

МИНОБРНАУКИ РОССИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ФЕДЕРАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ЦЕНТР "КОЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ
ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК"
ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ ПРОМЫШЛЕННОЙ ЭКОЛОГИИ СЕВЕРА
(ИППЭС КНЦ РАН)

На правах рукописи

Постева Мария Алексеевна

**ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ОЗЕР УРБАНИЗИРОВАННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ НА ОСНОВЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ
ИССЛЕДОВАНИЙ (НА ПРИМЕРЕ ГОРОДА МУРМАНСКА)**

1.6.21. Геоэкология (географические науки)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата географических наук

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

Апатиты

2025

Оглавление

Введение.....	4
Глава 1. Факторы формирования химического состава вод района исследования	13
1.1. Природные характеристики района исследования и их влияние на химический состав воды озер	13
1.2. Антропогенная нагрузка района исследования и ее влияние на химический состав воды озер	23
Глава 2. Объект и методы исследования	35
2.1. Характеристика объектов исследования	35
2.2. Материалы и методы исследования	40
Глава 3. Современное состояние озер города Мурманска.....	47
3.1. Макроэлементный состав вод, значения рН и минерализации.....	47
3.2. Содержание биогенных элементов и органических соединений.....	53
3.3. Микроэлементный состав вод.....	62
Глава 4. Оценка степени загрязнения, закисления и эвтрофирования	81
4.1. Устойчивость озер г. Мурманска к закислению	81
4.2 Трофический статус и лимитирующие факторы трофности озёр г. Мурманска	96
4.3. Оценка степени загрязненности озерных вод г. Мурманска.....	108
Глава 5 Факторы, влияющие на химический состав озерных вод	127
5.1 Сопряженное поступление макро- и микроэлементов в воды озер г. Мурманска	127
5.2 Анализ факторов, влияющих на химический состав озерных вод г. Мурманска	131
5.3 Особенности водной миграции химических элементов	138
Список литературы	153
Приложение 1	194

Приложение 2	195
Приложение 3	200
Приложение 4	204
Приложение 5	209
Приложение 6	212

Введение

Актуальность темы исследования. Проблема состояния водных объектов в условиях урбанизированной среды в настоящее время набирает все большую актуальность. Формирование химического состава озерных вод обуславливается совокупностью физических, химических и биологических процессов, протекающих в водоеме и на его водосборе (Osadchyy et al., 2016). Состав природных вод формируется под влиянием таких физико-географических условий, как рельеф, климат, процессы выветривания горных пород, состав и структура почвенного покрова и др. Помимо этого, кислотно-щелочные и окислительно-восстановительные условия внутри водоема определяют растворимость минералов и скорость миграции элементов, а также форму их нахождения в природных водах (Даувальтер, Кашулин, 2014; Osadchyy et al., 2016). При определенных условиях среды донные отложения могут выступать как источником вторичного поступления биогенных элементов и тяжелых металлов в водную среду, так и снижать их токсическое воздействие посредством образования устойчивых комплексных соединений с гумусовыми кислотами, входящими в состав донных отложений (Algül, Beyhan, 2020).

Урбанизированные ландшафты обуславливают специфические особенности формирования озерных вод, в значительной степени отличающиеся от естественных условий. Данные территории испытывают высокое антропогенное и техногенное воздействие со стороны транспорта, промышленных предприятий, жилищно-коммунального хозяйства и т.д. (Сает и др., 1990). При этом городские застройки, асфальтные и другие водонепроницаемые покрытия способствуют «запечатыванию» почвенного покрова. В таких экранированных («запечатанных») почвах происходит нарушение водного и теплового балансов, снижение биологической продуктивности, а также способности к самоочищению почв (Кошелева, 2019). Как следствие, происходит увеличение доли поверхностного стока с повышенным уровнем загрязняющих веществ в водные объекты (Черногаева и

др., 2019). В дальнейшем это может привести к трансформации природных вод, а именно эвтрофикации, антропогенному закислению или защелачиванию, и обогащению токсичными микроэлементами водных экосистем (Никаноров, 2001).

Характерной особенностью северных широт является избыточное увлажнение территорий, низкие температуры, маломощный почвенный покров и, как следствие, замедленные процессы химического выветривания элементов, а также минерализации органического вещества. В результате в условиях Арктики формируются ультрапресные и олиготрофные воды, чутко реагирующие на все изменения, происходящие на их водосборах (Moiseenko, 2018). Гумидный тип климата обуславливает низкое содержание основных катионов в почвенном покрове, и вместе с тем, особую чувствительность пресноводных экосистем к кислотному воздействию (Моисеенко и др., 2015). Смещение pH природных вод в сторону кислых значений способствует увеличению растворимости, миграционной способности и токсичности тяжелых металлов, содержащихся в воде (Skjelkvåle et al., 2006; Yevtushenko et al., 2021). Биота северных регионов характеризуется низким видовым разнообразием, уязвимость которой от кислотного и токсического воздействия возрастает после полярной ночи (Skjelkvåle et al., 2006). Как уже отмечалось ранее, для северных широт характерен олиготрофный тип озер. Однако, увеличение содержания питательных веществ, вызванное глобальным изменением климата или антропогенной деятельностью, способствует цветению воды и гибели рыб даже в Арктических регионах (Ayala-Borda et al, 2021; Kashulin et al., 2021; Moiseenko et al., 2022).

Согласно данным ежегодных докладов Минприроды «О состоянии окружающей среды Мурманской области» систематический анализ состояния водных объектов на территории г. Мурманска, за исключением реки Роста и ручья Варничный, не проводится. Однако озера постоянно находятся под воздействием антропогенной нагрузки различной интенсивности. В северных широтах водные экосистемы наиболее уязвимы к различного рода

антропогенной нагрузке в силу низкого потенциала к самоочищению (Сандимиров, 1999). Отсюда возникает необходимость изучения состояния озер г. Мурманска и определение факторов, влияющих на их химический состав.

Степень изученности темы.

Исследование базируется на разработках ведущих отечественных и зарубежных ученых в области геоэкологии, гидрохимии и оценки качества поверхностных вод Алекина О.А., Никонорова А.М., Полынова Б.Б., Перельмана А.И., Лозовика П.А., Моисеенко Т.И., Oliver B.G., Henriksen A., Skjelkvåle B.L., Carlson R.E., Kratzer C.R., Brezonik P.L., Dunalska J., Vollenweider R.A., Kerekes J., Brown R.M. и др. Основные закономерности формирования химического состава природных вод были изучены еще в 20-м столетии (Алекин, 1970; Никаноров, Посохов, 1985). Значительный вклад в изучение закономерностей формирования химического состава поверхностных вод Кольского Севера в зависимости от уровня аэротехногенного загрязнения, природно-климатических зон, ландшафтных и геохимических особенностей водосборов внесли работы (Сандимиров, 1999; Моисеенко и др., 2002; Гашкина, 2014; Даувальтер, Кашулин, 2014; Моисеенко и др., 2015; Базова, 2016; и др.). Исследования химического состава и качества вод городских озер в Российской Федерации, особенно северных и арктических территорий, практически не проводятся. Исключение составляют наблюдения качества вод по ограниченному числу гидрохимических показателей в урбанизированных озерах, расположенных в районах различных отраслей промышленности (горнодобывающая, металлургическая, нефтегазовая, энергетическая и др.) (Литвиненко, Регеранд, 2013; Руфова, Ксенофонтова, 2015; Седельникова, Макаров, 2016; Базова, Кошевой, 2017; Красненко и др., 2018; Колесников и др., 2021; Еделев и др., 2021; Носова и др., 2021; Легостаева, Руфова, 2022; и др.) Отрицательное влияние антропогенных факторов на экологическое состояние г. Мурманска подтверждается исследованиями атмосферного воздуха (Доклад о состоянии..., 1997–2022), атмосферных осадков (Свистов и др., 2016; Першина и др., 2021), почвенного покрова (Вихман и др., 2009;

Тарасова, Абакумов, 2016) и водотоков (Доклад о состоянии..., 1997–2022; Мелентьев и др., 2009).

Цель работы – выявление закономерностей формирования химического состава воды и оценка экологического состояния озер г. Мурманска, находящихся под влиянием антропогенной нагрузки различной интенсивности.

Для достижения поставленной цели решались следующие задачи:

1. Провести анализ и выявить основные факторы, определяющие химический состав вод озер г. Мурманска;
2. Проанализировать химический состав и определить приоритетные загрязнители озерных вод г. Мурманска;
3. Выявить вертикальную изменчивость и сезонную динамику гидрохимических показателей озер г. Мурманска;
4. Оценить качество и экологическое состояние озер г. Мурманска по результатам гидрохимических исследований.

Объектом исследования являются озера г. Мурманска.

Предмет исследования – химический состав вод и экологическое состояние озер г. Мурманска.

Научная новизна работы.

Впервые проведен комплексный анализ гидрохимического состава озер г. Мурманска по содержанию главных ионов минерализации, биогенных элементов и более чем 30 микроэлементов. Выявлены закономерности формирования и факторы, определяющие химический состав озерных вод урбанизированных территорий Арктической зоны РФ с применением методов статистического анализа. Описана вертикальная по горизонтам и сезонная изменчивость гидрохимических показателей для исследуемых озер. Определено качество вод озер г. Мурманска, а также степень их закисления, эвтрофирования и загрязнения. Установлены приоритетные загрязнители, а также источники их поступления в поверхностные воды на исследуемых урбанизированных территориях. Выявлены особенности водной миграции химических элементов в условиях городской среды. Полученные результаты в

данной работе отличаются от имеющихся аналогичных исследований тем, что исследуемые озера не подвергаются непосредственным сбросам сточных вод от городских предприятий. Это позволяет оценить факторы, определяющие особенности формирования химического состава вод, а также выявить особенности их трансформации в условиях урбанизации, особенно на территории Крайнего Севера. Учитывая уникальные экологические условия и климатические факторы региона, наше исследование позволяет выявить специфические механизмы влияния урбанизации на экосистемы малых водоемов, что способствует более глубокому пониманию их устойчивости и адаптации к изменяющимся условиям окружающей среды.

Теоретическая и практическая значимость работы. Полученные данные отражают современное состояние гидрохимического режима озер г. Мурманска и позволяют выделить приоритетные виды загрязнителей озерных вод на исследуемых территориях. В дальнейшем полученные данные могут быть использованы для анализа, мониторинга и прогнозирования экологического состояния городских озер под влиянием как природных, так и антропогенных факторов. Помимо этого, результаты исследования могут быть использованы для разработки региональной программы снижения загрязнения окружающей среды г. Мурманска, а также в учебном процессе для студентов географического и экологического направлений.

Методология и методы научного исследования. Диссертационная работа основана на данных, полученных в ходе выполнения проекта по гранту РФФИ № 19-77-10007 «Экологическая оценка и прогноз устойчивого функционирования водных экосистем урбанизированных территорий в Арктической зоне» и темы НИР FMEZ-2021-0043 ИППЭС ФИЦ КНЦ РАН «Мониторинг природных объектов в условиях антропогенной нагрузки и изменений климата и разработка технологий для восстановления наземных и водных экосистем в условиях урбанизации и промышленного освоения Арктики». Полевые исследования проводились в 2018–2022 гг. в летний и осенне-зимний периоды. Сезонная изменчивость химического состава озерных

вод г. Мурманска анализировалась на примере оз. Семеновское в связи с его расположением в центральной части города, а также с высоким рекреационным значением для местных жителей. Химический анализ проб воды выполнялся по единым общепринятым методикам в соответствии с рекомендациями (Clescerl et al., 1999; Моисеенко и др., 2002) в центре коллективного пользования Института проблем промышленной экологии Севера ФИЦ КНЦ РАН, а также в аналитическом центре Института геологии КарНЦ РАН. Статистическая обработка данных осуществлялась при помощи программ Microsoft Excel 2019 и Statistica 10. За условно-фоновые значения гидрохимических показателей были приняты данные химического состава озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Мурманский район) (Bazova, 2017) и восточной части Мурманской области (Кашулин и др... 2010).

