньозеро в южной Карелии в позделедниковье и голоцене (по микропалеонтологическим данным) // Т.С. Шелехова, Ю.С. Тихонова, О.В. Лазарева // Труды Карельского научного центра РАН. – 2021. – № 4. – С. 134-152.

267. Шелехова, Т.С. Методы исследования донных отложений озер Карелии / Т.С. Шелехова, З.И. Слуковский, Н.Б. Лаврова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2020. – 111 с.

268. Шелехова, Т. И. Особенности четвертичных отложений и геоморфологии зеленокаменного пояса Фенноскандинавии / Т.И. Шелехова // Труды Карельского научного центра РАН. – 2014. - № 6. – С. 17-23.

269. Штин, С.М. Озерные сапропели и основы их комплексного освоения: монография / С.Ш. Штин. – М.: Изд-во Московского государственного горного университета, 2005. – 374 с.

270. Щипцов, В.В. Минерально-сырьевой потенциал арктических районов Республики Карелия / В.В. Щипцов, В.И. Иващенко // Труды Карельского научного центра РАН. – 2018. –№ 2. – С. 3-33.

271. Эдельштейн, К.К. Гидрология озер и водохранилищ: учебник для вузов. – М.: Перо, 2014. – 399 с.

272. Экологический атлас Мурманской области. – Москва-Апатиты, 1999. – 48 с.

273. Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения / под. ред. С. И. Лукомской. – Л.: Наука, 1990. С. 147-175. – 264 с.

274. Юдович, Я.Э. Геохимические индикаторы литогенеза (литологическая геохимия) / Я.Э. Юдович, М.П. Кетрис. – Сыктывкар: Геопринт, 2011. – 742 с.

275. Юдович, Я.Э. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях / Я.Э Юдович, М.П. Кетрис. – Екатеринбург: УрО РАН, 2005 – 650 с.

276. Яковенчук, В.Н. Минералы Хибинского массива / В.Н. Яковенчук, Г.Ю. Иванюк, Я.А. Пахомовский, Ю.П. Меньшиков. – М.: Земля, 1999. – 326 с.

277. Яковлев, В.А. Пресноводный зообентос северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика): в 2 частях. Ч. 2 / В.А. Яковлев. – Апатиты: КНЦ РАН, 2005. – 145 с.

278. Яковлев, С.А. Методическое руководство по изучению и геологической съемке четвертичных отложений. Ч.1: Общая часть / С.А. Яковслев. – М.: Картфабрика Госгеолтехиздат, 1954. – 302 с.

279. Янин, Е.П. Техногенные речные илы (вещественный состав, геохимические особенности, экологическая оценка) / Е.П. Янин. – М.: ВИНИТИ, 2013.

280. Янин, Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). – М.: НП «АРСО», 2018. – 415 с.

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

282. Ярошевский, А.А. Проблемы современной геохимии / А.А. Ярошевский. – Новосибирск: Изд-во НГУ, 2004. –194 с.

283. Abakumov, E. Trace element content in soils of the King George and Elephant islands, maritime Antarctica / E. Abakumov, A. Lupachev, M. Andreev // Chemistry and Ecology. – 2017. – Vol. 33. – P. 1-13.

284. Abril, J.M. On the use of 210Pb-based records of sedimentation rates and activity concentrations for tracking past environmental changes / J.M. Abril // Journal of Environmental Radioactivity. – 2022. – Vol. 244-245. – P. 1-14.

285. Al-Ani, T. Geology and Mineralogy of Rare Earth Elements Deposits and Occurrences in Finland / T. Al-Anim, F. Molnár, P. Lintinen, S. Leinonen // Minerals. – 2018. – Vol. 8(8). – P. 356.

286. Alfonso, J.A. Geochemistry of Recent Lacustrine Sediments from Fildes Peninsula, King George Island, Maritime Antarctica / J.A. Alfonso, Y. Vasquez, A.C. Hernandez, A. Mora, H. Handt, E. Sira // Antarctic Science. – 2015. – Vol. 27(5). – P. 462-471.

287. Arslan N. Metal contents in water, sediment, and oligochaeta-chironomidae of lake Uluabat, a Ramsar Site of Turkey / N.Arslan, B. Koç, A. Çiçek // The Scientific World Journal. – 2010. – Vol. 10. – P. 1269-1281.

288. Avdeeva, L.N. Removal of organic substances and metal ions from water using a carbon-mineral sapropel sorbent / L.N. Avdeeva, T.A. Kovalenko // Russian Journal of Applied Chemistry. – 2012. – Vol. 85. – № 4. – P. 557−563.

289. Balaram, V. Rare earth elements: A review of applications, occurrence, exploration, analysis, recycling, and environmental impact. Geoscience Frontiers. – 2019. – Vol. 10(4). – P. 1285-1303.

290. Batley, G.E. «Heavy metal»–A useful term / G.E. Batley // Integrated Environmental Assessment and Management. –2012. – Vol. 8(2) – 215.

291. Bartnicki, J. An Eulerian model for atmospheric transport of heavy metals over Europe: Model description and preliminary results / J. Bartinicki // Water Air & Soil Pollution. – 1994. – Vol. 75(3-4). – P. 227-263.

292. Barwise, A.J.G. Role of nickel and vanadium in petroleum classification. Energy Fuels / A.J.G. Barwise // Energy & Fuels. – 1990. – Vol. 4. – P. 647-652.

293. Bazova, M.M. Specifics of the elemental composition of waters in environments with operating mining and ore-processing plants in the Kola North / M.M. Bazova // Geochemistry International. – 2017. – Vol. 55. – P. 131-143.

294. Belzile, N. Characterization of humic substances extracted from Canadian lake sediments / N. Belzile, H.A. Joly, H. Hongbo // Canadian Journal of Chemistry. – 1997. – Vol. 75(1). – P. 14-27.

295. Bindler, R. Atmospheric Lead Pollution History during Four Millennia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden / R. Bindler // AMBIO: A Journal of the Human Environment. – 2000. – Vol. 29(3). – P. 150-156.

296. Bindler, R. Establishing natural sediment reference conditions for metals and the legacy of long-range and local pollution on lakes in Europe / R. Bindler, J. Rydberg, I. Renberg // Journal of Paleolimnology. – 2011. – Vol. 45. – P. 519-531.

297. Birch, G.F. Geogenic and anthropogenic metal enrichment in aquatic sedimentary environments – What are they and can they be differentiated / G.F. Birch, S.P. Lound // Marine Pollution Bulletin. – 2016. – Vol. 224. – 119174.

298. Birch, L. Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: Historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake / L. Birch, K.W. Hanselmann, R. Bachofen // Water Research. – 1996. – Vol. 30 (3). – P. 679-687.

299. Birkenmajer, K. Geology of Admiralty Bay, King George Island (South Shetland Islands) -An outline / K. Birkenmajer// Polish Polar Research. – 1980. - Vol. 1. – P. 29-54.

300. Blecic, A. Application of Sapropel in Agricultural Production / A. Blecic, R. Dubljevic, D. Mitrovic, B. Railic, V. Spalevic // Agriculture and Forestry. – 2014. – Vol. 60. – P. 243-250.

301. Blyakharchuk, T. AMS 14C Dating problem and high-resolution geochemical record in Manzherok Lake sediment core from Siberia: climatic and environmental reconstruction for Northwest Altai over the past 1,500 years / T. Blyakharchuk, V. Udachin, H. Li, S. Kang // Frontiers in Earth Science. – 2020 – Vol. 8. – P. 1-19.

302. Blyakharchuk, T. AMS 14 C Dating problem and high-resolution geochemical record in Manzherok Lake sediment core from Siberia: climatic and environmental reconstruction for Northwest Altai over the past 1,500 years / T. Blyakharchuk, V. Udachin, H. Li, S. Kang S // Frontiers in Earth Science. – 2020. – Vol. 8. – P. 1-19.

303. Braun, M. Spatially distributed surface energy balance and ablation modelling on the ice cap of King George Island (Antarctica)/ M. Braun, R. Hock// Global and Planetary Change. – 2004. Vol. 42. P. 45-58.

304. Brito, P. Sources and distribution of yttrium and rare earth elements in surface sediments from Tagus estuary, Portugal / P. Brito, R. Prego, M. Mil-Homens, I. Caçador, M. Caetano // Science of The Total Environment. – 2018. – Vol. 621. – P. 317-325.

305. Brönmark, C. The biology of lakes and ponds / C. Brönmark, L.-A. Hansson. – New York: Oxford University Press, 2005.

306. Budakoglu, M. The rare earth element geochemistry on surface sediments, shallow cores and lithological units of Lake Acıgöl basin, Denizli, Turkey / M. Budakoglu, A. Abdelnasser, M. Karaman, M. Kumral / Journal of Asian Earth Sciences. – 2015. – Vol. 111. – P. 632-662.

307. Bueno, C. An Evaluation of Trace Metal Concentration in Terrestrial and Aquatic Environments near Artigas Antarctic Scientific Base (King George Island, Maritime Antarctica) / C. Bueno, N. Kandratavicius, N. Venturini, R.C.L.Figueira, L. Pérez, K. Iglesias, E. Brugnoli // Water, Air, & Soil Pollution. – 2018. – Vol. 229 – 398.

308. Büttner, O. Geostatistical Analysis of Surface Sediments in an Acidic Mining Lake / O. Büttner, A. Becker, S. Kellner, B. Kuehn, K. Wendt-Potthoff, D.W. Zachmann, K. Friese // Water, Air, & Soil Pollution. – 1998. – Vol. 108. – P. 297–316.

309. Česonienė, L. Analysis of Biogenic Secondary Pollution Materials from Sludge in Surface Waters / L. Česonienė, E. Mažuolytė-Miškinė, D. Šileikienė, K. Lingytė, E. Bartkevičius // International Journal of Environmental Research and Public Health. – 2019. – Vol. 16., I.23. – 4691.

310. Chałabis-Mazurek, A. Food-Safety Risk Assessment of Mercury, Lead and Cadmium in Fish Recreationally Caught from Three Lakes in Poland / A. Chałabis-Mazurek, J. Rechulicz, R.A. Pyz-Łukasik // Animals. – 2021. – Vol. 11. – 3507.

311. Chappaz, A. Controls on uranium distribution in lake sediments / A. Chappaz, C. Gobeil, A. Tessier // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2010. – Vol. 74(1). – P. 203-214.

312. Chen, X. Diatom response to heavy metal pollution and nutrient enrichment in an urban lake: evidence from paleolimnology / X. Chen, C. Li, S. McGowan, X. Yang // Annales de Limnologie – International Journal of Limnology. – 2014. – Vol. 50(2). – P. 121-130.

313. Chen, X. Use of siliceous algae as bioilogical monitors of heavy metal pollution in tree lakes in a mining city, southeast China / X. Chen, X. Mao, Y. Cao, X. Yang // Oceanological and Hydrobiological Studies. – 2013. – Vol. 42 (3). – P. 233-242.

314. Chiaradia, M. 1997. Identification of historical lead sources in roof dusts and recent lake sediments from an industrialized area: indications from lead isotopes / M. Chiaradia, B.E. Chenhall, A.M. Depers, B.L. Gulson, B.G. Jones // cience of The Total Environment. – 1997. Vol. 205. – P. 107-128.

315. Chu, Z., Assessment of heavy metal contamination from penguins and anthropogenic activities on Fildes Peninsula and Ardley Island, Antarctic / Z. Chu. Z. Yang, Y. Wang, L. Sun, W. Yang, L. Yang, Y. Gao // Science of The Total Environment. – 2019. – Vol. 646. – P. 951-957.