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Химический состав озерных вод г. Мурманск обусловлен физико-географическими (подстилающие геологические формации, почвы водосборных территорий, климат, морские аэрозоли) и антропогенными (деятельность предприятий г. Мурманска, автотранспорт, работы по благоустройству урбанизированной среды, эвтрофикация) факторами.

2. Щелочные и щелочноземельные металлы, поступающие с городских территорий в озерные воды, предохраняют их от закисления, обуславливают нейтральные значения реакции среды, высокие значения щелочности и кислотонейтрализующей способности вод (ANC).

3. Повышенные концентрации минеральных веществ в озерах г. Мурманска способствуют повышению фотосинтетической активности фитопланктона (по концентрации хлорофилла «а»). Угнетающего действия тяжелых металлов не выявлено. Трофический статус озер по индексу Карлсона олиготрофный. С ростом трофности вод лимитирующий биогенный фосфор меняется на азот, доля автохтонной органики растет относительно аллохтонной.

4. Антропогенная нагрузка на озера г. Мурманска находит отражение в снижении качества природных вод, а также в повышенном поступлении таких элементов, как V, Ni, Cu, Zn, Al, Mn, Fe, Sr, Li, Rb, Ba, B. Установлено также, что комплексное влияние городской среды выступает не только как источник повышенного поступления элементов и их соединений в водные экосистемы, но и может способствовать ускорению миграционных процессов химических элементов в результате антропогенной деятельности человека.

Степень достоверности полученных результатов и апробация диссертационной работы. Система отбора и хранения проб, использование современных методов и приборов аналитических измерений в соответствии с аттестованными методиками, жесткий внутрилабораторный контроль качества измерений по единой системе стандартных растворов, международная верификация методов и результатов аналитических исследований, а также статистический анализ данных с применением современного математического и программного обеспечения определяют достоверность полученных результатов. Материалы диссертационного исследования были представлены на VI Международной конференции молодых ученых «Водные ресурсы: изучение и управление» (Лимнологическая школа-практика) (Петрозаводск, 2020); Международной научно-практической конференции LXXIV Герценовские чтения «География: развитие науки и образования» (Санкт-Петербург, 2021); Международной научно-практической конференции LXXVI Герценовские чтения «География: развитие науки и образования» (Санкт-Петербург, 2023); LXXVII Герценовские чтения «География: развитие науки и образования» (Санкт-Петербург, 2024); Всероссийской конференции с международным участием «Глобальные проблемы Арктики и Антарктики» (Архангельск, 2020); Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Арктические экосистемы: сохранение и устойчивое развитие» (Мурманск, 2021).

Соответствие паспорту научной специальности. Диссертационная работа соответствует следующим пунктам паспорта научной специальности 1.6.21 Геоэкология (географические науки):

1. Изучение состава, строения, свойств, процессов, физических и геохимических полей геосфер Земли как среды обитания человека и других организмов.

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.

Личный вклад автора состоит в формулировании цели и задач исследования, анализе отечественной и зарубежной литературы, непосредственном участии в полевых работах по сбору материала, химико-аналитических работах, статистической и графической обработке полученных результатов с последующей интерпретацией, формулировании основных положений и выводов, подготовке публикаций и выступлении на конференциях по выполненной диссертационной работе.

Публикации. По материалам диссертационного исследования опубликовано 14 научных работ, в том числе 2 в журналах, индексируемых в международных базах Web of Science и Scopus, 4 статьи в рецензируемых научных журналах, рекомендованных ВАК РФ, 1 монография, 7 работ в рецензируемых журналах и сборниках материалов международных и всероссийских конференций.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, пяти глав, заключения, списка литературы и шести приложений. Она изложена на 214 страниц, включает 19 таблиц, 26 рисунков. Список литературы составляет 371 источник, из них 156 на иностранных языках.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность научному руководителю, профессору, д.г.н. В.А. Даувальтеру, к.б.н. З.И. Слуковскому,

к.б.н. Д.Б. Денисову, А.А. Черепанову за всестороннюю помощь в организации и проведении экспедиционных работ, ценные советы и поддержку при написании диссертационного исследования; сотрудникам центра коллективного пользования Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН и аналитического центра Института геологии КарНЦ РАН за проведение химико-аналитических работ.

Глава 1. Факторы формирования химического состава вод района исследования

1.1. Природные характеристики района исследования и их влияние на химический состав воды озёр

Географическое положение. Город Мурманск расположен на четырёх морских террасах на восточном берегу Кольского залива южного колена, в 50 км от выхода в открытое Баренцева море. Террасы расположены с юга на север и своими склонами ориентированы на запад. С востока город закрыт грядой сопков высотой 250–300 м. Площадь территории города составляет 154,4 км². Наибольшая отметка высоты над уровнем моря в районе жилой застройки равна 140 м, наименьшая – 3 м. Максимальная высота в пределах городской черты составляет 253 м над уровнем моря (г. Горелая). Рельеф города довольно сложный и пересеченный, за исключением старой части города (Октябрьский район), в пределах одного жилого квартала дома расположены на разных уровнях (Осауленко, 2012). К северу от Мурманска в 20 км располагается г. Североморск. Южные микрорайоны г. Мурманска непосредственно граничат с г. Кола (Минин, 2014; Постевая, Слуковский, 2021).

Геологическое строение и рельеф. Геологические особенности водосборных территорий относятся к основополагающим факторам формирования химического состава водоемов вследствие того, что горные породы выступают в роли первичных источников основных ионов минерализации (Гашкина, 2013). Химический состав вод зависит как от химического состава горных пород, так и от их устойчивости к химическому, физическому и биологическому выветриванию.

Город Мурманск расположен в зоне сочленения Мурманского и Центрально-Кольского геоблоков северо-восточной части Балтийского щита, представляющего собой выступ кристаллического фундамента Русской платформы. В геологическом строении территории принимают участие породы архея, протерозоя и четвертичные отложения. Архейские и протерозойские

породы представлены изверженными и метаморфическими разностями: гранитами, гнейсами, жильными диабазами, габбро, амфиболитами (Атлас Мурманской области, 1971). Они слагают горы и возвышенности, местами выходят на поверхность (больше всего выходов на восточном берегу), местами перекрыты четвертичными отложениями (Генеральный план..., 2015).

Четвертичные отложения г. Мурманска представлены ледниковыми, морскими и современными образованиями (Атлас Мурманской области, 1971). Мощность четвертичных отложений, как правило, невелика и на значительной части территории не превышает 2 м. У подножий склонов возвышенностей и в понижениях рельефа она увеличивается до 10–20 м. В крупных депрессиях мощность четвертичных отложений возрастает до 50–100 м, а в южной части города (Первомайский округ) достигает 160–180 м, из которых 60 м вскрыто в борту карьера.

Ледниковые отложения наиболее широко распространены в левобережной части города и на юго-востоке его правобережной части (к юго-востоку от г. Горелой) и представлены моренными отложениями (основная и конечная морена) и водноледниковыми отложениями (флювиогляциальные, озерно-ледниковые, ледниково-морские) (Атлас Мурманской области, 1971).

Широкое развитие имеют отложения основной морены, ее мощность составляет 2–4 м. Она представлена песчаными и супесчаными (в районе озер Семеновского, Белого и Еловского) грунтами с большим содержанием гравия, гальки, щебня и валунов. Конечная морена слагает узкие гряды, вытянутые с северо-запада на юго-восток (в районе Росты). Сложены гряды песчаной мореной со следами некоторой сортировки. С поверхности они перекрыты слоем валунов и глыб (Генеральный план..., 2015).

Флювиогляциальные отложения имеют незначительное распространение и представлены дельтами, расположенными, в осевых частях депрессий р. Туломы, Колы, Кольского залива и рек Большая и Малая Лавна. По своему составу они близки к отложениям конечных морен и отличаются от них большей сортировкой материала и меньшими размерами валунов. Вскрытая

мощность нижнего горизонта дельт достигает 20–30 м, а верхнего – 10–12 м. Озерно-ледниковые и ледниково-морские отложения выполняют днища Кольской и Туломской депрессий и представлены песками и суглинками мощностью 5–15 м, обнажаются в карьерах месторождений, в долинах Фадеева ручья, Варничного ручья и др. Они перекрыты позднеледниковыми морскими отложениями и торфяниками общей мощностью 10 – 20 м. В целом, комплекс морских отложений представлен различными литологическими разностями от илов и глин до грубых песков с галькой и валунами.

Современные отложение представлены аллювиальными, торфяно-болотными отложениями. Первые развиты в руслах и поймах рек Большая Лавна и Кола. Наиболее широко аллювиальные отложения развиты в дельте р. Кола. Торфяно-болотные отложения встречаются как на водоразделах, так и в понижениях рельефа и занимают около 30% всей площади. В среднем их мощность составляет 1–1,5 м, достигая на отдельных участках 6–8 м и более (Атлас Мурманской области, 1971).

Климат. Климатические условия региона определяют специфические особенности формирования химического состава озерных вод. Климат оказывает влияние на скорость выветривания горных пород и минералов, темп гумификации и минерализации органических остатков, скорость химических и биологических процессов внутри водоемов и на их водосборных территориях, а также определяет зональные особенности формирования водных объектов (почвенный покров, растительность) (Алёкин, 1970; Даувальтер, 1999; Гашкина, 2014).

Климат г. Мурманска характеризуется как арктически-умеренный, для которого свойственна, частая смена погоды и ветровой режим муссонного характера. Влияние Атлантики определяет относительную мягкость климата. Однако, для данной территории характерен сложный температурный режим, связанный с резкими перепадами температурных показателей (Светлова, 2011). Так, средняя температура самых холодных месяцев (январь-февраль) составляет –9,7 и –9,1 °С соответственно, а самого теплого (июль) – +13,3 °С.

Переход средней температуры через 0°C отмечается в апреле и октябре (Рис. 1.1). Абсолютный максимум температуры воздуха зафиксирован в июле 1972 г. и составил $+32,9^{\circ}\text{C}$. В свою очередь, абсолютный минимум ($-39,4^{\circ}\text{C}$) пришелся на январь 1985 и 1999 гг. (Разуваев и др., 2022; Постева, Слуковский, 2021).

Продолжительность вегетационного периода (число дней с температурой более $+5^{\circ}\text{C}$) 120–130 дней. Средняя температура за период вегетации составляет $8,5^{\circ}\text{C}$. В среднем безморозный период длится 100 дней (Гонтарь, Жиров и др., 2010).