316. Cima, F. Tin: Environmental Pollution and Health Effects / F. Cima; Encyclopedia of Environmental Health (Second Edition); J.O. Nriagu (ed.). – Elsevier, 2019. – P. 351–359.

317. Corbett, D.R. ^{210}Lead and ^{137}Cesium: establishing a chronology for the last century / D.R. Corbett, J.P. Walsh // Handbook of Sea-Level Research / Shennan I., Long, A.J., Horton, B.P. (eds.). – Chichester, 2015. – P. 361-372.

318. Coleman, S.L. Distribution and mode of occurrence of selenium in US coals / S.L. Coleman, R.B. Finkelman, L.J. Bragg // Environmental Geochemistry and Health. – 1993. – Vol. 15. – P. 215–227.

319. Cook, S.J. Distribution and dispersion of molybdenum in lake sediments adjacent to porphyry molybdenum mineralization, central British Columbia / S.J. Cook // Journal of Geochemical Exploration. –2000. – Vol. 71. – P. 13-50.

320. Cooke, C.A. A paleolimnological perspective on industrial-era metal pollution in the central Andes, Peru / C.A. Cooke, M.B. Abbott // Science Total Environmental. – 2008. – Vol. 393. – P. 262–272.

321. Cumberland, S.A. Uranium mobility in organic matter-rich sediments: A review of geological and geochemical processes / S.A. Cumberland, G. Douglas, K. Grice, J.W. Moreau // Earth-Science Reviews. – 2016. – Vol. 159. – P. 160-185.

322. Datta, S. Tungsten Contamination of Soils and Sediments: Current State of Science / S. Datta, S.E. Vero, G.M. Hettiarachchi [et al.] // Current Pollution Reports. – 2017. Vol. 3. – P. 55-64.

323. Dauvalter, V.A. Assessment of the Ecological State of the Arctic Freshwater System Based on Concentrations of Heavy Metals in the Bottom Sediments / V.A. Dauvalter, N.A. Kashulin // Geochemistry International. – 2018. – Vol. 56. – P. 842-856.

324. Dauvalter, V. Chalcophile elements (Hg, Cd, Pb, As) in Lake Umbozero, Murmansk Province / V. Dauvalter, N. Kashulin // Water Resources. – 2010. – Vol.37. – P. 497-512.

325. Dauvalter, V.A. Chalcophile elements Hg, Cd, Pb, As in Lake Umbozero, Murmansk Region, Russia / V.A. Dauvalter, N.A. Kashulin, J. Lehto, J. Jernström // International Journal of Environmental Research. – 2009. – Vol. 3(3). – P. 411-428.

326. Dauvalter, V. Geochemistry of rare earth elements in Imandra Lake, Murmansk Area / V. Dauvalter, T. Moiseenko, I. Rodyushkin // Geochemistry International M. –1999. – Vol. 37. – P. 325-331.

327. Dauvalter, V. Impact of mining and refining on the distribution and accumulation of nickel and other heavy metals in sediments of subarctic Lake Kuetsjärvi, Murmansk Region, Russia // V. Dauvalter // Journal of Environmental Monitoring. – 2003. - Vol. 5. – P. 210-215.

328. Dauvalter, V. Influence of pollution and acidification on metal concentrations in Finnish Lapland lake sediments / V. Dauvalter // Water, Air & Soil Pollution. – 1995. – Vol. 85. – P. 853-858.

329. Dauvalter, V.A. Chemical Composition of Bottom Sedimentary Deposits in Lakes in the Zone Impacted by Atmospheric Emissions from the Severonickel Plant / V.A. Dauvalter, M.V. Dauvalter, N.A. Kashulin, S.S. Sandimirov // Geochemistry International. – 2010. – Vol. 48. – P. 1148-1153.

330. Dauvalter, V.A. Chemical composition of lake sediments along a pollution gradient in a subaectic watercourse / V.A. Dauvalter, N.A. Kashulin, S.S. Sandimirov, P.M. Terentyev, D.B. Denisov, P-A. Amudsen // Journal of Environmental Sciences and Health. – 2011. – Vol. 46. – P. 1020-1033.

331. Dauvalter, V.A. Heavy metal pollution in sediments of the Pasvik River drainage / V.A. Dauvalter, S. Rognerud // Chemosphere. – 2001. – Vol. 42. – P. 9-18.

332. Dauvalter, V. Paleolimnological Perspective on Arctic Mountain Lake Pollution / V. Dauvalter, Z. Slukovskii, D. Denisov, A.A. Guzeva // Water. – 2022. – Vol. 14. – 4044.

333. Davis, R.B. Paleolimnological reconstruction of the effects of atmospheric deposition of acids and heavy metals on the chemistry and biology of lakes in New England and Norway / R.B. Davis, S.A. Norton, C.T. Hess, D.F. Brakke // Hydrobiologia. – Vol. 103(1). – P. 113-123.

334. Davydova, N. Human impact on Lake Ladoga as indi- cated by long-term changes of sedimentary diatom assemblages / N. Davydova, D. Subetto, M. Kukkonen, H. Simola // Boreal Environmental Research – 1999. – Vol. 4(3). – P. 269-275.

335. Delile, F. Lead in ancient Rome's city waters / F. Delile, J. Blichert-Toft, J.-P. Goiran, S. Keay, F. Albarède // Proceed NAS USA. – 2014. – Vol. 111. – P. 6594-6599.

336. Denisov, D. Small lakes ecosystems under the impact of non-ferrous metallurgy (Russia, Murmansk Region). Denisov D, Terentjev P, Valkova S, Kudryavtzeva L // Environments. – 2020. – Vol. 7. - P.29.

337. Denisov, D.B. Changes in the Hydrochemical Composition and Diatomic Flora of Bottom Sediments in the Zone of Influence of Metal Mining Production (Kola Peninsula) / D.B. Denisov // Water Resources. – 2007. – Vol. 34, No. 6. – P. 682-692.

338. Di Stefano, C. Comparison between grain-size analyses using laser diffraction and sedimentation methods / C. Di Stefano, V. Ferro, S. Mirabile // Biosystems Engineering. – 2010. – Vol. 106(2). – P. 205-215.

339. Downing, J.A. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments / J.A. Downing, Y.T. Prairie, J. Cole, C.M. Duarte, L.G. Tranvik, R.G. Striegl, W.H. McDowell, P. Kortelainen, N.F. Caraco, J.M. Melack, J.J. Middelburg // Limnology and Oceanography. – 2006. – Vol. 51. – P. 2388-2397.

340. Du, J. PAHs in lake sediments: a literature review (2002-2018) / J. Du, C. Jing // Environmental Science: Processes & Impacts. – 2018. – Vol. 20. – P. 1649-1666.

341. Edgington, D.N. Records of lead deposition in Lake Michigan sediments since 1800 / D.N. Edgington, J.A. Robbins // Environmental Science & Technology. – 1976. – Vol. 10. – P.266-274.

342. Ekman, I. Site descriptions in the Karelian A.S.S.R / I. Ekman, V. Ilyin, A. Lukashov; Termination of the Pleistocene. Eastern Fennoscandian Younger Dryas End Moraines. Field Conference North Karelia, Finland and Karelian ASSR; H. Rainio, M. Saarnisto (eds.). – Helsinki, 1991. – P. 103-149.

343. Eriksson, J.E. Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertilizers, precipitation and in oil and crops / J.E. Eriksson. – Stockholm: Swedish EPA Rep 5159, 2001.

344. Escobar, J. Isotope record of anthropogenic lead pollution in lake sediments of Florida, USA / J. Escobar, T.L. Whitmore, G.D. Kamenov, M.A. Riedinger-Whitmore // Journal of Paleolimnology. – 2013. – Vol. 49, I.2. – P. 237-252.

345. Eusterhues, K. Geochemical response on redox fluctuations in Holocene lake sediments, Lake Steisslingen, Southern Germany / K. Eusterhues, H. Heinrichs, J. Schneider // Chemical Geology. – 2005. – Vol. 222. – P. 1-22.

346. Evtushenko, N.Y. Specific Features of the Accumulation of Heavy Metals in Tissues of Fishes from the Kremenchug Reservoir / N.Y. Evtushenko, O.V. Danilko // Hydrobiological Journal. – 1998. – Vol. 34 (4-5). – P. 201-211.

347. Ewers, U. Environmental exposure to thallium // U. Ewers // Science of The Total Environment. – 1988. – Vol. 71(3). – P. 285-292.

348. Faruque, A.M. Environmental assessment of Dhaka city (Bangladesh) based on trace metal contents in road dusts / A.M. Faruque, B.H.I. Hawa // Environmental Geolog. – 2007. - Vol. 51. – P. 975-985.

349. Filatov, N. Russian Lakes / N. Filatov, T. Gronskaya; Encyclopedia of Lakes and Reservoirs; L. Bengtsson, R.W. Herschy, R.W Fairbridge (eds.). – Dordrecht: Springer Dordrecht, 2012. – P. 674-679.

350. Fisher, B.E.A. A review of the processes and models of long-range transport of air pollutants. Atmospheric Environment (1967), 17(10), 1865–1880.

351. Flegal, A.R. Anthropogenic lead in Antarctic sea water / A.R. Flegal, H. Maring, S. Niemeyer // Nature. – 1993. – Vol. 365(6443). – P. 242-244.

352. Förstner, U. Historical contaminated sediments and soils at the river basin scale. Examples from the Elbe River catchment area / U. Förstner, S. Heise, R. Schwartz, B. Westrich, W. Ahlf // Journal of Soils and Sediments. – 2004. – Vol. 4(4). – P. 247-260.

353. Förstner, U. Lake sediments as indicators of heavy-metal pollution / U. Förstner // The Science of Nature. – 1976. – Vol. 63. – P. 465-470.

354. Förstner, U. Metal concentrations in Recent lacustrine sediments / U. Förstner // Archiv für Hydrobiologie. – 1977. – Vol. 80. – P. 172-191.

355. Gaillardet, J. Trace Elements in River Waters / J. Gaillardet, J. Viers, B. Dupré // Treatise on Geochemistry. – 2013. – Vol. 7. – P. 195-235.

356. Gallon, C. Sources and chronology of atmospheric lead deposition to a Canadian Shield lake: Inferences from Pb isotopes and PAH profiles / C. Gallon, A. Tessier, C. Gobeil, L. Beaudin // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2005. – Vol. 69. – P. 3199-3210.

357. Gao, L. Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake / L. Gao, J.M. Zhou, H. Yang [et al.] // Environmental Geology. – 2005. – Vol. 48. – P. 835-844.

358. Gao, Y. Can Urban Lake Recreational Pressure Be Measured? The Impacts of Urbanization on Wuhan's Lakes / Y. Gao, Z. Deng, A.M. Morrison // Applied Spatial Analysis and Policy. – 2019. – Vol. 12. – P. 255-273.

359. Gao, Y. High resolution profiles of thallium, manganese and iron assessed by DET and DGT techniques in riverine sediment pore waters / Y. Gao, M. Leermakers, M. Elskens, G. Billon, B. Ouddane, J.-C. Fischer, W. Baeyens // Science of The Total Environment. – 2007. – Vol. 373(2-3). – P. 526-533.

360. Ganor, E. Vanadium and nickel in dustfall as indicators of power plant pollution / E. Ganor, S. Altshuller, H.A. Foner, S. Brenner, J. Gabbay // Water, Air, and Soil Pollution. – 1988. – Vol. 42. – P. 241-252.

361. Gauthier, P.T. Environmental risk of nickel in aquatic Arctic ecosystems / P.T. Gauthier, T.A. Blewett, E.R. Garman, C.E. Schlekat, E.T. Middleton, E. Suominen, A. Crémazy // Science of The Total Environment. – 2021. – Vol. 797. – 148921.

362. Ghani, S.A.A. Concentrations of Poorly Studied Technology-Critical Elements Ge, Zr, Mo, Sn, Sb, Hf, Ta, W and Ti in the Sediments of Three Northern Egyptian Lakes /S.A.A. Ghani, M.A. Shreadah, M.A. // Journal of Environmental Protection. 2021. – Vol. 12. – P. 1033-1054.

363. Grahn, E. Sediment reference concentrations of seldom monitored trace elements (Ag, Be, In, Ga, Sb, Tl) in four Swedish boreal lakes – Comparison with commonly monitored elements / E. Grahn, S. Karlsson, A. Düker // Science of the Total Environment. – 2006. – Vol. 367. – P. 778-790.

364. Gregurek, D. Mineralogical fingerprints of industrial emissions – an example from Ni mining and smelting on the Kola Peninsula, NW Russia / D. Gregurek, C. Reimann, E.F. Stumpfl // Science of the Total En-vironment. – 1998. – Vol. 221. – P. 189-200.

365. Gregurek, D. Mineralogy and mineral chemistry of snow filter residues in the vicinity of the nickel-copper processing industry, Kola Peninsula, NW Russia / E. Melcher, V.A. Pavlov, C. Reimann, E.F. Stumpfl // Mineralogy and Petrology. – 1999. – Vol. 65. – P. 87-111.

366. Gomes C. Peloids and pelotherapy: Historical evolution, classification and glossary / C. Gomes, M.I. Carretero, M. Pozo, F. Maraver, P. Cantista, F. Armijo, J.L. Legido Soto, F.J. Teixeira, M. Rautureau, R. Delgado // Applied Clay Science. – 2013. – Vol. 75-76. – P. 28-38.

367. Gu, B. Enhanced microbial reduction of Cr(VI) and U(VI) by different natural organic matter fractions / B. Gu, J. Chen // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2003. – Vol. 67(19). – P. 3575-3582.

368. Gunes Y. Sediment and Water Geochemistry Record of Water-Rock Interactions in King George Island, Antarctic Peninsula / Y. Gunes, N. Balci // Antarctic Science. – 2022. – Vol. 34(1). – P. 58-78.

369. Guo, W. Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin / W. Guo, Liu X., Liu Z., Li G // Procedia Environmental Sciences. – 2010. – Vol. 2. – P. 729-736.

370. Gupta, B. Speciation of heavy metals in water and sediments of an urban lake system / B. Gupta, R. Kumar, M. Rani // Journal of Environmental Science and Health, Part A. – 2013. – Vol. 48 (10). – P. 1231-1242.

371. Guzeva, A. Geochemical features of humic acids extracted from sediments of urban lakes of the Arctic / A. Guzeva // Environmental Monitoring and Assessment. – 2022. – Vol. 194. - № 749.

372. Guzeva, A.V. Biogeochemical and environmental characteristics of sediment humic acids in lakes of European taiga zone / A.V. Guzeva, Z.I. Slukovskii // Aquatic Geochemistry. – 2025. – Vol. 31(2).

373. Guzeva, A.V. Geochemical features of lakes located in an urbanised area of the Russian Arctic (Murmansk region) / A.V. Guzeva, Z.I. Slukovskii, V.A. Myazin // Limnology and Freshwater Biology. – 2020. – Vol. 4. – P. 511-512.

374. Guzeva, A.V. Trace element fractions in sediment of urbanised lakes of the arctic zone of Russia / A.V. Guzeva, Z.I. Slukovskii, V.A. Dauvalter, D.B. Denisov, A.A. Cherepanov // Environmental Monitoring and Assessment. – 2021. – Vol. 193. – 378.

375. Håkanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Håkanson// Water Research. – 1980. – Vol. 14(8). – P. 975-1001.

376. Håkanson, L. Sediment sampling in different aquatic environments: statistical aspects / L. Håkanson // Water Resources Research – 1984. – Vol. 20. – P. 41-46.

377. Hamid, E. Potential ecological risk assessment of heavy metals (trace elements) in coastal soils of southwest Iran / E. Hamid, K. Payandeh,Nezhad M.T., N. Saadati // Frontiers in Public Health. – 2022. – Vol. 10. – 889130.

378. Hamilton, W.B. Subduction systems and magmatism / W.B. Hamilton; Volcanism Associated with Extension at Consuming Plate Margins; ed. Smellie, J.L. – London: Geological Society, 1995. – P. 3-28.

379. Hamilton, P.B. Using diatom assemblages and sulfur in sediments to uncover the effects of historical mining on Lake Arnoux (Quebec, Canada): a

retrospective of economic benefits vs. environmental debt / P.B. Hamilton, I. Lavoie, S. Alpay, K. Ponader // Frontiers in Ecology and Evolution. – 2015. – Vol. 3. – P. 1-16.

380. Harguinteguy, C.A. Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant Stuckenia filiformis and its relationship with sediment and water in the Suquía river (Argentina) / C.A. Harguinteguy, A.F. Cirelli, M.L. Pignata, // Microchemical Journal. – 2014. – Vol. 114. – P. 111-118.

381. Haris, H. Geo-accumulation index and contamination factors of heavy metals (Zn and Pb) in urban river sediment / H. Haris, L.J. Looi, A.Z. Aris, N.F. Mokhtar, N.A.A. Ayyob, F.M. Yusoff, A.B. Salleh, S.M. Praveena // Environmental Geochemistry and Health. – 2017. Vol. 39. – 1259-1271.

382. Hernandez, H. Geochemical evidence for the origin of vanadium in an urban environment / H. Hernandez, R. Rodriguez // Environmental Monitoring and Assessment. – 2002. – Vol. 184(9). – P. 5327-5342.

383. Honkonen, O. Impact of urbanization on the concentrations and distribution of organic contaminants in boreal lake sediments / O. Honkonen, A.L. Rantalainen // Environmental Monitoring and Assessment. – 2013. – Vol. 185. – P. 1437-1449.

384. Hristozova, M. Content of natural and man-made radionuclides in Antarctic mosses / M. Hristozova, R. Lazarova, I. Yordanova, V. Nedyalkova // RAD Conference Proceedings. – 2023. – Vol. 7. – P. 20-23.

385. Holopainen, I.J. Effects of mining industry waste waters on a shallow lake ecosystem in Karelia, north-west Russia / I.J. Holopainen, A. L. Holopainen, H. Hämäläinen, M. Rahkola–Sorsa, V. Tkatcheva, M. Viljanen // Hydrobiologia. – 2003. – Vol. 506. – P. 111-119.

386. Horowitz, A.J. A primer on trace metal-sediment chemistry / A.J. Horowitz. – Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, 2nd rew. ed., 1991. – 136 p.

387. Hosono, T. Lead isotope ratios in six lake sediment cores from Japan Archipelago: historical record of trans-boundary pollution sources / T. Hosono, K. Alvarez, M. Kuwae // Lead Science of the Total Environment. – 2016. – Vol. 559. – P. 24-37.

388. Hwang, H.-M. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles / H.-M. Hwang, M.J Fiala, D. Park, T.L. Wade // International Journal of Urban Sciences. – 2016. – Vol. 20. – P. 334–360.

389. Ilyashuk, B. Chironomid responses to long-term metal contamination: a paleolimnological study in two bays of Lake Imandra, Kola Peninsula, Northern Russia. B. Ilyashuk, E. Ilyashuk, V. Dauvalter // Journal of Paleolimnology. – 2003. – Vol. 30. – P. 217-230.

390. Imtiaz, M. Vanadium, recent advancements and research prospects: A review / M. Imtiaz, M.S. Rizwan, S. Xiong, H. Li, M. Ashraf [et al.] // Environment International. – 2015. – Vol. 80. – P. 79-88.

391. Izmailova, A.V. Lake Area Percentage in Russian Federation Territory and Its Governing Factors / A.V. Izmailova, N.Y. Korneenkova // Water Resources – 2020. – V47. – P. 13-21.

392. Intercomparison–2016 (2016) 1630: pH, Conductivity, Alkalinity, NO3-N, Cl, SO4, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn. ICP Waters report 129/2016. – Oslo: Norwegian Institute for Water Research, Report No. 7081. – 72 p.

393. Ivashchenko, V.I. Indium Distribution in Sphalerites from Pitkäranta Mining District (South Karelia, Russia) / V.I. Ivashchenko // Zapiski RMO. – 2021. – Vol. 150(3). – P. 50-66.

394. Jackson, T.A. The biogeochemistry of heavy metals in polluted lakes and streams at Flin Flon, Canada, and a proposed method for limiting heavy-metal pollution of natural waters / T.A. Jackson // Environmental Geology. – 1978. – Vol. 2. – P. 173-189.

395. Jensen, B.J.L. Regional Correlation of the AD 1600 Huaynaputina Tephra: Integrating Archaeological, Ice Core and Lacustrine Records / B.J.L. Jensen // Quaternary International. – 2011. – Vol. 279-280. – P. 221-222.

396. Jernström J. Heavy metals in bottom sediments of Lake Umbozero in Murmansk Region, Russia / J. Jernström, J. Lehto, V.A. Dauvalter, A. Hatakka, A. Leskinen, J. Paatero // Environmental Monitoring and Assessment. – 2010. – Vol. 161. – P. 93-105.

397. Jiahong, W. Glaciological studies on the King George Island ice cap, South Shetland Islands, Antarctica/ W. Jiahong, K. Jiancheng, H. Jiankang, X. Zichu, L. Leibao, W. Dali // Annals of Glaciology. – 1998. Vol. 27. – P. 105-109.

398. Joju, G.S. An Assessment of Metal Pollution in the Surface Sediments of an East Antarctic Lake / G.S. Joju, A.K. Warrier, A.S.Y. Sali, M.A.E. Chaparro, B.S. Mahesh, K. Amrutha, K. Balakrishna, R. Mohan //Soil and Sediment Contamination: An International Journal. – 2024. – Vol. 33 (8). – P. 1674-1695.

399. Jumbe, A.S. Heavy Metals Analysis and Sediment Quality Values in Urban Lakes / A.S. Jumbe, N. Nandini // American Journal of Environmental Sciences. – 2009. – Vol. 5(6). – P. 678-687.

400. Kabata-Pendias, A. Trace Elements from Soil to Human / A. Kabata-Pendias, A.B. Mukherjee. – Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2007. – 550 p.

401. Kalashnikov, O. Rare earth deposits of the Murmansk Region, Russia — a review / O. Kalashnikov, N.G. Konopleva, Y.A. Pakhomovsky, G.Y. Ivanyuk // Economic Geology. – 2016. – Vol. 111 (7). – P. 1529-1559.

402. Kalyani, T.S. Development of water quality in Lake Brønnerødtjern: studied by paleolimnological methods, with special focus on heavy metals: Master thesis in Ecology / Thapa Shakya Kalyani. – Oslo, 2020. – 37 p.