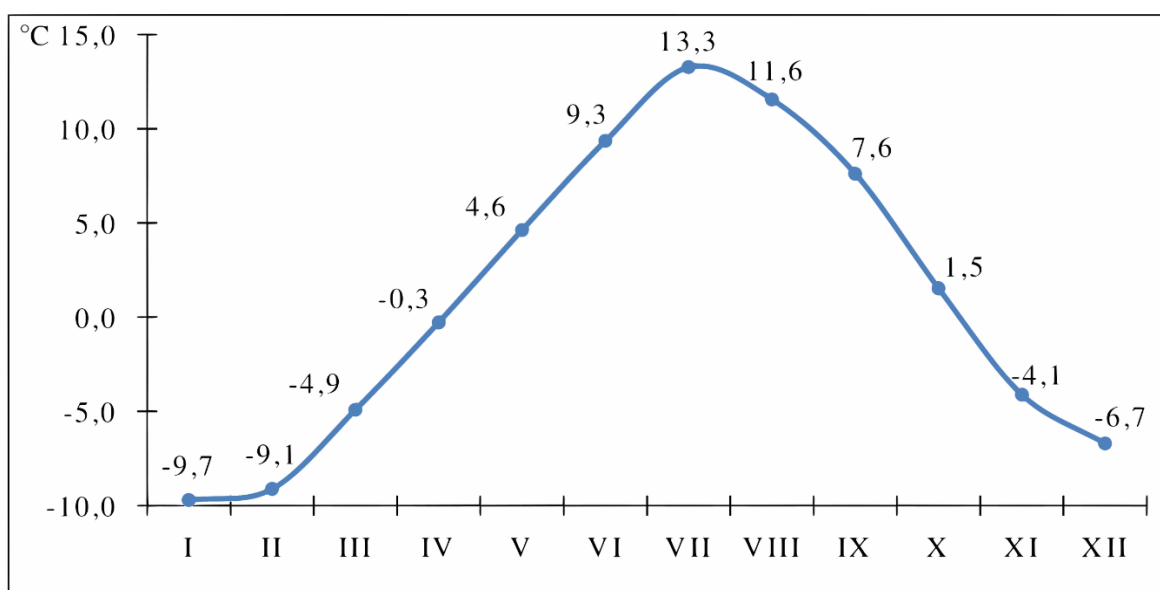


Рис. 1.1 Годовой ход среднемесячной температуры воздуха в г. Мурманске за период 1990–2020 гг. Составлено по (Булыгина и др., 2022)

В температурном режиме г. Мурманска наблюдается тенденция к потеплению, проявляющаяся как в изменениях среднегодовой температуры, так и среднесезонных. Однако, температурные изменения в разных сезонах не всегда идут в одной фазе и периоды потепления неоднократно сменялись периодами похолодания. Зимние и весенние температуры имели наибольшие вариации по сравнению с летними температурами (Демин и др., 2015). Среднегодовая температура воздуха $t_{\text{сг}}$ в г. Мурманске для периода 1881–1960 гг. составляла 0°C , для периода 1961–1990 гг. – также около 0°C . В то же время

для периода 1991–2010 гг. среднегодовая температура уже равна 0,8 °С, а для периода 2004–2013 гг. $t_{\text{сг}} = +1,5$ °С (Табл. 1.1).

Таблица 1.1

Средние сезонные и годовые температуры в г. Мурманске для различных периодов (Демин, 2012; Демин и др., 2015)

Период	Средняя температура, °С				
	Зима	Весна	Лето	Осень	Год
1881–1960	- 8,0	0,7	10,6	3,2	0,0
1961–1990	-8,5	1,1	10,9	3,8	0,1
1990–2010	-7,2	1,7	11,1	4,2	0,8
2004–2013	-6,8	2,9	11,8	5,2	1,5

Внезапное похолодание в летний период и потепление зимой обуславливается частой сменой направления ветров. Зимой и осенью преобладают южные ветры с материка, а летом — северные с Баренцева моря (Яковлев, 1961). Согласно рис. 1.2 в г. Мурманске в течение года преобладает южное направление ветра (43,3%), на долю же северного ветра приходится 17,6%.

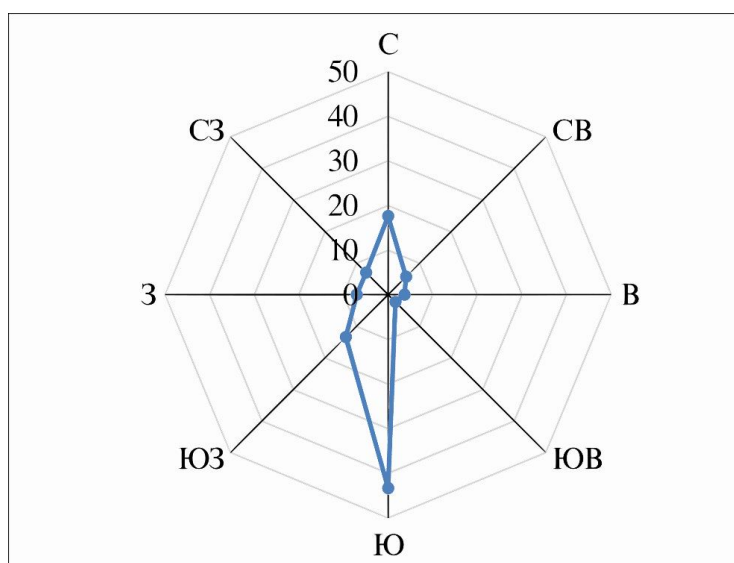


Рис. 1.2 Годовая повторяемость направлений ветра в г. Мурманске, %.

Среднегодовая скорость ветра составляет 4,6 м/с. Для августа характерна наименьшая среднемесячная скорость ветра (3,7 м/с), наибольшая же скорость ветра (5,4 м/с) типична для января и февраля (Разуваев и др., 2022). Максимальная скорость ветра 36 м/с (Атлас Мурманской области, 1971).

Климат г. Мурманска характеризуется как субарктический, на данной территории наблюдается большое количество осадков, воздействие низких температур и, как следствие, замедленные процессы испарения воды. Среднее годовое количество осадков в период с 1936 по 1980 гг. составляет 488 мм, а в период с 1981 по 2010 гг. – 493 мм (Демин, 2012). Наибольшая часть осадков выпадает в июле и августе (в среднем 67 и 67,4 мм соответственно), наименьшее – в феврале (23,8 мм) (Рис. 1.3).

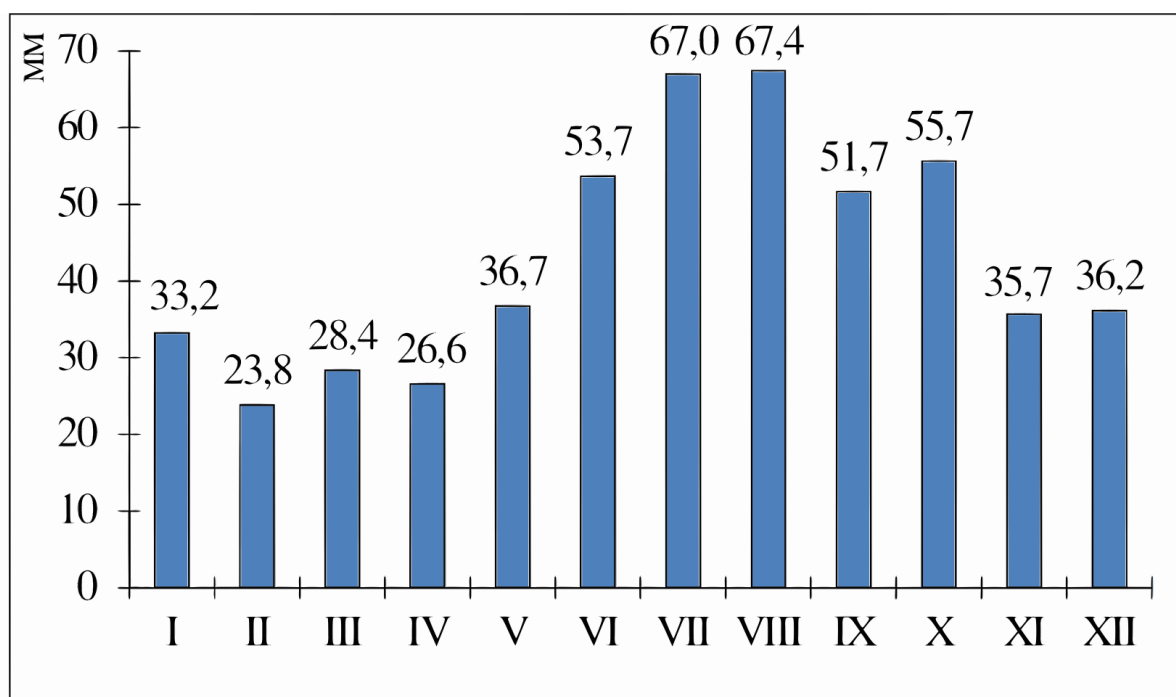


Рис. 1.3 Годовой ход атмосферных осадков в г. Мурманске за период 1990–2019 гг. Составлено по (Булыгина и др., 2022).

Поскольку в условиях субарктического климата осадки превышают испарение (испаряемость составляет 300 мм в год), здесь отмечается избыток влаги и расположены области с избыточным увлажнением (по Б. П. Алисову, 1956). В данных условиях по степени проточности формируются озера

проточного типа, в них осуществляется приток и отток воды поверхностными и подземными путями (Никоноров, 2001, Алекин, 1970)

Аккумуляция атмосферных выпадений в снежном покрове происходит в течение длительной зимы, и в короткий период активного таяния снега весной они стремительно поступают в водосборные бассейны. Средняя многолетняя высота снежного покрова, достигает к середине ноября 9 см и постепенно увеличивается к концу марта до 42 см (Яковлев, 1961). Максимальная высота снежного покрова в среднем составляет 60 см (Атлас Мурманской области, 1971). Во время снеготаяния почва находится в промерзшем состоянии и её верхний слой в этот период практически водонепроницаем (Даувальтер, 1999).

Продолжительность светового дня в течение года колеблется от 0 до 24 часов. Годовой ход средней суммарной продолжительности солнечного сияния представлен на рисунке 1.4. В период полярной ночи (декабрь-январь) солнце не появляется из-за горизонта, а в июле во время полярного дня оно светит в среднем 250 часов.

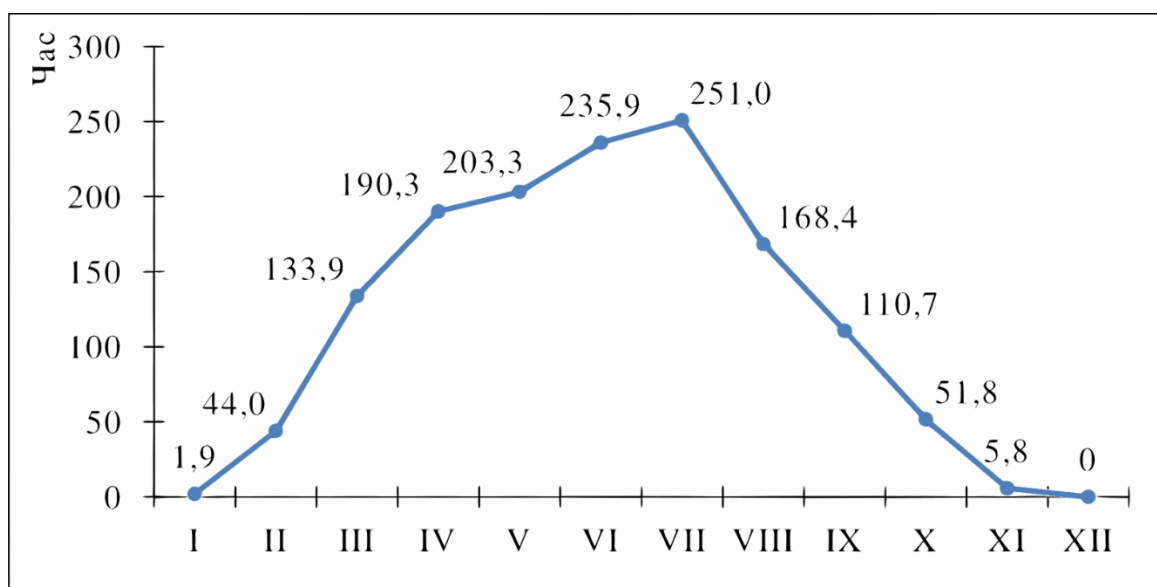


Рис.1.4 Годовой ход средней суммарной продолжительности солнечного сияния в период с 1990 по 2020 гг.