403. Karlsson, S. Historical pollution of seldom monitored trace elements in Sweden – Part A: Sediment properties and chronological indicators / S. Karlsson, E. Grahn, A. Düker, M. Bäckström // Journal of Environmental Monitoring. – 2006. – Vol. 8. P. 721-731.

404. Kaulina, T.V. Age and Formation Conditions of U Mineralization in the Litsa Area and the Salla-Kuolajarvi Zone (Kola Region, Russia) / T.V. Kaulina, A.A. Kalinin, V.L. Il'chenko, M.A. Gannibal, A.A. Avedisyan, D.V. Elizarov, L.I. Nerovich, E.A. Nitkina // Minerals. – 2018. – Vol. 8. – 563.

405. Kay, M.L. Paleolimnological evaluation of metal(loid) enrichment from oil sands and gold mining operations in northwestern Canada / M.L.Kay, I. Jasiak, W.H. Klemt, J.A. Wiklund, J.A. Faber, L.A. MacDonald, J.V.K. Telford, C.A. Cooke, B.B. Wolfe, R.I. Hall //Environmental Research. – 2023. – Vol. 216. – P. 114439.

406. Keinonen, M. The isotopic composition of lead in man and the environment in Finland 1966-1987: isotope ratios of lead as indicators of pollutant source / M. Keinonen // Science of the Total Environment. – 1992. – Vol. 113(3). – P. 251-268.

407. Kejna, M. Climatic change on King George Island in the years1948–2011/ M. Kejna, A. Araźny, I. Sobota// Polish Polar Research. – 2013. – Vol. 34(2). – P. 213-235.

408. Klemt W.H. Assessment of vanadium and nickel enrichment in Lower Athabasca River floodplain lake sediment within the Athabasca Oil Sands Region (Canada) / W.H. Klemt, M.L. Kay, J.A. Wiklund, B.B. Wolfe, R.I. Hall // Environmental Pollution – 2020. – Vol. 265.

409. Klemt, W.H. Assessment of vanadium and nickel enrichment in Lower Athabasca River floodplain lake sediment within the Athabasca Oil Sands Region (Canada) / W.H. Klemt, M.L. Kay, J.A. Wiklund, B.B. Wolfe, R.I. Hall// Environmental Pollution. – 2020. – Vol. 265. – P.114920.

410. Komárek, M. Lead isotopes in environmental sciences: A review / M. Komárek, V. Ettler, V. Chrastný, M. Mihaljevi// Environment International. – 2008. – Vol. 34, I.4. – P. 562-577.

411. Kong, M. Accumulation and risk assessment of heavy metals in sediment and zoobenthos (Bellamya aeruginosa and Corbicula fluminea) from Lake Taihu / M. Kong, X. Hang, L. Wang, H. Yin, Y. Zhang // Water Science and Technology. – 2015. – Vol. 73(1). – 203-214.

412. Korkonen, S. ChrysophyteStomatocysts and Their Biogeography in Finland: Academic Dissertation / S. Korkonen. – Helsinki, Finland, 2020. – 65 p.

413. Kouassi, N.L.B. The mobility of the trace metals copper, zinc, lead, cobalt, and nickel in tropical estuarine sediments, Ebrie Lagoon, Côte d'Ivoire / N.L.B. Kouassi, K.M. Yao, N. Sangare [et al.] // Journal Soils and Sediments. – 2019. – Vol. 19. – P. 929-944.

414. Koutsospyros, A. A review of tungsten: From environmental obscurity to scrutiny / A.A. Koutsospyros, W. Braida, C. Christodoulatos, D. Dermatas, N. Strigul // Journal of Hazardous Materials. – 2006. – Vol. 136(1). – P. 1-19.

415. Krachler, M. Increasing atmospheric antimony contamination in the northern hemisphere: snow and ice evidence from Devon Island, Arctic Canada / M. Krachler, J. Zheng, R. Koerner, C. Zdanowicz, D. Fisher, W. Shotyk // Journal of Environmental Monitoring. – 2006. – Vol. 7(12). – P. 1169-1176.

416. Kramm, U. Nd and Sr isotope signatures of the Khibina and Lovozero agpaitic centers, Kola Alkaline Province, Russia / U. Kramm, L.N. Kogarko // Lithos. – 1994. – Vol. 32. – P. 225-242.

417. Kreitsmann, T. Rare earth elements in alkaline Lake Neusiedl, Austria, and the use of gadolinium microcontamination as water source tracer / T. Kreitsmann, M. Bau // Applied Geochemistry. – 2023. – Vol. 159 (105792).

418. Krupnova, T.G. Extremely high concentrations of zinc in birch tree leaves collected in Chelyabinsk, Russia / T.G. Krupnova, O.V. Rakova, S.V. Gavrilkina, V. [et al.] // Environmental Geochemistry and Health. 2021. – Vol. 43. – P. 2551-2570.

419. Krupnova, T. RARE-EARTH elements in the topsoils of a Russian industrial city: Sources and human health risk assessment / T. Krupnova, O. Rakova, V. Simakhina // Chemosphere. – 2024. – Vol. 357 (142059).

420. Kumari, P. Assessment of heavy metal in the water, sediment, and two edible fish species of Jamshedpur Urban Agglomeration, India with special emphasis on human health risk / P. Kumari, A. Chowdhury, S.K. Maiti // Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. – 2018. – Vol. 24.– P. 1-24.

421. Kumar, A. Estimation of Risk to the Eco-Environment and Human Health of Using Heavy Metals in the Uttarakhand Himalaya, India / A. Kumar, M. Cabral-Pinto, A. Kumar, M. Kumar, P.A. Dinis // Applied Sciences. – 2020. – Vol. 10. – 7078.

422. Kuwae M. Sedimentary records of metal deposition in Japanese alpine lakes for the last 250years: Recent enrichment of airborne Sb and In in East Asia / M. Kuwae, N.K. Tsugeki, T. Agusa, K. Toyoda, Y. Tani, S. Ueda, S. Tanabe, J. Urabe // Science of the Total Environment. – 2013. – Vol. 442. – P. 189-197.

423. Lake sediment records of erosional processes / J.A. Dearling // Environmental History and Palaeolimnology. Developments in Hydrobiology, Vol. 67 / J.P. Smith [et al]. – Dordrecht: Springer Dordrecht, 1991. – P. 99-106.

424. Ladonin, D.V. Fractional composition of nickel, copper, zinc, and lead compounds in soils polluted by oxides and soluble metal salts / D.V. Ladonin, M.M. Karpukhin // Eurasian Soil Science. – 2011. – Vol. 44. – P. 874-885.

425. Laforte, L. Thallium diagenesis in lacustrine sediments / L. Laforte, A. Tessier, C. Gobeil, R. Carignan // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2005. – Vol. 69(22). – P. 5295-5306.

426. Laird, K.R. Enrichment of uranium, arsenic, molybdenum, and selenium in sediment cores from boreal lakes adjacent to northern Saskatchewan uranium mines / K.P. Laird, B. Das, F. Brian // Lake and Reservoir Management. – 2014. – Vol. 30. – P. 344-357.

427. Lampert, W. Limnoecology, 2nd ed. / W. Lampert, U. Sommer. – New York: Oxford University Press, 2007.

428. Lanteigne, S. Mineralogy and Weathering of Smelter-Derived Spherical Particles in Soils: Implications for the Mobility of Ni and Cu in the Surficial Environment / S. Lanteigne, M. Schindler, A.M. McDonald, K.Skeries, Y. Abdu, N.M. Mantha, M. Murayama, F.C. Hawthorne,Jr.M.F. Hochella// Water, Air, & Soil Pollution. –2012. – Vol. 223. – P. 3619-3641.

429. Larsson, M.A. Vanadium bioavailability and toxicity to soil microorganisms and plants / M.A. Larsson, J.P. Gustafsson, G. Hadialhejazi, E. Smolders // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2013. – Vol. 32(10). – 2266-2273.

430. Lavoie, I. A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings / I. Lavoie, M. Lavoie, C. Fortin // Science of the Total Environment. – 2012. – Vol. 425. – P. 231-241.

431. Leadley, T.A. Uncovering adaptive versus acclimatized alterations in standard metabolic rate in brown bullhead (Ameiurus nebulosus) / T.A. Leadley, A.M. McLeod, T.B. Johnson, D. Heath, K.G. Drouillard // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2015. – Vol. 73. – P. 973-981.

432. Li, H. Urbanization increased metal levels in lake surface sediment and catchment topsoil of waterscape parks / H. Li, S. Yu, G. Li, Y. Liu [et al.] // Science of The Total Environment. – 2012. – Vol. 432. – P. 202-209.

433. Li, S.P. Drepanocladus longifolius (Amblystegiaceae), an addition to the moss flora of King George Island, South Shetland Islands, with a review of Antarctic benthic mosses / S.P. Li, R. Ochyra, P.C. Wu [et al.] // Polar Biology. – 2009. – Vol. 32. – P. 1415-1425.

434. Li, W.C. Effect of pH and uranium concentration on interaction of uranium(VI) and uranium(IV) with organic ligands in aqueous solutions / W.C. Lo, D.M. Victor, L. Chakrabarti // Analytical Chemistry. – 1980. – Vol. 52(3). – P. 520-523.

435. Li, X. Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary / X. Li, Z. Shen, O.W.H. Wai, Y.-S. Li // Marine Pollution Bulletin. – 2001. – Vol. 42(3). – P. 215-223.

436. Liang, T. State of rare earth elements in different environmental components in mining areas of China / T. Liang, K. Li, L. Wang // Environmental Monitoring and Assessment. – 2014. – Vol. 186. – P. 1499-1513.

437. Lis, J. Thallium in soils and stream sediments of a Zn-Pb mining and smelting area / J. Lis, A. Pasieczna, B. Karbowska, W. Zembrzuski, Z. Lukaszewski // Environmental Science & Technology Journal. – 2003. – Vol. 37. – P. 4569-4572.

438. Limnology of urban lakes in Rome: Physico-chemical and biological features and environmental quality assessment / M. Bazanti, O. Ferrara, F.G. Margaritora, M. Seminara, L. Tolomeo, E. Adorisio, A.L. De Cicco, L.S. Annichiarico, E. Cardarelli // Health & Environmental Research Online (HERO). – 1994. – Vol. 33. – P. 1-3.

439. Lin, J. Distribution and Contamination Assessment of Heavy Metals in Soils and Sediments from the Fildes Peninsula and Ardley Island in King George Island, Antarctica / J. Lin, A.B.M. Sadiqu Rayhan, Y. Wang, Z. Wu, Y. Lin, H. Ke, T. Li, K. Chen, M. Cai //Polar Research. – 2021. – Vol. 40. – P. 1-11.

440. Lindström, M. Urban Land Use Influences on Heavy Metal Fluxes and Surface Sediment Concentrations of Small Lakes / M. Lindström // Water, Air, & Soil Pollution. – 2001. – Vol. 126. – P. 363-383.

441. Linnik, P.M. Role of Bottom Sediments in the Secondary Pollution of Aquatic Environments by Heavy Metal Compounds: Lakes and Reservoirs / P.M. Linnik, I.B. Zubenko // Research and Management. – 2000. – Vol. 5. – P. 11-21.

442. Liu, W.-S. Water, sediment and agricultural soil contamination from an ion-adsorption rare earth mining area / W.-S. Liu, M.-N. Guo, C. Liu [et al.] // Chemosphere. – 2019. – Vol. 216. – P. 75-83.