Среднегодовая продолжительность солнечного сияния в период с 1990 по 2020 гг. составляет около 1400 часов (Апасова и др., 2022). В связи с тем, что фактическая продолжительность солнечного сияния зависит от длительности

дня и степени закрытости горизонта, в отдельные годы данный показатель может существенно отличаться от средней многолетней (Яковлев, 1961). Суммарная солнечная радиация для г. Мурманска составляет 65 ккал х мес./см² (Атлас Мурманской области, 1971).

Почвенный покров и растительность. Почвенный покров оказывает большое влияние на формирование качества поверхностных вод. При фильтрации атмосферных осадков через почву, происходит их обогащение газами, минеральными и органическими веществами. Почвенный раствор и фильтрующиеся через почву осадки, при взаимодействии с породами приводят к их гидратации, вследствие чего происходит разрушение кристаллических структур горных пород и переход твердых веществ в растворенное состояние (Борнеман-Старынкевич, 1969, Мишурина, 2010). В результате данных процессов может происходить как увеличение минерализации фильтрата атмосферных осадков, так и изменение химического состава грунтовых вод, вступающих во взаимодействие с почвенным покровом. Особенности влияния почв на химический состав водоемов определяется их типом, который зависит от климатических особенностей и рельефа. В Северных широтах развиты торфянисто-тундровые, болотные и подзолистые почвы, хорошо промываемые атмосферными осадками. В данном случае вода обогащается органическим веществом и лишь в очень малой мере — ионами (Никоноров, 2001).

К отличительным чертам городских почв от природных относятся их физико-механические свойства, а также строение морфологического профиля. Образование почвенного покрова в естественных условиях происходит за счет сортировки частиц по их форме и размерам. На урбанизированных же территориях данные процессы происходят за счет произвольного смешивания различных материалов (Ковалёва и др., 2012). Помимо этого, отличительной чертой почвенного покрова в условиях города, является его высокая контрастность и неоднородность в результате сложного исторического развития города, а также смешивания разновозрастных почвенных слоёв (Тарасова, Абакумов, 2016).

Город Мурманск находится на границе лесной и тундровой зон, в зоне распространения элювиальных и массивно-кристаллических почвообразующих пород, многолетнемерзлые породы отсутствуют. В пределах г. Мурманска почвы существенно трансформированы. На песчано-супесчаных щебнистых породах формируются подбуры, на менее щебенистых почвеннообразующих породах – торфяно-подбуры и глееземы. Мощность почв варьируется от 35 см (на породах тяжелого гранулометрического состава) до 1 м (на породах легкого гранулометрического состава) (Тарасова, Абакумов, 2016).

По гранулометрическому составу почвы города относятся к песчаным и супесчаным. Для лёгких и щебнистых отложений, характерна большая водопроницаемость, наличие нисходящих токов почвенных растворов, свободный внутренний дренаж, господство окислительных процессов и отсутствие оглеения (Смагин, 2003).

Для почв Мурманска свойственна средняя насыщенность основаниями, а также низкая буферная и сорбционная способность (почвы сильнощебнистые с повышенным содержанием песка), что приводит к их неустойчивости по отношению к техногенным загрязнениям и отрицательным воздействиям окружающей среды (Вихман и др., 2009; Тарасова, Абакумов, 2016).

В работе М.И. Вихмана и др. (2009) авторы относят урбозёмы города в основном к средне - и частично сильнокислым, что обусловлено внесением верхового кислого торфа при формировании почвогрунтов. Для урбоземов города характерна неоднородность распределения органических веществ (от 8,1 до 40,0%). На некоторых участках городской территории наблюдается частичное загрязнение тяжёлыми металлами (превышение ПДК по Ni, Cu и Zn). Большая часть меди, цинка и марганца, поступающая на поверхность почвы, закрепляется в верхнем горизонте. Для других элементов схожая тенденция авторами не отмечается.

Как уже было отмечено ранее г. Мурманск находится в лесотундровой зоне (Атлас Мурманской области, 1971). Среди жилых зон города располагаются участки со слабонарушенной естественной растительностью.

Большое распространение имеют березовые кривоlessя с кустарничково-зеленомошными сложениями, которые представлены в основном березой Черепанова (*Betula czerepanovii* Orlova). На склонах сопок и в понижении рельефа среди березовых кривоlessий встречаются заболоченные участки (Другова, 2017).

Урбанизированная среда накладывает свои отпечатки на состав растительных сообществ. Так, у подножий склонов рядом с городскими застройками формируется типичная антропогенная луговая растительность: пырей ползучий (*Elytrigia repens*), лютик едкий (*Ranunculus acris* L.), щавель конский (*Rumex confertus* Willd.), манжетка обыкновенная (*Alchemilla vulgaris* L.), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium* L.), мать-и-мачеха (*Tussilago farfara* L.), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg.), клевер ползучий (*Trifolium repens* L.) и др. Растительность сопок представлена зарослями иван-чая (*Chamaenerion angustifolium* L.), купыря (*Anthriscus sylvestris* L.) и крапивы (*Urtica dioica* L.). Среди древесной растительности доминирует ива (*Salix* L.) (Александрова и др., 2020).

Большое влияние на видовое разнообразие растительных сообществ г. Мурманска оказало создание объектов озеленения. Наиболее распространенными интродуцентами среди древесных насаждений на территории города являются рябина Городкова (*Sorbus gorodkovii*) и сирень венгерская (*Syringa josikaea*). Также среди городских насаждений представлены: шиповник морщинистый (*Rosa rugosa*), спирея средняя (*Spiraea media*), кизильник черноплодный (*Cotoneaster melanocarpus*), боярышник кроваво-красный (*Crataegus sanguinea*), карагана древовидная (*Caragana arborescens*) и др. Хвойные растений встречаются реже всего, и представлены одним видом – Лиственницей сибирской (*Larix sibirica*) (Гонтарь и др., 2013).

1.2. Антропогенная нагрузка района исследования и ее влияние на химический состав воды озер

Антропогенные факторы – это совокупность факторов окружающей среды, обусловленные случайной или преднамеренной деятельностью человека за период его существования. По воздействию на водоёмы и их водосборные бассейны антропогенные факторы подразделяются на: физические (изменение гидрологического режима и др.), химические (изменение условий формирования гидрохимического режима водоема), биологические (использование и модификация биологических ресурсов водоема) и социальные (использование рекреационных ресурсов водоема и др.) (Даувальтер, Кашулин, 2014).

Водоемы, располагающиеся на урбанизированных территориях, подвержены разностороннему антропогенному воздействию со стороны городских промышленных предприятий, автотранспорта и жилищно-коммунального хозяйства. Все это приводит к их закислению, изменению гидрохимического режима, накоплению тяжелых металлов в воде и донных отложениях, а также изменению трофического статуса водоема.

Согласно данным ежегодных докладов Минприроды «О состоянии окружающей среды Мурманской области», к основным источникам загрязнения атмосферного воздуха г. Мурманска относятся предприятия теплоэнергетики, работающие на мазутном топливе, и автомобильный транспорт. В связи с климатическими особенностями для Северных городов России характерны длительные отопительные сезоны и преобладание угля или мазута в топливном балансе, что сказывается на общем объеме выбросов (до 90%) от стационарных источников, сжигающих органическое топливо (Битюкова и др., 2011).

Распределение выбросов от теплоэнергетических станций в пространстве и их воздействие на состояние окружающей среды зависит от ряда факторов, к ключевым факторам следует отнести химический состав сжигаемого топлива; высоту дымовых труб, через которые отходящие газы поступают в

атмосферный воздух; климатические и метеорологические условия (Захарова, 2018).

В процессе сжигания твердого ископаемого топлива, помимо основных продуктов сгорания (углекислого газа и воды), в атмосферу поступают оксиды серы, углерода, азота, бенз(а)пирен, а также смесь летучей золы топлива и коксового остатка (несгоревшие частицы топлива). Наличие твердых частиц и оксидов серы обусловлено содержанием в топливе минеральных примесей, а наличие оксидов азота – частичными окислениями азота воздуха в высокотемпературном пламени (Никонова, Дрягина 2018). В состав летучей золы входят оксиды тяжелых металлов V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Pb, Hg, радиоактивных элементов U и Th. Для угольных ТЭЦ характерна большая масса выброса загрязняющих веществ с низким содержанием химических элементов (Сае́т и др., 1990).

В свою очередь, мазутные ТЭЦ по сравнению с угольными предприятиями теплоэнергетики не создают столь сильную пылевую нагрузку на окружающую среду. При сжигании мазута совместно с дымовыми газами в атмосферу выбрасываются: оксиды серы, углерода, диоксид азота, бенз(а)пирен, мазутная зола и продукты механического недожога топлива. Мазутная зола представляет собой сложную смесь, состоящая в основном из оксидов металлов (Ca, Mg, Fe, Na, Si, S, V, Ni) (Новоселов, 1983). Соединения ванадия и никеля являются элементами-индикаторами деятельности мазутных ТЭЦ (Zoller et al., 1973; Agrawal et al., 2008; Peltier et al., 2010). Так, в мазутной золе содержится 6–12 % V, 3–4 % Ni, концентрации остальных элементов аналогичны содержаниям в угольной золе (Сае́т и др., 1990). Сжигание мазута и нефти является главным источником выбросов Ni (до 90 %), и почти 100% V. Выбросы Ni и V за счет сжигания мазута и нефти с начала 1980-х до середины 1990-х гг. выросли в 2–3 раза, потому что большинство электростанций, сжигающих нефть и мазут, не оборудовано фильтрами для удаления частиц, содержащих Ni и V, а производство электроэнергии с использованием мазута и нефти за это время увеличилось в 2 раза (Расуна, Расуна, 2001).

Согласно исследованиям (Singh et al., 2002), при сжигании мазутного топлива образуются твердые частицы размером от 1 до 2,5 мкм, которые состоят в основном из органического углерода, тяжелых металлов, нитритов и сульфатов. Чем меньше размер данных частиц, тем более они связаны с такими тяжелыми металлами, как Pb, Sn, Ni, Cr, V. Наибольшая доля (75–80%) данных металлов содержится в частицах размером субмикронного диаметра, кроме того, около 40% металлов содержится в частицах размером 0,35 мкм. Jang et al. (2007) отмечают, что обогащение элементами Ni и V было более выражено при меньшем размере частиц, с пиком значений при размере частиц 0,1 мкм. Аэрозоли свинца, меди, никеля и цинка состоят преимущественно из субмикронных частиц диаметром 0,5–1 мкм, а аэрозоли никеля, кобальта из крупнодисперсных частиц (более 1 мкм) (Снежко и др., 2011; Постевая, Слуковский, 2021).

Соединения тяжелых металлов способны распространяться на значительные расстояния от источников эмиссии под действием метеорологических условий. Так известно, что зона влияния соединений ванадия из атмосферы прослеживается на 15 км в направлении господствующих ветров, при ширине ореола (зоны воздействия источника загрязнения) до 6 км. Степень концентрации металла в почвах в 7–10 раз выше фонового уровня (Сает, 1990).

Техногенные соединения тяжелых металлов и других загрязняющих веществ от предприятий энергоблока, выпадающих с пылью или с осадками на поверхность и водосборные площади озер, оказывают воздействие на химический состав поверхностных почв, вод и донных отложений водных объектов. Происходит это несколькими способами. Во-первых, прямое поступление некоторых металлов из атмосферы в природные объекты может значительно увеличить общую нагрузку данных металлов на изучаемые экосистемы. Во-вторых, кислотные атмосферные осадки могут усилить потоки металлов за счет их выщелачивания из минерального и органоминерального материала (например, почвы) далее в воду и отложения рек и озер (Steinnes, 1990). Например, повышенные относительно фона концентрации ванадия и

никеля в почве города Тель-Авива прослеживались на расстоянии до 7,5 км от электростанции «Рединг», работавшей на мазуте с конца 1930-х годов до 2006 г. (Ganor, 1988). В конце 1980-х годов в непосредственной близости от предприятия концентрация ванадия и никеля относительно чистых верхних горизонтов почв увеличилась в 13 раз. В мексиканском городе Саламанка (штат Гуанахуато) повышенное содержание ванадия (600 мг/кг) также связано с выбросами ТЭЦ, работающей на мазуте. Однако за городом, т.е. на условно фоновой территории, содержание этого металла в почве колебалось от 11 до 126 мг/кг и было связано, в основном, с природными факторами (Hernandez et al., 2002). Кроме того, повышенные концентрации ванадия в почвах Саламанки повлияли и на химический состав подземных вод, исследованных в зоне действия предприятия. В них были определены двукратные превышения этого металла по сравнению со средним фоновым значением, рассчитанным для удаленных от города районов (Mejia et al., 2007). Исследования, проводившиеся на территории города Петрозаводска, показали, что отложения озера Ламба, находящегося вблизи ТЭЦ (начало работы – 1976 г.), имеют повышенные концентрации многих металлов, включая ванадий и никель. В отдельных слоях донных осадков водоема концентрации ванадия достигают более чем 40-кратного превышения над фоном (Слуковский и др., 2017а; Slukovskii et al., 2020b). Следует также отметить, что переход предприятия с мазута на природный газ в 2000-х годах сказался на снижении поступлениях ванадия и никеля в озеро Ламба (Карелия), однако частично эти тяжелые металлы все еще поступают в водоем, выщелачиваясь из почвенного покрова вокруг озера.

На территории г. Мурманска 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. 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. Системами пылегазоочистки ни одна котельная не оборудована (Малкина, 2015). Мурманская ТЭЦ была введена в эксплуатацию в 1934 г. и использовала уголь в качестве основного источника топлива до 1964 г. В 1960-е годы начался постепенный перевод Мурманской ТЭЦ на новый вид топлива – мазут (Даувальтер и др., 2020). Согласно докладом министерства природных ресурсов и экологии "О состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области" за период 2008–2019 гг. наблюдается снижение выбросов загрязняющих веществ от Мурманской ТЭЦ в атмосферный воздух на 6,137 тыс.т. (рис. 1.5). 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%.

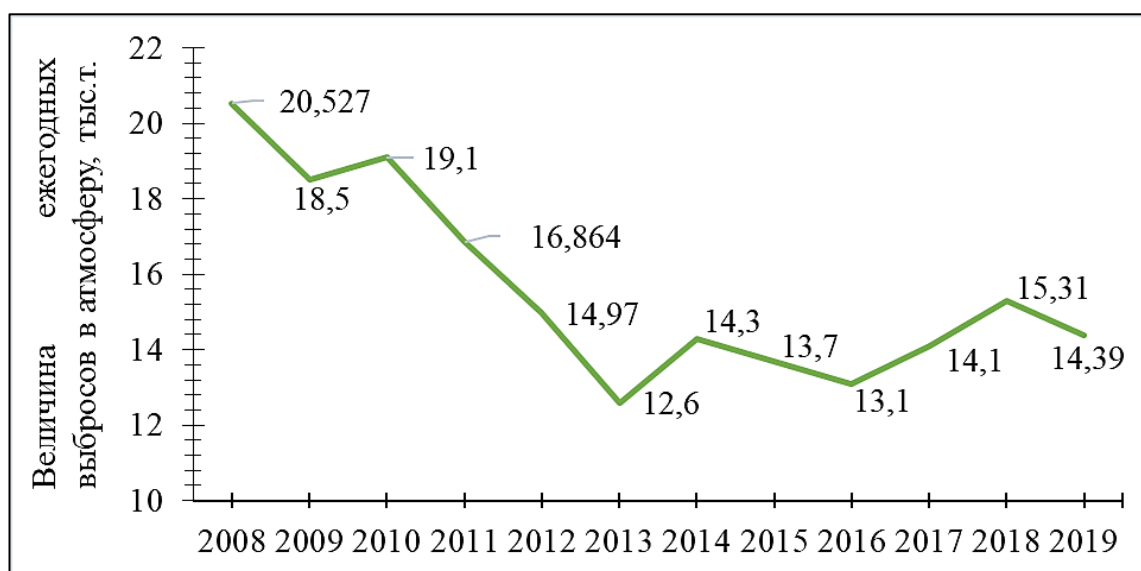


Рис. 1.5 Динамика выбросов Мурманской ТЭЦ загрязняющих веществ в атмосферу за 2008–2019 гг.

Изучив качественный и количественный состав выбросов Мурманской ТЭЦ, можно сделать вывод о том, что в структуре атмосферных выбросов преобладают газообразные и жидкие вещества (таблица 1.2). Наибольшая доля приходится на диоксид серы и оксиды азота. В период с 2012 по 2015 гг. наблюдается постепенное снижение выбросов оксид углерода на 14,989 т/год. Количество твердых выбросов увеличилось на 16,246 т/год. Следует отметить,

что объём выбрасываемых в атмосферу города летучих органических соединений резко увеличился с 3,89 до 10,68 т/год и к настоящему моменту остался на прежнем уровне (Постевая, Слуковский, 2021).

Таблица 1.2

Объём выбросов Мурманской ТЭЦ в атмосферу значимых видов
загрязняющих веществ за 2012–2015 гг.*

Выбросы, т/год	2012	2013	2014	2015
Твердые	70,414	83,586	82,34	86,66
Газообразные и жидкие	14 901,68	12 518,91	14 290,25	13 603,83
В том числе:				
оксиды азота (в перерасчете на NO ₂)	1 648,84	1 626,75	1 823,8	1 682,57
оксид углерода	64,779	61,86	58,48	49,79
диоксид серы	13 184,15	10 819,59	12 397,22	11 860,76
углеводороды (без летучих органических соединений)	—	—	—	—
летучие органические соединения	3,89	10,68	10,68	10,68
прочие газообразные и жидкие	0,014	0,04	0,06	0,03
Всего	14 972,09	12 602,49	14 372,59	13 690,48

Примечание. *По данным отчетов об устойчивом развитии генерирующих компаний Группы "Газпром энергохолдинг" за 2012–2015 гг.

В структуру предприятия ГОУТП «ТЭКОС» входят две котельные «Северная» и «Роста». Удельные расходы топлива на отпуск тепловой энергии от данных котельных значительно отличаются, и составляет от котельной «Роста» 181,9 кг.т/Гкал, а от Котельной «Северная» – 166,2 кг.т/Гкал. Общий объём выбросов от предприятия в период с 2008 по 2012 гг. вырос на 1,081 тыс.т. и составил в 2012 году 10,127 тыс.т. (Схема теплоснабжения..., 2016), что на 32% меньше количества выбрасываемого объёма загрязняющих веществ по сравнению с объёмами от «Мурманской ТЭЦ» в 2012 году.

Еще одним поставщиком вредных загрязняющих веществ в атмосферу города является завод по термической обработке бытовых отходов (ОАО «Завод ТО ТБО»), работающий с 1986 г. в северном районе города. В качестве основного вида топлива используются твердые бытовые отходы. В зависимости

от технологии и состава сжигаемых отходов в атмосферный воздух совместно с дымовыми газами поступают следующие загрязняющие вещества: твердые взвешенные вещества (зольный остаток или шлак), кислоты и газообразные вещества (HCl, HF, HBr, HI, SO_x, NO_x, CO, CO₂, N₂O, NH₃, и др.), тяжелые металлы (Pb, Cu, Cd, Cr, Ni, V, Hg, As, Sb, Se, Zn, Fe, Co, Cr и др.) и углеродные соединения (полихлорированные дибензодиоксины (PCDDs), полихлорированные дибензофураны (PCDFs), хлорбензолы (CBs), полициклические ароматические углеводороды (PAHs), летучие органические соединения (VOCs)) (Quina et al., 2011; Tian et al., 2012). Радиус негативного воздействия деятельности мусоросжигательного завода на состояние атмосферного воздуха составляет от 500 м до 1 км. Уровень содержания загрязняющих веществ непосредственно под факелом выброса завода могут значительно превышать нормативные показатели для атмосферного воздуха (Саеи и др., 1990).

В процессе сжигания ТБО в газообразное состояние переходят 72 – 95% Hg, 85% Cl, 75% As, 38% F, 5 – 33% Pb, 4...27% Zn, 1...7% Cu, 7% Ni, 6% Cr и 0,02% Fe, содержащихся в сжигаемых отходах (Лапицкий и др., 2010). Помимо этого, происходит образованию летучей золы, имеющей значительное количество ТМ в своем составе (Tang, Steenari, 2016). Наиболее мельчайшие частицы золы и пыли (PM_{2,5}), остающиеся после сгорания отходов, не улавливаются аппаратами для очистки отходящих дымовых газов и выбрасываются в атмосферу. К тому же в процессе охлаждения дымовых газов различные газообразные соединения конденсируются на поверхности частиц. Поскольку в котлах сгорания присутствует высокая концентрация HCl, фазы конденсата могут включать в себя хлориды различных металлов, таких как ZnCl₂, PbCl₂, CdCl₂ и др. (Quina et al., 2011).

Так, атмосферные выбросы от мусоросжигательной установки Baldove в городе Данди (Шотландия) напрямую определяют концентрации Pb в почвах в радиусе 5 км от мусоросжигательного завода. Максимальные концентрации Pb в почвах составляют 82 мг/кг и определяются в радиусе 2–4 км. Коэффициенты

корреляции для уровня содержания свинца для радиусных зон составляют: 1 км – 0.34, 2 км – 0.57, 3 км – 0.64, 4 км – 0.60, 5 км – 0.39 (Collett et al., 1998).