443. Livingstone, S.L. Subglacial lakes and their changing role in a warming climate / S.L. Livingstone, , Y. Li, A. Rutishauser, R.J. Sanderson, K. Winter, J.A. Mikucki, H. Björnsson, J.S. Bowling, W. Chu, C. Dow, H.A. Fricker, M. McMillan, F. Ng , N. Ross, M.J. Siegert, M. Siegfried, A.J. Sole1 // Nature ReviewsEarth & Environment. – 2022. – Vol. 3. – P. 106-124.

444. López, D.L. Geochemical Mobility and bioavailability of heavy metals in a lake affected by acid mine drainage: Lake Hope, Vinton County, Ohio / D.L.

López, E. Gierlowski-Kordesch, C. Hollenkamp // Water, Air, & Soil Pollution. – 2010. – Vol. 213. – P. 27-45.

445. Loring, D.H. Lithium – a new approach for the granulometric normalization of trace metal data / D.H. Loring // Marine Chemistry. – 1990. – Vol. 29. – P. 155-168.

446. Loring, D.H. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments / D.H. Loring // ICES Journal of Marine Science. – 1991. – Vol. 48. – P. 101-115.

447. Lu, Q. Barium concentrations and speciation in surface waters collected from an active barium mining area in Guizhou Province, southwestern China / Q. Lu, X. Xu, Z. Xu [et al.] // Environmental Science and Pollution Research. – 2018. – Vol. 25. – P. 7608-7617.

448. Lyanguzova, I.V. Spatiotemporal dynamics of the pollution of Al–Fe-humus podzols in the impact zone of a nonferrous metallurgical plant / I.V. Lyanguzova, D.K. Goldvirt, I.K. Fadeeva // Eurasian Soil Science. – 2016. – I.49., I.10. – P. 1189-1203.

449. Lu, Z. Baseline values for metals in soils on Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica: the extent of anthropogenic pollution / Z. Lu, M.Cai, J.Wang, H. Yang, J. He // Environmental Monitoring and Assessment. – 2011. – Vol. 184(11). – P. 7013-7021.

450. MacDonald, D.D. Development and evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for freshwater ecosystems / D.D. MacDonald, C.G. Ingersoll, T.A. Berger // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. – 2000. – Vol. 39. – P. 20-31.

451. Machado, A. Geochemistry constraints of Mesozoic–Cenozoic calc-alkaline magmatism in the South Shetland arc, Antarctica / A. Machado, E.F. Lima, F. Chemale, D. Morata, O. Oteiza, D.P.M. Almeida, A.M.G. Figueiredo, F.M. Alexandre, J.L. Urrutia // Journal of South American Earth Sciences. – 2005. – Vol. 18(3-4). – P. 407-425.

452. Machowski, R. Anthropogenic enrichment of the chemical composition of bottom sediments of water bodies in the neighborhood of a non-ferrous metal smelter (Silesian Upland, Southern Poland)/ R. Machowski, M.A. Rzetala, M. Rzetala [et al.] // Scientific Reports. – 2019. – Vol. 9 (14445).

453. Mahler, B.J. Trends in metals in urban and reference lake sediments across the United States, 1970 to 2001 /B.J. Mahler, P.C. van Metre, E. Callender // Environmental Texicology and Chemistry. – 2006. – Vol. 25.

454. Mao, L. Rare Earth Elements Geochemistry in Surface Floodplain Sediments from the Xiangjiang River, Middle Reach of Changjiang River, China /

L. Mao, M. Duowen, Y. Jinghong, G. Yuanyuan, L. Haiyan // Quaternary International. – 2014. – Vol. 336. – P. 80-88.

455. Marx, S.K. Global-scale patterns in anthropogenic Pb contamination reconstructed from natural archives / S.K. Marx, S. Rashid, N. Stromsoe // Environmental Pollution. – 2016. – Vol. 213. – P. 283–298.

456. Marx, S.K. High-precision trace-element systematics of sediments in the Murray-Darling Basin, Australia: sediment tracing and palaeoclimate implications of fine scale chemical heterogeneity of the upper continental crust / S.K. Marx, B.S. Kamber // Applied Geochemistry. – 2010. – Vol. 25. – P. 1221-1237.

457. Marzano, F.N. Anthropogenic radionuclides bioaccumulation in Antarctic marine fauna and its ecological relevance / F.N. Marzano, F. Fiori, G. Jia, M. Chiantore// Polar Biology. – 2000. – Vol. 23. – P. 753-758.

458. Marzluff, J. Urbanecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature / J. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, C. ZumBrunnen, U. Simon. – NY: Springler, 2008. – 808 p.

459. Maslennikova, A. Sediment records of lake eutrophication and oligotrophication under the influence of human activity and climate warming in the Urals metallurgical region (Russia) / A. Maslennikova, V. Udachin, V. Deryagin, D. Artemyev [et al.] // Hydrobiologiaю – 2023. – Vol. 850. – P. 1669-1698.

460. Maslennikova, A.V. Holocene environments of anomalous uranium concentrations in Lake Syrytkul (Southern Ural) sediments / A.V. Maslennikova, V.N. Udachin, V.N. Anfilogov // Doklady Earth Sciences. – 2020. – Vol. 492. – P. 323-326.

461. Maslennikova, A.V. Lateglacial and Holocene environmental changes in the Southern Urals reflected in palynological, geochemical and diatom records from the Lake Syrytkul sediments / A.V. Maslennikova, V.N. Udachin, P.G. Aminov // Quaternary International. – 2016. – Vol. 420. – P. 65-75.

462. Massaferro, J. Lakes as memories of the territory. / J. Massaferro, M.E. Porras, G.S. Hassan // Journal of Paleolimnology. – 2024. – Vol. 72. – P. 77-78.

463. Maulana, A. Geochemistry of rare earth elements (REE) in the weathered crusts from the granitic rocks in Sulawesi Island, Indonesia / A. Maulana, K. Yonezu, K. Watanabe // Journal of Earth Science. 2014. – Vol. 25(3). – 460-472.

464. Mejia, J.A. Aquifer vulnerability zoning, an indicator of atmospheric pollutants input? Vanadium in the Salamanca Aquifer, Mexico / J.A. Mejia, R. Rodriguez, A. Armienta // Water, Air, & Soil Pollution. – 2007. – Vol. 185. – P. 95-100.

465. Meriläinen, J.J. Pollution history from 256 BC to AD 2005 inferred from the accumulation of elements in a varve record of Lake Korttajärvi in Finland / J.J.

Meriläinen, V. Kustula, A. Witick, E. Haltia-Hovi, T. Saarinen // Journal of Paleolimnology. – 2010. – Vol. 44. – P. 531-545.

466. McConnell, J.R. Coal burning leaves toxic heavy metal legacy in the Arctic. J.R. McConnell, R. Edwards // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America – 2008. – Vol. 105. – P. 1240-1244.

467. Mecray, E.L. Historical trace metal accumulation in the sediment of an urbanized region of the Lake Champlain watershed, Burlington, Vermont / E.L. Mecray, J.W. King, P.G. Appleby, A.S. Hunt // Water, Air, & Soil Pollution. – 2001. – Vol. 125. – P. 201-230.

468. Medvedev, A. Heavy Metals Pollution of Small Urban Lakes Sediments Within the Onego Lake Catchment Area / A. Medvedev, Z. Slukovskii, D. Novitcky // Polish Journal of Natural Sciencies. – 2019. – Vol 34(2). – P. 245-256.

469. Merritt, R.W. An introduction the aquatic insects of North America: Second Edition / R.W. Merritt, K.W. Cummins. – 1984. – 722 p.

470. Messager, M.L. Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach / M.L. Messager // Nature Communications. – 2016. – Vol. 13603.

471. Mills, W.J. Exploring polar frontiers: a historical encyclopedia /W.J. Mills. – Santa Barbara, California: ABC-CLIO, 2003 – 388 p.

472. Moiseenko, T.I. Airborne contamination by heavy metals and aluminum in the freshwater ecosystems of the Kola Subarctic Region (Russia) / T.I. Moiseenko, L.P. Kudryavtseva, I.V. Rodyushkin, V.A. Dauvalter, A.A. Lukin, N.A. Kashulin // Science of Total Environment. – 1995. – Vol. 160-161. – P. 715-727.

473. Moreno, T. Variations in vanadium, nickel and lanthanoid element concentrations in urban air / T. Moreno, X. Querol, A. Alastuey, J. de la Rosa [et al.] // Science of The Total Environment. – 2010. – Vol. 408. – P. 4569-4579.

474. Morin, S. Diatom responses to zinc contamination along a Mediterranean river / S. Morin, N. Corcoll, B. Bonet, A. Tlili, H. Guasch // Plant Ecology and Evolution. – 2014. – Vol. 147(3). – P. 325-332.

475. Moss, B. Ecology of freshwaters: a view for the twenty-first century, 4th ed. / B. Moss. – New York: John Wiley & Sons, 2007.

476. Mousavi, K.S. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) communities along a gradient of heavy metal contamination in a subarctic watercourse / K.S. Mousavi, R. Primicerio, P. Amundsen // The Science of the Total Environment. – 2003. – Vol. 307(1-3). – P. 93-110.

477. Mrozińska, N. Effects of heavy metals in lake water and sediments on bottom invertebrates inhabiting the brackish coastal Lake Łebsko on the southern Baltic Coast / N. Mrozińska, M. Bąkowska // International Journal of Environmental. Research and Public Health. – 2020. – Vol. 17. – 6848.

478. Mudd, G.M. An analysis of historic production trends in Australian base metal mining / G.M. Mudd // Ore Geology Reviews. – 2007. – Vol. 32. – P. 227-261.

479. Müller, G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins. Veränderungenseit 1971 / G. Müller // Umschau in Wissenschaft and Technik. – 1979. – No. 79. – P. 778-783. (In German)

480. Naselli-Flores, L. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. / L. Naselli-Flores // In 'Proceedings of Taal 2007: the 12th World Lake Conference', 28 October-2 November 2007 / eds. M. Sengupta, R. Dalwani. – Jaipur, Rajasthan, 2008. – P. 1333-1337.

481. Nayak, A. Beneficiation of Lead-Zinc Ores – A Review / A. Nayak, M.S. Jena, N.R. Mandre // Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review. – 2021. – Vol. 43(5). – P. 1-20.

482. Niu, Y. Trends and Sources of Heavy Metal Pollution in Global River and Lake Sediments from 1970 to 2018 / Y. Niu, F. Chen, Y. Li, B. Ren // Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. – 2021. – Vol. 257. – P. 1-35.

483. Norton, S.A. The history of atmospheric deposition of Cd, Hg and Pb in North America: Evidence from lake and peat bog sediments / S.A. Norton, P.J. Dillon, R.D. Evans // Sources, Deposition and Capony Interactions. V. III, Acidic Precipitation. N.Y.: Springer-Verlag, 1990. – P. 73-101.

484. Nriagu, J.O. Deposition and chemistry of pollutant metals in lakes around the smelters at Sudbury, Ontario / J.O. Nriagu, H.K.T. Wong, R.D. Coker // Environmental Science & Technology. – 1982. – Vol. 16. – P. 551–560.

485. Nriagu, J.O. Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie / J.O Nriagu, A.L.W Kemp, H.K.T Wong, N Harper // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 1979. – Vol. 43., I.2. – P.P. – 247-258.

486. Nriagu, J.O. The rise and fall of leaded gasoline / J.O. Nriagu // Science of The Total Environment. – 1990. – Vol. 92. – P. 13-28.