Помимо ТБО, дополнительным топливом для стабилизации горения и растопки котлов служит топочный мазут марки М 100. Годовой расход мазута составляет 4644 т/год (Решение от 23 июня 2014 года № 75-1093). Согласно ежегодным экологическим отчетам Мурманской области, в атмосферу города от предприятия было выброшено в 1997 – 0,524, 1998 – 0,337, 1999 – 0,391, 2000 – 0,504 тыс.т/год загрязняющих веществ (Доклад о состоянии..., 1997–2000). Анализ выбросов загрязняющих веществ ОАО «Завод ТО ТБО» от котлоагрегата № 1, проводимый лабораторией Специализированной инспекции государственного экологического контроля и анализа Росгидромета показал, что максимально разовые выбросы загрязняющих веществ превышают предельно допустимые выбросы (ПДВ), а фактическая эффективность электрофильтров ниже паспортной. В таблице 1.3 представлены изменения количества выбросов в атмосферный воздух г. Мурманска после реконструкции электрофильтра (Мартемьянова, 2005).

Таблица 1.3

Изменения количества выбросов в атмосферный воздух (мг/с) г.

Мурманска после реконструкции электрофильтра на ОАО «Завод ТО ТБО»

Период	Взвешенные вещества	Cu	Ni	Zn	Pb	Fe	Co	V ₂ O ₅
До реконструкции	39 430	24	0,4	54,8	48	450	0,56	4,4
После реконструкции	600	1	0,01	1,8	1	10	0,01	0,1

В целом уровень загрязняющих веществ в прижизненном слое атмосферы г. Мурманска оценивается как низкий. Однако в периоды с 2005 по 2008 и с 2011 по 2013 гг. (рис. 1.6) наблюдается тенденция загрязнения атмосферного воздуха формальдегидами (Среднегодовые концентрации > 1 ПДК) (Доклад о состоянии..., 2002–2013). Наибольшая среднегодовая концентрация отмечалась

в 2011 г. и составила 1,8 ПДК. Увеличение концентрации формальдегидов в основном характерно для теплого времени года (Доклад о состоянии..., 2011).



Рис 1.6 Динамика изменений концентрации формальдегида в атмосфере г. Мурманска за 2002–2013 гг.

Данное явление объясняется тем, что формальдегид относится к классу фотооксидантов, которые образуются в воздухе под влиянием солнечной радиации при фотоокислении разнообразных органических соединений, таких как метан, пропилен, бензин и другие углеводороды (Селегей, 2005; Селегей и др., 2013; Кокош, Какарека, 2019). Преобладающим источником поступления формальдегида в атмосферу города являются установки сжигания топлива — теплоэлектростанции, котельные, мусоросжигатели, а также двигатели внутреннего сгорания (Скубневская, 1994).

Стоит отметить, что в период с 1997 по 2019 гг. в атмосфере г. Мурманска наблюдаются случаи превышения среднемесячных концентраций выше санитарной нормы по следующим веществам: оксид азота (2015 г. 2 ПДК; 2016 г. 1,6 ПДК), диоксид азота (2006 г. 1 ПДК; 2007 г. 2 ПДК), оксид углерода (2014 г. 2 ПДК; 2015 г. 1,6 ПДК; 2016 г. 1,2 ПДК), фенолы (2016 г. 1,2 ПДК), бенз(а)пирены (2014 г. 2 ПДК; 2017 г. 1,4 ПДК; 2018 г. 2,4 ПДК, 2020 г. 3,2 ПДК). Увеличение концентраций вышеперечисленных загрязнителей происходит преимущественно в холодное время года, в периоды

антициклоидального типа погоды со слабыми ветрами переменных направлений, штилями, способствующими накоплению загрязняющих веществ в атмосферном воздухе города (Доклад о состоянии..., 1997–2020; Постевая, Слуковский, 2021).

Как уже было отмечено ранее к одному из источников загрязнения атмосферного воздуха г. Мурманска относится автомобильный транспорт, в результате деятельности которого в окружающую среду поступают оксиды углерода, оксиды азота, диоксид серы, формальдегид, бензапирен, а также ряд тяжелых металлов (Pb, Cu, Zn, V, Ni, Cr, Cd и др.).

Состав автомобильного топлива играет важную роль в увеличении концентрации тяжелых металлов в почвах и водных объектах, располагающихся на урбанизированных территориях. Так, например, установлено, что причиной повышенного содержания Pb в современных донных осадках оз. Ламба в г. Петрозаводск (максимальное превышение фонового уровня в 40 раз) и оз. Плотичье в г. Медвежьегорск (максимальное превышение фонового уровня в 60 раз) является применение бензина, в который, в качестве антидетонаторной присадки добавляли тетраэтилсвинец (Слуковский и др., 2017b). Использование этилированного (содержащего тетраэтилсвинец) бензина в России было запрещено 2003 году (Закон "О запрете производства, 2003). В свою очередь, выхлопные газы автотранспорта, работающего на бензине с марганцевосодержащими антидетонаторными присадками и дизельном топливе с противодымными марганцевосодержащими присадками являются источниками поступления антропогенного Mn на дорожные территории (Шумилова и др., 2013).

Износ тормозных колодок и шин автомобильного транспорта также вносит вклад в обогащение дорожной пыли соединениями тяжелых металлов. Так, для обеспечения плавного торможения и увеличения износостойкости тормозных колодок в состав фрикционной смеси добавляют Cu. При принудительном торможении фрикционная смесь колодок нагревается, и продукты износа данного материала осаждаются на проезжую часть (Hwang et

al., 2016). Так, наибольшая доля Cu (48 %) в составе городских ливневых стоках США связана с износом тормозных колодок автотранспорта (Davis et al., 2001).

Истирание же шин об покрытие автомагистралей является причиной поступления Zn в пыль придорожных территорий. Это объясняется тем, что оксид цинка выступает катализатором в процессе вулканизации серы для образования поперечных связей между отдельными полимерными цепочками в процессе производства резины автомобильных шин (Hwang et al., 2016).

К еще одному фактору, оказывающему влияние на состояние окружающей среды г. Мурманска, относятся загрязненные сточные воды местных предприятий. Так, река Роста подвергается воздействию сточных вод ОАО «Завод ТО ТБО», ПАО «Мурманская ТЭЦ», ОАО «Мурманоблгаз» и ряда других предприятий (Доклад о состоянии..., 2010). Кроме того, часть неочищенных хозяйственно-бытовых сточных вод микрорайона Роста сбрасываются в реку Роста (Генеральный план, 2015). В свою очередь, Варничный ручей протекая через центральную часть Мурманска, собирает по пути стоки с дорог, строительных площадок, а также сточные воды Мурманской ТЭЦ (Доклад о состоянии..., 2010).

Стоки предприятий г. Мурманска обогащены железом, марганцем, цинком, никелем, хромом, ванадием, ртутью, нефтепродуктами и др. загрязняющими веществами. Например, было отмечено, что сточные воды ОАО «Завод ТО ТБО» не соответствуют нормативам ПДК для сбросов в систему хозяйственно-бытовой канализации ($\text{ПДК}_{\text{хбк}}$) по содержанию хрома и нефтепродуктов (превышение в 234 раза). В совместном стоке Мусоросжигательного завода и Восточной котельной наиболее высокие коэффициенты концентраций компонентов в воде относительно $\text{ПДК}_{\text{рх}}$ отмечаются по следующим элементам As (1,8), Hg (8), Cr^{+6} (27), Zn (9), Cu (429), Ni (48) (Мелентьев и др., 2009). В результате чего, ежегодно в реке Роста и ручье Варничный отмечаются превышения ПДК по содержанию органических веществ (ХПК и БПК_5), азоту аммонийному, железу, меди, никелю, марганцу, ртути, алюминия, фенолов, нефтепродуктов, а также превышения по

интенсивности запаха (Доклад о состоянии..., 1997–2022). Как следствие, различные тяжелые металлы, поступающие в результате деятельности автомобильного транспорта и предприятий теплоэнергетики, накапливаются в почве, тканях растений и животных, а также транспортируются с поверхностным стоком в водоемы.

Немаловажным фактором при оценке антропогенного воздействия на городские водоемы является их рекреационное значение. В структуре рекреационного водопользования г. Мурманска преобладают виды отдыха, имеющие активный и массовый характер (летний отдых на побережье водоёмов, катание на лодках летом и лыжах зимой).

Наибольшая нагрузка от рекреационного водопользования приходится на берега и прибрежную часть водоемов (Кривопускова, 2018). В результате чего происходит снижение видового разнообразия флоры, увеличение числа синантропных видов растений, снижение проективного покрытия и уплотнения почвенного покрова, вследствие протаптывания тропинок, а также увеличение бытового мусора и химическое загрязнение почв (Семкина и др., 2011). Помимо этого, в условиях городской среды увеличиваются объемы поступления органических веществ, биогенных элементов, тяжелых металлов и других загрязняющих веществ, что приводит к изменению гидрохимического, гидробиологического состояния водных экосистем и изменению трофического статуса водного объекта. Увеличение содержания главных катионов щелочных и щелочноземельных металлов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} и K^{+}), а также главных анионов (HCO_3^{-} , SO_4^{2-} , Cl^{-}), а также тяжелых металлов, может быть связано с разрушением элементов городских зданий и сооружений, а также с использованием реагентов для противогололедной обработки городских дорог (Даувальтер и др., 2022а).

Глава 2. Объект и методы исследования

2.1. Характеристика объектов исследования

Объектами исследований послужили озера г. Мурманска (Семеновское, Ледовое, Северное, Окуновое, Среднее, Южное, Треугольное, Большое), имеющие естественное происхождение и различную степень антропогенного воздействия на их водосборные территории (Постева, Слуковский, 2021). Три водоема не имеют официального названия и два из них были обозначены в соответствии с их географическим положением «Северное» и «Южное», озеро «Треугольное» получило свое название за счет формы котловины. Схема расположения объектов исследования представлена на рисунке 4.

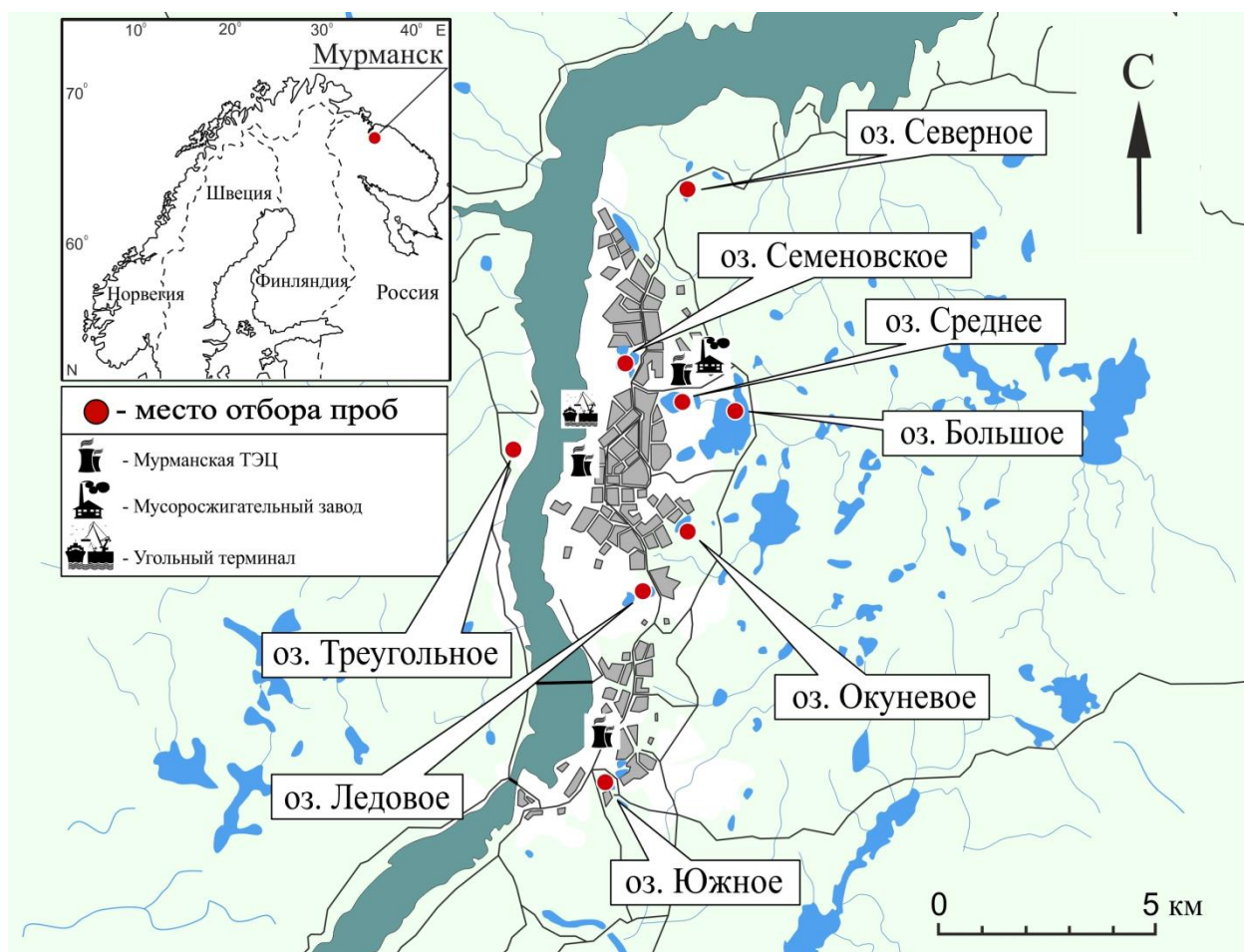


Рис 2.1 Карта-схема расположения объектов исследования.

В таблице 3 представлены основные морфометрические характеристики исследуемых озер.

Таблица 2.1

Морфометрические характеристики исследуемых озер г. Мурманск

Озеро	Морфометрические параметры								Коэффициенты					
	F*, км ²	F _{бас} *, км ²	L*, км	В _{ср} , км	l*, км	H _{макс} *, м	H _{сред} *, м	V*, км ³	M	K _{уд}	K _{гл}	K _{откр}	C	Δ F
Северное	0,009	0,117	0,23	0,04	0,52	3,90	1,75	0,00016	1,55	5,75	8,41	0,005	0,45	13,00
Семеновское	0,213	1,303	0,75	0,28	3,2	11,30	2,40	0,00051	1,96	2,68	4,02	0,088	0,21	6,15
Среднее	0,248	1,014	0,70	0,35	1,99	23,50	7,70	0,00191	1,20	2	12,3	0,032	0,33	4,09
Большое	1,320	19,170	2,5	0,53	–	–	–	–	–	4,75	–	–	–	14,52
Окуновое	0,048	2,010	0,55	0,09	1,27	5,60	2,30	0,00011	1,63	6,1	6,33	0,021	0,41	41,87
Ледовое	0,040	3,456	0,27	0,15	0,78	15,70	7,80	0,00031	1,10	1,8	22,8	0,005	0,50	86,40
Треугольное	0,100	0,397	0,16	0,62	0,55	8,60	5,60	0,00056	0,49	0,26	12,1	0,018	0,65	3,97
Южное	0,053	0,808	0,43	0,12	1,13	11,30	3,05	0,00016	1,38	3,58	8,12	0,017	0,27	15,24

Примечание: F – площадь озера; F_{бас} – площадь водосборного бассейна; L – длина озера; В_{ср} – средняя ширина озера; l – длина береговой линии; H_{макс} – максимальная глубина; H_{сред} – средняя глубина; V – объем водной массы; M – коэффициент изрезанности береговой линии; K_{уд} – коэффициент удлиненности; K_{гл} – коэффициент глубинности; K_{откр} – коэффициент открытости; C – коэффициент емкости; Δ F – показатель удельного водосбора; * – (Слуковский и др., 2023)

Оз. Северное. Водоем естественного происхождения, расположенный в 800 м от северной границы г. Мурманска. Площадь озера составляет 0,009 км², площадь водосборных территорий – 0,0117 км². Котловина озера в плане имеет овально-удлиненную форму (K_{уд} 5,75), вытянутую с юго-запада на северо-восток. Берега озера среднеизрезанные, высокие, с восточной стороны скалистые. Западный берег водоема граничит с автомагистралью, остальная же часть озера окружена лесной зоной. Максимальная глубина озера равна 3,9 м, средняя глубина – 1,75 м. Коэффициент емкости составляет 0,45, что свидетельствует о параболоидной форме озерной котловины. Согласно гранулометрической классификации (Субетто, 2009), донные осадки оз. Северное относятся к алевроитовым пескам. По соотношению органического вещества (по показателю потери веса при прокаливании), оксидов Si, Fe и Al

класс донных отложений оценивается как органосиликатный (Слуковский и др., 2023).

Оз. Семеновское. Водоем природного происхождения, расположенный в центральной части г. Мурманска. Площадь озера составляет 0,213 км². По форме озеро представляет собой сложную структуру и состоит из двух основных плесов, соединенных небольшим проливом. Котловина озера имеет коническую форму. Максимальная глубина озера (11,3 м) располагается в восточном, более широком участке озера. Западный же участок более узкий и неглубокий. Для оз. Семеновское характерны наибольшие значения показателей длины (3,2 км) и изрезанности береговой линии (М 1,96) среди всех исследуемых озер г. Мурманска. Берега озера низкие и каменистые, местами песчаные. Донные отложения оз. Семеновское относятся к алевритовому типу и органосиликатному классу (Слуковский и др., 2023). В непосредственной близости к водоему располагаются жилые застройки и автомобильные дороги. На берегах озера оборудована парковая зона отдыха. Озеро имеет большое рекреационное значение для жителей города.

Оз. Среднее. Водоем естественного происхождения, расположенный в центре г. Мурманска, ближе к восточной границе. Площадь озера составляет 0,248 км², площадь водосборных территорий – 1,014 км². Форма очертания водного зеркала близка к округлой ($K_{уд}$ 2). Берега водоема слабо изрезанные, песчаные и скалистые. Котловина озера параболической формы. Максимальная глубина составляет 23,5 м, средняя глубина 7,7 м. Сток озера зарегулирован и осуществляется по коллектору в реку Роста. Донные осадки относятся к алевритовому типу и органосиликатному классу (Слуковский и др., 2023). На водосборной территории оз. Среднее располагаются жилые застройки и автомобильные дороги. Водоем используется в рекреационных целях местными жителями.

Оз. Большое. Водоем естественного происхождения, расположенный в северо-восточной части г. Мурманска. В плане озеро имеет близкую к овальной форму ($K_{уд}$ 4,75), вытянутую с севера на юг. Озеро состоит из двух не равных по

площади плесов. Основной плес широкий, северный – узкий. Из всех исследуемых озер г. Мурманска оз. Большое имеет наибольшие значения показателя площади водного зеркала ($1,32 \text{ км}^2$) и водосборного бассейна ($19,17 \text{ км}^2$). Система водосбора оз. Большое включает в себя ручей Ивановский с притоками, ручьи Овальный, Новый, Лесной, Боковой и оз. Питьево (Малое). В зимнее время вышеперечисленные ручьи, находясь под снежным покровом, не замерзают (Курганов, 2016). Сток озера зарегулирован и осуществляется по реке Роста. В северной части озера расположен небольшой остров. Берега водоема низкие, песчано-каменистые. Западный берег высокий и скалистый. Вдоль восточного берега оз. Большое проходит объездная автодорога, а на западном берегу располагается водозаборная станция. Озеро используется в качестве одного из источников питьевой воды г. Мурманска.

Оз. Окуневое. Природный водоем, расположенный в юго-восточной части г. Мурманска. В плане озеро имеет овально-удлиненную форму ($M_{1,63}$), вытянутую с юго-запада на северо-восток. Площадь водного зеркала составляет $0,048 \text{ км}^2$. Береговая линия характеризуется средней изрезанностью. Западный и восточный берега высокие и скалистые, южный и северный – низкие, валунно-илистые. Со всех сторон озеро окружено лесной зоной. Форма котловины водоема представляет собой параболоид. Максимальная глубина расположена в центральной части озера и составляет $5,6 \text{ м}$. Донные отложения относятся к алевроитовому типу и органосиликатному классу (Слуковский и др., 2023). На водосборе располагаются административные и жилые застройки, а также автомобильные дороги. В течение всего года водоем используется в рекреационных целях местными жителями.

Оз. Ледовое. Водоем естественного происхождения, расположенный в центре г. Мурманска у восточного склона горы Горелая. Озеро имеет простую, близкую к округлой форму ($K_{уд} 1,8$). Площадь водоема составляет $0,040 \text{ км}^2$, площадь водосбора – $3,456 \text{ км}^2$. Котловина имеет параболоидную форму с максимальной глубиной $15,7 \text{ м}$ в центральной части озера. Средняя глубина равно $7,8 \text{ м}$. Донные отложения озера относятся к алевроитовому типу и

органожелезистому классу (Слуковский и др., 2023). Береговая линия оз. Ледовое развита слабо, коэффициент изрезанности составляет 1,10. Берега низкие, песчано-илистые. Восточный берег озера укреплен от размывания георешеткой, заполненной щебнем. На его территории оборудована рекреационная зона. Также на водосборе озера располагаются жилые застройки, автодороги, АЗС и гаражные кооперативы. С северной стороны из оз. Ледовое вытекает ручей Варничный, самый загрязненный водный объект г. Мурманска (Государственный доклад о состоянии..., 2023).

Оз. Треугольное. Природный водоем, расположенный на западном берегу Кольского залива в 800 м от южной границы района Абрам-Мыс. Озеро в плане имеет простую, треугольную форму. Площадь равна 0,1 км². Длина береговой линии оз. Треугольное составляет 0,55 км. Берега низкие, слабо изрезанные (М 0,26). Северный и восточный берег заболоченные, западный и южный – скалистые. Форма озерной котловины полуэллиптическая. Максимальная глубина расположена в центральной части озера и составляет 8,6 м. Донные отложения оз. Треугольное представлены песчаным типом и органосиликатным классом (Слуковский и др., 2023). Озеро со всех сторон окружено лесной зоной и не имеет прямых источников загрязнения на водосборных территориях.

Оз. Южное. Природный водоем, расположенный в южной части г. Мурманска на границе с г. Кола. В плане озеро имеет простую, близкую к овальной форму ($K_{уд}$ 3,58), вытянутую с юго-востока на северо-запад. Площадь водного зеркала равна 0,053 км², площадь водосборного бассейна – 0,808 км². Береговая линия выражено слабо, коэффициент изрезанности составляет 1,38. Берега оз. Южное песчано-каменистые, крутые, местами с бетонным забором. Озеро имеет коническую форму котловины. Максимальная глубина (11,3 м) располагается в центре у северо-восточного берега. Донные отложения озера представлены алевритовыми песками минерального класса (Слуковский и др., 2023). На водосборном бассейне располагаются автомобильные дороги и заправочные станции.