487. Ondov, J.M. Atmospheric behavior of trace elements on particles emitted from a coal-fired power plant / J.M. Ondov, C.E. Choquette, W.H. Zoller [et al.] // Atmospheric Environment. – 1967. – Vol. 23(10). – 2193-2204.

488. Pacyna, J.M. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide / J.M. Pacyna, E.G. Pacyna // Environmental Reviews. – 2001. – Vol. 9. – P. 269-298.

489. Pacyna, J.M. Modelling of long-range transport of trace elements. A case study / J.M. Pacyna, A. Bartonova, P. Cornille, W. Maenhaut // Atmospheric Environment. – 1989. – Vol. 23(1). – P. 107-114.

490. Pagano, G. Rare earth elements in human and animal health: state of art and research priorities / G. Pagano, F. Aliberti, M. Guida, R. Oral, A. Siciliano, M. Trifuoggi, F. Tommasi // Environmental Research. – 2015. – Vol. 142. – P. 215-220.

491. Pan, T. Review of microplastics in lakes: sources, distribution characteristics, and environmental effects / T. Pan, H. Liao, F. Yang [et al.] // Carbon Research. – 2023. – Vol. 2 (25).

492. Parveen, U. Paleo-Reconstruction of Heavy Metal Accumulation during the Holocene in Coastal Odisha, India / U. Parveen, S. Sreekesh, S. Sarpal // Geochemistry International. – 2023. – Vol. 61. – P. 1426-1441.

493. Pasieczna, A. The Impact of Anthropogenic Factors on the Occurrence of Molybdenum in Stream and River Sediments of Central Upper Silesia (Southern Poland) / A. Pasieczna, I. Bojakowska, W. Nadłonek // Environment and Natural Resources Journal. – 2017. – Vol. 28. – P. 16-26.

494. Persson, J. Urban Lakes and Ponds / J. Persson // Encyclopedia of Lakes and Reservoirs / L. Bengtsson, R.W. Herschy, R.W. Fairbridge, (eds.). – Dordrecht: Springer Dordrecht, 2012. – P. 836-839.

495. Pienitz, R. Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Québec City, Canada / R. Pienitz, K. Roberge, W.F. Vincent // Canadian Journal of Botany. – 2006. – Vol. 84. – P. 303-320.

496. Planchon, F.A.M. One hundred fifty–year record of lead isotopes in Antarctic snow from Coats Land / F.A.M. Planchon, K. van de Velde, K.J.R. Rosman, E.W. Wolff, C.P. Ferrari, C.F. Boutron // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2003. – Vol. 67. – P. 693-708.

497. Ponomareva, T.V. Ecological and functional estimation of soil condition within the zone of technogenic impact of Norilsk industrial complex / T.V. Ponomareva, O.V. Trefilova, A.V. Bogorodskaya, O.A. Shapchenkova // Contemporary Problems of Ecology. – 2014. – Vol. 7. – P. 694-700.

498. Popović, M. The Toxic Element Concentration in Fish Tissues from Saničani Lake, an Urban Environment, in Bosnia and Herzegovina / M. Popović, D. Nedić, B. Pećanac [et al.] // Biological Trace Element Research. – 2020. – Vol. 197. – P. 271-278.

499. Postevaya, M. Chemical composition and trophic status of urban lakes of the Arctic zone of the Russian Federation (Murmansk) / M. Postevaya, V. Dauvalter, Z. Slukovskii, L. Kudryavtseva // Ecohydrology. – 2023. – Vol. 16(2).

500. Pourret, O. It's Time to Replace the Term „Heavy Metals" with „Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research / O. Pourret, A. Hursthouse // International Journal of Environmental Research and Public Health. –2019. – Vol. 16(22). – 4446.

501. Procházka, V. Uranium in sediments of the Plešné Lake / V. Procházka, D. Vondrák, J. Kopáček, // Geoscience Research Reports. – 2020. – Vol. 53. – P. 55-58. (In Czech)

502. Qi, C. Environmental geochemistry of antimony in Chinese coals / C. Qi, G. Liu, C.-L. Chouc, L. Zheng // Science of The Total Environment. – 2008. - Vol. 389(2-3). – P. 225-234.

503. Qiu, Z. Distribution characteristics and pollution assessment of phosphorus forms, TOC, and TN in the sediments of Daye Lake, Central China / Z. Qiu, Q. Liu, R. Zhang, C. Zhan, S. Liu, J. Zhang, H. Liu, W. Xiao, X. Liu // Journal of Soils and Sediments. – 2023. – Vol. 23. – P. 1023-1036.

504. Querol, X. Trace elements in coal and their behaviour during combustion in a large power station / X. Querol, J. Fernández-Turiel, A. López-Soler // Fuel. – 1995. – Vol. 74(3). – P. 331-343.

505. Radwan, S. Accumulation of heavy metals in a lake ecosystem / S. Radwan, W. Kowalik, R. Kornijów // Science of The Total Environment. – 1990. – Vol. 96(1-2). – P. 121-129.

506. Rainbow, P.S. Caddisflies as biomonitors identifying thresholds of toxic metal bioavailability that affect the stream benthos / P.S. Rainbow, A.G. Hildrew, B.D. Smith, T. Geatches, S.N. Luoma // Environmental Pollution. – 2012. – Vol. 166. – P. 196-207.

507. Rasmussen, P.E. Rare earth elements and select actinoids in the Canadian House Dust Study / P.E. Rasmussen, C. Levesque, M. Chénier, H.D. Gardner // Indoor Air. – 2017. – Vol. 27. – P. 965-976.

508. Rawiwan, K. Distribution of Rare Earth Elements, Thorium and Uranium in Gulf of Thailand's Sediments / K. Rawiwan, S.K. Sahoo, M. Fukushi, S. Chanyotha // Environmental Earth Sciences. – 2015. – Vol. 73(7). – P. 3361-3374.

509. Reimann, C. Environmental Geochemical Atlas of the Central Barents Region / C. Reimann, M. Äyräs M., V. Chekushin. – Trondheim: Geological Survey of Norway, 1998. – 745 p.

510. Renberg, I., The pH history of Lakes in Southwestern Sweden, as calculated from subfossil diatom flora of the sediments / I. Renberg, T. Hellberg // Ambio. – 1982. – Vol.11. – No. 1. – P. 30-33.

511. Ribeiro, A.P. Arsenic and trace metal contents in sediment profiles from the Admiralty Bay, King George Island, Antarctica / A.P. Ribeiro, R.C.L. Figueira, C.C. Martins, C.R.A. Silva, E.J. França, M.C. Bícego, M.M. Mahiques, R.C. Montone // Marine Pollution Bulletin. – 2011. – Vol. 62(1). – P. 192-196.

512. Rogers, P.G. Metallogenic domains and their reflection in regional lake sediment surveys from the Meguma Zone, southern Nova Scotia, Canada / P.G.

Rogers, A.K. Chatterjee, J.W. Aucott // Journal of Geochemical Exploration. – 1990. – Vol. 39, I.1–2. – P. 153-174.

513. Rognerud, S. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway / S. Rognerud, E. Fjeld // Ambio. – 1993. – Vol. 22 (4). – P. 206-212.

514. Rognerud, S. Spatial Trends of Trace-Element Contamination in Recently Deposited Lake Sediment Around the Ni-Cu Smelter at Nikel, Kola Peninsula, Russian Arctic / S. Rognerud, V. Dauvalter, E. Fjeld, B.L. Skjelkvåle, G.N. Christensen, N. Kashulin // AMBIO. – 2013. – Vol. 42. – P. 724-736.

515. Rognerud, S. Trace Element Contamination of Norwegian Lake Sediments / S. Rognerud, E. Fjeld // AMBIO: A Journal of the Human Environment. – 2010. – Vol. 30(1). – P. 11-19.

516. Rognerud, S. Trace metal concentrations in lake and overbank sediments in southern Norway / S. Rognerud, D. Hongve, E. Fjeld, R.T. Ottesen // Environmental Geology. – 2000. – Vol. 39(7). – P. 723-732.

517. Saltan, N. Assessment of Soil Heavy Metal Pollution by Land Use Zones in Small Towns of the Industrialized Arctic Region, Russia / N. Saltan, M. Slukovskaya, I. Mikhaylova [et al.] // Advanced Technologies for Sustainable Development of Urban Green Infrastructure / V. Vasenev [et al.] (eds.). - Springer Geography, 2021 – P. 100–110.

518. Sanders, C.J. Recent ^{137}Cs deposition in sediments of Admiralty Bay, Antarctica / C.J. Sanders, I.R. Santos, S.R. Patchineelam, C. Schaefer, E.V. Silva-Filho // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. – Vol. 101(5). – P. 421-424.

519. Sarapää, O. Rare earth exploration potential in Finland / O. Sarapää, T. Al Ani, S.I. Lahti, L.S. Lauri, P. Sarala, A. Torppa, A. Kontinen // Journal of Geochemical Exploration. – 2013. – Vol. 133. – P. 25-41.

520. Sarkar, S. History of atmospheric deposition of trace elements in lake sediments, ~1880 to 2007 / S. Sarkar, T. Ahmed, K. Swami, C.D. Judd, A. Bari, V.A. Dutkiewicz, L. Husain // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. – 2015. – Vol. 120. – P. 5658-5669.

521. Savosin, E. Chemical composition of sediment and macrozoobenthos of small urban lakes, the Republic of Karelia, Russia / E. Savosin, Z. Slukovskii// International Journal of Sediment Research. –2025. – Vol. 40 (1). – P. 119-128.

522. Scott, R. Long-term evaluation of the impact of urbanization on chloride levels in lakes in a temperate region / R. Scott, T. Goulden, M. Letman, J. Hayward, R. Jamieson // Journal of Environmental Management. – 2019. – Vol. 244. – P. 285-293.

523. Seilheimer, T.S. Impact of urbanization on the water quality, fish habitat, and fish community of a Lake Ontario marsh, Frenchman’s Bay / T.S. Seilheimer,

A. Wei, P. Chow-Fraser [et al.] // Urban Ecosystems. – 2007. – Vol. 10. – P. 299-319.

524. Shang, S. Heavy metals in surface sediments of lakes in Guangzhou public parks in China and their relations with anthropogenic activities and urbanization / S. Shang, W. Zhong, Z. Wei, C. Zhu, S. ye, X. Tang, Y. Chen, L. Tian, B. Chen // Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. – 2017. – Vol. 23. – P. 2002-2016.

525. Shannon, C.E. A mathematical theory of communication / C.E. Shannon // The Bell System Technical Journal. – 1948. – No. 27. – P. 379-423.

526. Shevchenko, V. Heavy Metals in Aerosols over the Seas of the Russian Arctic / V. Shevchenko A. Lisitzin, A. Vinogradova, R. Stein // Science of the Total Environment. – 2003. – Vol. 306. – P. 11-25.

527. Shevchenko, V.P. Trace Elements in Sediments of Two Lakes in the Valley of the Middle Courses of the Ob River (Western Siberia) / V.P. Shevchenko, D.P. Starodymova, S.N. Vorobyev, R.A. Aliev, L.P. Borilo, L.G. Kolesnichenko, A.G. Lim, A.I. Osipov, V.V. Trufanov, O.S. Pokrovsky // Minerals. – 2022. – Vol.12. – P. 1497.

528. Simonov, I.M. Physical-geographic description of the Fildes Peninsula (South Shetland Islands)/ I.M. Simonov // Polar Geography. – 1977. – Vol. 1(3). – P. 223-242.

529. Singh, M. Size distribution and diurnal characteristics of particle-bound metals in source and receptor site of the Los Angeles Basin // M. Singh, P.A. Jaques, C. Sioutas // Atmospheric Environment. – 2002. – Vol. 36(10). – P. 1675-1689.

530. Skorbiłowicz, E. Metals in grain fractions of bottom sediments from selected rivers in north-eastern Poland / E. Skorbiłowicz, M. Skorbiłowicz // Physics and Chemistry of the Earth. – 2011. – № 36. – P. 567-578.

531. Slukovskii, Z. Anomalies of rare earth elements and heavy metals/metalloids in modern sediments of small lakes in the north of Karelia (Arctic): geology and technogenesis influence / Z. Slukovskii, V. Dauvalter, T. Shelekhova // Environmental Earth Sciences. – 2025. – Vol. 84(68).

532. Slukovskii, Z. Long-range transport of heavy metals as a factor of the formation of the geochemistry of sediments in the southwest of the Republic of Karelia, Russia / Z. Slukovskii, M. Medvedev, E. Siroezhko // Journal of Elementology. – 2020. – Vol. 25(1). – P. 125-137.

533. Slukovskii, Z. Pristine Tundra Lakes in the North of Murmansk Region (Arctic): Geochemistry of Sediments, Pollution Assessment and Heavy Metal Forms / Z. Slukovskii, A. Guzeva, M. Malysheva, L. Kudryavtzeva // International Journal of Environmental Research. – 2024. – Vol. 18. – 57.

534. Slukovskii, Z. Recent Sediments of Arctic Small Lakes (Russia): Geochemistry Features *and* Age / Z. Slukovskii, M. Medvedev, A. Mitsukov, V. Dauvalter, V. Grigoriev, L. Kudryavtzeva, I. Elizarova // Environment Earth Science. – 2021. – Vol. 80(302).

535. Slukovskii, Z. Vanadium in modern sediments of urban lakes in the North of Russia: natural and anthropogenic sources / Z. Slukovskii // Marine Pollution Bulletin. – 2023. – Vol. 197. – 115754.

536. Slukovskii, Z. Geochemical Assessment of the Modern Sediments of a Lake in the North of Russia // Z. Slukovskii, T.S. Shelekhova // Advances in Environmental and Engineering Research. – 2023. – Vol. 4(3). – 038.

537. Slukovskii, Z.I. Anomalous Concentrations of Molybdenum in Modern Sediments of the Background Lake in the Arctic (Murmansk Region) / Z.I. Slukovskii, V.A. Dauvalter, N.I. Mescheryakov, I.S. Usyagina // Doklady Earth Sciences. – 2025. – Vol. 520.

538. Slukovskii, Z.I. Assessment of contamination of recent sediments of a large reservoir in the North of Europe, Russia / Z.I. Slukovskii, N.A. Belkina, M.S. Potakhin // Polish Polar Research. – 2021. – Vol. 42. – No. 1. – P. 25-44.

539. Slukovskii, Z.I. Background concentrations of heavy metals and other chemical elements in the sediments of small lakes in the south of Karelia, Russia / Z.I. Slukovskii // Вестник МГТУ. – 2020. – № 23(1). – 80-92.

540. Slukovskii, Z.I. Background Concentrations of Trace Elements in Recent Lake Sediments of the Murmansk Region / Z.I. Slukovskii, V.A. Dauvalter, D.B. Denisov, P.N. Adamskaia, A.V. Guzeva // Doklady Earth Science. – 2026. – Vol. 526(35).

541. Slukovskii, Z.I. Geochemical indicators for paleolimnological studies of the anthropogenic influence on the environment of the Russian Federation: A review / Z.I. Slukovskii // Water. – 2023. – Vol. 15 (420).

542. Slukovskii, Z.I. Geochemistry features of sediments of small urban arctic Lake Komsomolskoye, Murmansk region / Z.I. Slukovskii, V.A. Dauvalter, D.B. Denisov, E.V. Siroezhko, A.A. Cherepanov // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. – 2020. – Vol. 467. – 012004.

543. Slukovskii, Z.I. Rare earth elements in surface lake sediments of Russian arctic: Natural and potential anthropogenic impact to their accumulation / Z.I. Slukovskii, A.V. Guzeva, V.A. Dauvalter // Applied Geochemistry. – 2022. – Vol. 142. – 105325.

544. Slukovskii, Z.I. The Environmental Geochemistry of Recent Sediment in Small Lakes in the Southwest of Karelia, Russia / Z.I. Slukovskii, M.A. Medvedev, E.V. Siroezhko // Environmental Engineering and Management Journal. – 2020. – Vol. 19. – No. 6. – P. 1043-1055.

545. Slukovskii, Z.I. Trace Elements in the Sediment Cores of Lakes on King George Island, Antarctica / Z.I. Slukovskii, A.V. Guzeva // Doklady Earth Sciences. – 2024. – Vol. 516. – P. 803-810.

546. Slukovskii, Z.I. Uranium in lake sediments of humid zone: a case study in the Southeast Fennoscandia (Karelia, Russia) / Z.I. Slukovskii // Water. – 2023. – Vol. 15 (1360).

547. Skjelkvåle, B.L. Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes; Concentrations, Geographic Patterns and Relation to Critical Limits / B.L. Skjelkvåle, T. Andersen, E. Fjeld, J. Mannio, A. Wilander, K. Johansson, T. Moiseenko // AMBIO: A Journal of the Human Environment. – 2001. – Vol. 30. – P. 2-10.

548. Smellie, J.L. The geology of the South Shetland Islands: VI. Stratigraphy, geochemistry and evolution / J.L. Smellie, R. Pankhurst, M.R.A. Thomson, R.E.S. Davies. Cambridge: British Antarctic Survey, 1984. – 85 p.

549. Sojka, M. Concentration of Rare Earth Elements in Surface Water and Bottom Sediments in Lake Wadag, Poland / M. Sojka, M. Siepak, K. Pietrewicz // Journal of Elementology. – 2019. – Vol. 24(1). – P. 125-140.

550. Song, Y. Regional background concentrations of heavy metals (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb) in coastal sediments of the South Sea of Korea / Y. Song, M.S. Choi, J.Y. Lee, D.J. Jang // Science of the Total Environment. – 2014. – Vol. 482-483. – P. 80-91.

551. Sørensen, H. Agpaitic nepheline syenites: A potential source of rare elements / H. Sørensen // Applied Geochemistry. – 1992. – Vol. 7. – P. 417-427.

552. Spiro, B. Lacustrine sediments and lichen transplants: Two contrasting and complimentary environmental archives of natural and anthropogenic lead in the South Urals, Russia / B. Spiro, V. Udachin, B.J. Williamson, O.W. Purvis, S.G. Tessalina, D.J. Weiss // Aquatic Sciences. – 2013. – Vol. 75, I.2. – P. 185-198.

553. Sreekumaran, C. The concentrations of lithium, potassium, rubidium and cesium in some western American rivers and marine sediments / C. Sreekumaran, K.C. Pillai, T.R. Folsom // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 1968. – Vol. 32. – P. 1229-1234.

554. Standard method for examination for water and wastewater 1999 20-th Edition / L.S. Clescerl, A.E. Greenberg, A.D. Eaton (eds.). – Washington: American Public Health Association USA.

555. Stankevica K. Accumulation of Metals in Sapropel / K. Stankevica, M. Klavins, L. Rutina // Material Science and Applied Chemistry. – 2012. – Vol. 26. – P. 99-105.

556. Stankevica, K. Freshwater sapropel (gyttja): its description, properties and opportunities of use in contemporary agriculture / K. Stankevica, Z. Vincevica-Gaile and M. Klavins // Agronomy Research. – 2016. – Vol. 14., I.3. – P. 929-947.

557. Steinnes, E. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport / E. Steinnes, R.O. Allen, H.M. Petersen, J.P. Rambæk, P. Varskog // Science of The Total Environment. – 1997. – Vol. 205(2-3). – P. 255-266.

558. Stillwell, E.L. The metamorphic rocks of Ad61ie Land, Australasian Antarctic expedition 1911-1914 / E.L. Stillwell// Scientific Reports. – 1918. Vol. 3(1).

559. Stüwe, K. Geological history of Adélie Land and King George V Land, Antarctica: Evidence for a polycyclic metamorphic evolution / K. Stüwe, R. Oliver// Precambrian Research. – 1989. - Vol. 43. – P. 317-334.

560. Strakhovenko, V. Mineral and geochemical composition of the Onega Ice Lake sediments / V. Strakhovenko, D. Subetto, T. Hang, E.Ovdina, I. Danilenko,N.Belkina, M.Potakhin, M.Zobkov, V.Gurbich //Baltica. – 2018.– Vol. 31(2). – P. 165-172.

561. Sun, G. Rare Earth Elements in Street Dust and Associated Health Risk in a Municipal Industrial Base of Central China / G. Sun, Z. Li, T. Liu, J. Chen, T. Wu, X. Feng // Environmental Geochemistry and Health. – 2017. – Vol. 39(6). – P. 1469-1486.

562. Sun, L. A. 2000-year record of mercury and ancient civilizations in seal hairs from King George Island, West Antarctica / L. Sun, X. Yin, X. Liu, R. Zhu, Z. Xie, Y. Wang // Science of The Total Environment. – 2006 – Vol. 368(1). – P. 236-247.

563. Sun, S.S. Chemical and isotopic systematics of oceanic basalts: implication and processes / S.S. Sun, W.F. McDonough // Magmatism in the oceans basins / Sauders, A.D., Norry, M.J. (eds.). – London: Geological Society, 1989. – P. 313-345.

564. Szarek-Gwiazda, E. Bioaccumulation of trace elements in roach, silver bream, and perch living in an inundated opencast sulphur mine // E. Szarek-Gwiazda, A. Amirowicz // Aquatic Ecology. – 2006. – Vol. 40 (2). – P. 221-236.

565. Szarek-Gwiazda, E. Potential effect of pH on the leaching of heavy metals from sediments of the Carpathian dam reservoirs / E. Szarek-Gwiazda // Geology, Geophysics and Environment. – 2014. – Vol. 40(4). – P. 349-358.

566. Tao, Y. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China / Y. Tao, Z. Yuan, H. Xiaona, M. Wei // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2012. – Vol. 81. – P. 55-64.

567. Tatsii, Y.G. Bottom Sediments of the West Siberian Arctic Lakes as Indicators of Environmental Changes / Y.G. Tatsii, T.I. Moiseenko, L.V.

Razumovskii, A. Borisov, V. Khoroshavin, D. Baranov // Geochemistry International. – 2020. – Vol. 58. – P.408–422.

568. Teng, Y. Environmental geochemistry and ecological risk of vanadium pollution in Panzhihua mining and smelting area, Sichuan, China / Y. Teng, S. Ni, C. Zhang, J. Wang, X. Lin, Y. Huang // Chinese Journal of Geochemistry. – 2006. – Vol. 25. – P. 379-385.

569. Tessier, A. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals / A. Tessier, P.G. Campbell, M. Bisson //Analytical Chemistry. – 1979. – Vol. 51(7). –P. 844-851.

570. Thomas, V.M. The elimination of lead in gasoline / V.M. Thomas // Annual Review of Energy and the Environment. – 1995. – Vol. 20. – P. 301–324.

571. Timm, T.A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northen and Central Europe / T.A. Timm. Lauterbornia, 2009. – 235 p.

572. Tomlinson, D.L. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index / D.L. Tomlinson, J.G. Wilson, C.R. Harris, D.W. Jeffney// HelgoländerMeeresuntersuchungen. – 1980. – Vol.33. – P. 566-572.

573. Tylmann W. Regional pattern of heavy metal content in lake sediments in northeastern Poland /W. Tylmann, K. Łysek, M. Kinder, J. Pempkowiak J // Water, Air, and Soil Pollution. – 2011. – Vol. 216. – P. 217–228.

574. Ulfstrand, S. Bentic animal communities in Lapland stream / S. Ulfstrand. Oikos, 1968. – Vol. 10. – P. 1-20.

575. Ukonmaanaho, L. Heavy metal concentrations in various aqueous and biotic media in Finnish Integrated Monitoring catchments / L. Ukonmaanaho M. Starr, J.-P. Hirvi, A. Kokko, P. [et al.] // Boreal environment research. – 1998). – Vol. 3. – P. 235-249.

576. Use of benthic invertebrates as indicators of pollution origin in agricultural and urban areas / K. Jenderedjian, S. Hokabyan, A. Jenderedjian // NATO Security through Science Series C: Environmental Security, 2007. – P. 2017-220.

577. Uslamin, D.V. haracteristics of the Species Composition and Structure of Macrozoobenthos in Taiga Lakes in Oil-Producing Regions in Western Siberia / D.V. Uslamin, O.A. Aleshina, S.N. Gashev, A.V. Gradova // Inland Water Biology. – 2019. – Vol. 12. – P. 306-316.

578. Vahidipour, M. Potentially toxic metals in sediments, lake water and groundwater of the Ramsar wetlands Bakhtegan–Tashk, south Iran: Distribution and source assessment / M. Vahidipour, E. Raeisi, S.E.A.T.M. van der Zee // Environmental Technology & Innovation. – 2022. – Vol. 28. – 102789.

579. Vallelonga, P. The lead pollution history of Law Dome, Antarctica, from isotopic measurements on ice cores: 1500 AD to 1989 AD / P. Vallelonga, K. Van de Velde, J.P. Candelone, V.I. Morgan [et al.] // Earth and Planetary Science Letters. – 2002. – Vol. 204(1-2). – P. 291-306.

580. Vallius H., Leivuori M., (2003), Classification of heavy metal contaminated sediments of Gulf of Finland, Baltica, 16, 3-12.

581. Vani, M. Impact of urbanisation on lakes: a case study of Hyderabad / M. Vani, M. Kamraju // Journal of Urban and Regional Studies. – 2016. – Vol. 5, № 1.

582. Varol, M. Ecological risks and controlling factors of trace elements in sediments of dam lakes in the Black Sea Region (Turkey) / M. Varol, F. Ustaoğlu, C. Tokath // Environmental Research. – 2022. – Vol. 205 (112478).

583. Varol, M. TracemetalsincoresedimentsfromadeeplakeineasternTurkey: Verticalconcentrationprofiles, eco-environmental risks and possible sources / M. Varol, Ö. Canpolat, K.K. Eriş, M. Çağlar, M. // Ecotoxicology and Environmental Safety. –2020. – Vol. 189. – P. 110060.

584. Vassilev, S.V. Geochemistry of coals, coal ashes and combustion wastes from coal-fired power stations / S.V. Vassilev, C.G. Vassileva // Fuel Processing Technology. – 1997. – Vol. 51(1-2). – P. 19-45.

585. Verpoorter, C. A global inventory of lakes based on high-resolutionsatellite imagery / C. Verpoorter, T. Kutser, D. Seekell, L. Tranvik // Geophysical Research Letters. – 2014. – Vol. 41. – P. 6396-6402.

586. Verta, M. History of heavy metal pollution in Finland as recorded by lake sediments / M. Verta, K. Tolonen, H. Simola // Science of the Total Environment. – 1998. – Vol. 87/88. – P. 1-18.

587. Vierikko, K., Seasonality in recreation supply and demand in an urban lake ecosystem in Finland / K. Vierikko, V. Yli-Pelkonen // Urban Ecosystems. – 2019. – Vol. 22. – P. 769-783.

588. Virkutyte, J. Heavy metal distribution and chemical partitioning in Lake Saimaa (SE Finland) sediments and moss Pleuroziumschreberi / J. Virkutyte, S. Vadakojyte, S. Sinkevičius, M. Sillanpää // Journal of Chemical Ecology. – 2008. – Vol. 24(2). – P. 119-132.

589. Vinogradova, A. Atmospheric transport of heavy metals to regions of the North of the European territory of Russia / A. Vinogradova, E. Kotova, V. Topchaya // Geography and Natural Resources. – 2017. Vol. 38(1). – P. 78-85.

590. Wang, A. The Sr/Ba ratio response to salinity in clastic sediments of the Yangtze River Delta / A. Wang, Z. Wang, J. Liu, N. Xu, H. Li // Chemical Geology. – 2021. – Vol. 559. – 119923.

591. Wang, L. Discrimination of rare earth element geochemistry and co-occurrence in sediment from Poyang Lake, the largest freshwater lake in China / L. Wang, X. Han, T. Liang, Q. Guo, J. Li, L. Dai, S. Ding // Chemosphere. – 2019. – Vol. 217. – P. 851-857.

592. Wang, M. Assessing urban flooding risk in response to climate change and urbanization based on shared socio-economic pathways / M. Wang, X.P. Fu, D.Q. Zhang, F.R. Chen [et al.] // Science of The Total Environment. – 2023. – Vol. 880. – 163470.

593. Wang, S. Rare earth elements in lake sediments record historic environmental influences from anthropogenic activities / S. Wang, Z. Wang, S. Gao, X. Zhang, J. Zeng, Q. Wu // Ecological Indicators. – 2024. – Vol. 159. – 111680.

594. Wedepohl, K.H. The composition of the continental crust / K.H. Wedepohl // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 1995. – Vol. 59(7). – P. 1217-1232.

595. Wennrich, V. Modern sedimentation patterns in Lake El'gygytgyn, NE Russia, derived from surface sediment and inlet streams samples / V. Wennrich, A. Francke, A. Dehnert, O. Juschus, T. Leipe, C. Vogt, J. Brigham-Grette, P. S. Minyuk, M. Melles, and El'gygytgyn Science Party // Europian Geosciences Union. – 2013. – Vol. 9. – P. 135-148.

596. Wiederholm, T. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part 1 / T. Wiederholm. – Larvae. Entomologicascandinavica Supplement, 1983. – 457 p.

597. Wiederholm, T. Use of Benthos in Lake Monitoring / T. Wiederholm // Water Pollution Control Federation. – 1980. – Vol. 52. – № 3. – P. 537-547.

598. Wright, M.T. Factors Controlling the Regional Distribution of Vanadium in Groundwater / M.T. Wright, K. Belitz // Ground Water. – 2010. – Vol. 48. – P. 515-525.

599. Xia, W. Heavy metal gradients from rural to urban lakes in central China / W. Xia, R. Wang, B. Zhu, L.G. Rudstam, Y. Liu, Y. Xu, W. Xin,Y. Chen // Ecological Processes. – 2020. – Vol. 9.

600. Xiang, S. REE and Sr-Nd isotope geochemistry for Yixian fluorite deposit, western Liaoning Province, China, and its geological implications / S. Xiang, D. Jun, Y. Liqiang, W. Qingfei, Y. Zirong, G. Qingjie, W. Changming // Journal of Earth Science. – 2010. – Vol. 21. – P. 227-235.

601. Xu, Y. The current status of heavy metal in lake sediments from China: Pollution and ecological risk assessment / Y. Xu, Y. Wu, J. Han, P. Li // Ecology and Evolution. – 2017. – Vol. 7, I.4. – P. 5454-5466.

602. Yakovenchuk, V.N. Khibiny. Laplandia Minerals / V.N. Yakovenchuk, G.Yu. Ivanyuk, Y.A. Pakhomovsky, Y.P. Menshikov. – Apatity, 2005. – 468 p.

603. Yao, Z. Heavy metal research in lacustrine sediment: a review / Z. Yao, G. Pu // Environmental and Chemistry. – 2007. – Vol. 25. – P. 444-454.

604. Yeats, P.A. Lithium-normalized zinc and copper concentrations in sediments as measures of trace metal enrichment due to Salmon Aquaculture // P.A. Yeats, T.G. Milligan, T.F. Sutherland, S.M.C. Robinson, J.A. Smith, P. Lawton, C.D. Levings // The Handbook of Environmental Chemistry. – 2005. – Vol. 5 (Part M) – P. 207-220.

605. Yin, J. Metal concentrations in fish from nine lakes of Anhui Province and the health risk assessment / J. Yin, L. Wang, Q. Liu [et al.] // Environmental Science and Pollution Research. – 2020. – Vol. 27. – P. 20117-20124.

606. Yu, P. Urbanization and the urban critical zone / P. Yu, Y. Wei, L. Ma, B. Wang, E.H.K. Yung, Y. Chen // Earth Critical Zone. – 2024. – Vol. 1(1). – 100011.

607. Yuan, Y. Using Local Moran's I to identify contamination hotspots of rare earth elements in urban soils of London / Y. Yuan, M. Cave, C. Zhang // Applied Geochemistry. – 2018. – Vol. 88. – P. 167-178.

608. Yuretich, R.F. Modern sediments and sedimentary processes in Lake Rudolf (Lake Turkana) eastern Rift Valley, Kenya / R.F. Yuretich // Sedimentology. – 1979. – Vol. 26., I.3. – P. 313-331.

609. Yusupov, D.V. Rare earth elements in poplar leaves as indicators of geological environment and technogenesis / D.V. Yusupov, N.V. Baranovskaya, Y.V. Robertus et al. // Environmental Science and Pollution Research. – 2020. – Vol. 27. – P. 27111-27123.

610. Zhao, S. Effect of pH, Temperature, and Salinity Levels on Heavy Metal Fraction in Lake Sediments / S. Zhao, Y. Zhao, Z. Cui, H. Zhang, J. Zhang // Toxics. – 2024. – Vol. 12(7). – 494.

611. Zhao, Y.Y. Chemical element abundance in sediments of shallow Sea of China // Y.Y. Zhao, M.C. Yan // Science In China (Series B). – 1993. – Vol. 10. – P. 1084-1090.

612. Zhou, Q. Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017 / Q. Zhou, N. Yang, Y. Li, B. Ren, X. Ding, H. Bian, X. Yao // Global Ecology and Conservation. – 2020. – Vol. 22.

613. Zhou, Y. Geochemical baseline establishment, environmental impact and health risk assessment of vanadium in lake sediments, China / Y. Zhou, L. Gao, D. Xu, B. Gao // Science of The Total Environment. – 2019. – Vol. 660. – P. 1338-1345.

614. Zhu, Y.Z. Distribution of heavy metals in sediment and its impact on zoobenthos community of Lake Caohai in Guizhou /Y.Z. Zhu, T.R. He, Z. Gao, Y.N. Guo, Y. N. //China Environmental Science. – 2016. – Vol. 36. – P. 1859-1866.

615. Zubova, E.M. Long-term environmental monitoring in an Arctic lake polluted by metals under climate change / E.M. Zubova, N.A. Kashulin, V.A. Dauvalter, D.V. Denisov, S.A. Valkova, O.I. Vandysh, A.A. Cherepanov // Environments. – 2020. – Vol. 7. – 34.