Анализируя морфометрические показатели озер г. Мурманска, можно сделать вывод о том, что оз. Большое обладает наибольшими значениями площади водного зеркала ($1,32 \text{ км}^2$) и водосборного бассейна ($19,17 \text{ км}^2$) из всех исследуемых озер. Наименьшим по площади озера ($0,009 \text{ км}^2$), размерам водосборного бассейна ($0,117 \text{ км}^2$), а также глубине ($H_{\text{макс}} = 3,90 \text{ м}$) является оз. Северное. К самому глубоководному озеру относятся оз. Среднее ($H_{\text{макс}} = 23,50 \text{ м}$). На втором месте по данному показателю стоит оз. Ледовое с максимальной глубиной $15,70 \text{ м}$. Коэффициент открытости варьировал в пределах от $0,005$ до $0,088$, что характеризует котловины всех исследуемых озер как слабо открытые с низкой степенью ветрового перемешивания водных масс (Лопух, Якушко, 2011). Большинство озер имеет параболоидную форму котловины. Исключение составляет оз. Семеновское и Южное, для которых характерна коническая форма, а также оз. Треугольное котловина которого представлена полуэллипсоидом.

2.2. Материалы и методы исследования

Полевые исследования проводились в 2018–2022 гг. в летний и осенне-зимний периоды. Сезонная изменчивость химического состава озерных вод г. Мурманска анализировалась на примере оз. Семеновское, в связи с его расположением в центральной части города, а также с высоким рекреационным значением для местных жителей. За условно-фоновые значения гидрохимических показателей были приняты данные химического состава озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Мурманский район) (Vazova, 2017) и восточной части Мурманской области (Кашулин и др... 2010) (Приложение 1).

Отбор проб

Пробы воды отбирались при помощи батометра на максимальной глубине озер в поверхностных (1 м от поверхности) и придонных (1 м от дна) слоях водоемов в полиэтиленовые бутылки. С целью сведения к минимуму возможного загрязнения пробы воды бутылки перед использованием тщательно

промывали в лаборатории. Помимо этого, бутылки дважды ополаскивали озерной водой, и после отбора проб помещали в темные контейнеры и охлаждали ($\sim +4^{\circ}\text{C}$) и в короткие сроки транспортировали в лабораторию. Фильтрация проб озерной воды осуществлялась в лабораторных условиях во время выгрузки с использованием установки «Milipore» (Sartorius Group, Göttingen, Германия) через стеклянные и поликарбонатные мембранные фильтры Millipore HVLPO 4700, Schleicher & Schuell ME 25/21 ST, Whatman GF / A (Sartorius Group, Геттинген, Германия) с размером пор 0,45 мкм. Отбор и анализ проб на содержание хлорофилла (Chl) «а» был осуществлен стандартными, общепринятыми в гидробиологической практике методами, по схеме, принятой в ИППЭС КНЦ РАН. Для определения концентраций Chl «а» пробы воды объемом 600 мл отбирали методом фильтрования через мембранный фильтр с диаметром пор 0,47 мкм при помощи шприца Millipore с фильтровальной насадкой. С целью исключения возможности изменения содержания фотосинтетических пигментов в ходе транспортировки фильтрацию проб проводили непосредственно на объектах исследования (Determination..., 1966; ГОСТ17.1.4.02 – 90, 2003; Минеева, 2004).

Химический анализ воды

Химические анализы проб воды выполняли по единым общепринятым методикам в соответствии с рекомендациями (Clescerl et al., 1999; Моисеенко и др., 2002) в центре коллективного пользования Института проблем промышленной экологии Севера ФИЦ КНЦ РАН, а также в аналитическом центре Института геологии КарНЦ РАН. В нефильтрованных пробах определялись следующие параметры: pH, электропроводимость, щелочность (Alk), перманганатная окисляемость (ПО), NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , общий нефильтрованный фосфор ($\text{TP}_{\text{н/ф}}$) и металлы (после подкисления конц. HNO_3). В отфильтрованных образцах определяли Si, общий отфильтрованный фосфор ($\text{TP}_{\text{ф}}$), цветность (Цв), Cl^- и SO_4^{2-}

1. Определение водородного показателя (рН) проводилось потенциометрическим методом при помощи рН – метра рН 211 (HannaInstruments, Германия);
2. Измерение электропроводности при 20°C и общей минерализации (TDS) проводилось кондуктометрическим методом при помощи цифрового кондуктометра HI2003-02(Hanna Instruments, Германия);
3. Определение общей щелочности (Alk) производилось потенциометрическим титрованием по методу Грана;
4. Цветность (ЦВ) определялась спектрофотометрическим методом, по хром-кобальтовой шкале цветности (фотометр фотоэлектрический КФК-3-01 (ЗОМЗ, Россия));
5. Определение перманганатной окисляемости (ПО) производилось титрометрическим методом, основанным на окислении веществ, известным количеством перманганата калия в сернокислой среде при кипячении.
6. Определение суммы нитратного (NO_3^-) и нитритного (NO_2^-) азота осуществлялось посредством восстановления нитратов до нитритов пропусканием через колонку с омедненным кадмием и спектрофотометрическое определение азотсоединения (фотометр фотоэлектрический КФК-3 (ЗОМЗ, Россия));
7. Определение содержания общего азота (TN) проводилось посредством окисления персульфатом калия в щелочной среде до нитратов, восстановление нитратов в нитриты кадмием, спектрофотометрическое определение азотсоединений (фотометр фотоэлектрический КФК-3 (ЗОМЗ, Россия));
8. Определение аммонийного азота (NH_4^+) проводилось спектрофотометрическим методом в виде индофенолового синего (фотометр фотоэлектрический КФК-3 (ЗОМЗ, Россия));
9. Определение фосфатного фосфора (PO_4^{3-}) осуществлялось посредством спектрофотометрического определения фосфорно-молибденового комплекса с использованием в качестве восстановителя аскорбиновой кислоты (фотометр фотоэлектрический КФК-3-01 (ЗОМЗ, Россия));

10. Определение содержания общего фосфора (TP) выполнялось посредством разложение общего фосфора персульфатом калия в кислой среде и спектрофотометрическим определением голубого фосфорно-молибденового комплекса (фотометр фотоэлектрический КФК-3-01 (ЗОМЗ, Россия));

11. Определение содержания взвешенной формы фосфора (TSP) осуществлялось расчетным методом по разности общего фосфора до и после фильтрования (Рыжаков и др., 2016):

$$TSP = TP_{н/ф} - TP_{ф} \quad (2.1)$$

12. Общий органический фосфор рассчитывался как разница между концентрациями общего фосфора и фосфора фосфатов (Рыжаков и др., 2016):

$$TOP = TP_{н/ф} - PO_4^{3-} \quad (2.2)$$

13. Содержание кремния осуществлялось посредством спектрофотометрического определения в виде синего восстановленного кремнемолибденового комплекса (фотометр фотоэлектрический КФК-3-01 (ЗОМЗ, Россия));

14. Определение содержания сульфатов (SO_4^{2-}) и хлоридов (Cl^-) производилось методом жидкостной хроматографии (жидкостным хроматографом Millipore® (модель Waters 430, США));

15. Определение концентраций Na^+ и K^+ осуществлялось методом пламенной атомно-эмиссионной спектроскопией (модель PerkinElmer 460, воздушно-ацетиленовое пламя)

16. Определение концентраций Ca^{2+} и Mg^{2+} осуществлялось методом пламенной атомно-эмиссионной спектроскопией (модель PerkinElmer 460, закись азота-ацетиленовое пламя)

16. Определение содержание микроэлементов (Al, Fe, Sr) осуществлялось на атомно-абсорбционном спектрофотометре AAnalyst – 800 (PerkinElmer, США);

17. Определение содержания микроэлементов (V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Ti, Pb, Bi, Mn, Li, Sc, Rb, Y, Zr, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, B,

U, Ti, Be) осуществлялось на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой ICP-MS ELAN 9000 (PerkinElmer, США).

18. Содержание общего органического углерода (TOC) рассчитывалось по полученным зависимостям для вод Норвегии и Кольского Севера (Henriksen et al., 1992):

$$\text{TOC} = 0,764 \text{ ПО} + 1,55 \quad (2.3)$$

19. Содержание органического аниона ($A_{\text{орг}}^-$) рассчитывалось на основе содержания органического вещества по следующей формуле (Oliver et al., 1983):

$$A_{\text{орг}}^- = \text{TOC} * (4,7 - 6,87 \cdot \exp(-0,332 \text{ TOC})) \quad (2.4)$$

20. Расчетное значение гумусности воды (Hum) определялось как среднее геометрическое значение показателей цветности (ЦВ) и перманганатной окисляемости (ПО) и рассчитывалось по формуле (Лозовик, 2006):

$$\text{Hum} = \sqrt{\text{ЦВ} * \text{ПО}} \quad (2.5)$$

Для контроля качества измерений pH, щелочности (Alk), концентраций Cl^- , SO_4^{2-} , щелочных и щелочноземельных элементов использовали специализированный компьютерный пакет ALPEFORM, включающий в себя оценку баланса ионов, основанной на контроле измеренной и расчетной электропроводности, электронейтральности с учетом содержания органического вещества. Верификация аналитических методов и результатов определения химического состава вод осуществлялась по единой системе стандартных растворов при постоянном жестком внутрилабораторном контроле. Качество химико-аналитических измерений, подтверждалось участием в ежегодных международных верификациях методов и результатов аналитических исследований (Gundersen, 2019; Bryntesen, 2021).

Содержания Chl «a» осуществлялось путем экстракции фотосинтетических пигментов раствором ацетона (90%, ЧДА) и дальнейшим определением оптической плотности экстрактов на спектрофотометре Hitachi UV-VIS 181.

Морфометрические показатели озер

Основные морфологические показатели, такие как площадь водного зеркала, площадь водосборного бассейна, длина озера, длина береговой линии, максимальная и средняя глубины, а также объем водной массы исследуемых озер были взяты из монографии «Озёра города Мурманска: гидрологические, гидрохимические и гидробиологические особенности» (Слуковский и др., 2023). В свою очередь, параметры, характеризующие подводную (коэффициенты емкости, открытости, глубинности) и надводную (коэффициенты удлиненности, изрезанности) формы котловин, а также значения средней ширины озера и показатель удельного водосбора определены автором расчетным методом в соответствии с работами С.В. Григорьева, П.С. Лопух и О.Ф. Якушко (Григорьев, 1959; Лопух, Якушко, 2011).

1) Средняя ширина озера ($B_{\text{ср}}$) определена как частное от деления площади водного зеркала на длину озера:

$$B_{\text{ср}} = \frac{F}{L} \quad (2.6)$$

2) Коэффициент изрезанности береговой линии (M) определен как отношение длины береговой линии (l) к длине окружности круга, площадь которого равна площади исследуемого водоема:

$$M = \frac{l}{2\sqrt{F\pi}} \quad (2.7)$$

2) Коэффициент удлиненности озера ($K_{\text{уд}}$) определен как отношение длины озера (L) к средней ширине ($B_{\text{ср}}$):

$$K_{\text{уд}} = \frac{L}{B_{\text{ср}}} \quad (2.8)$$

3) Коэффициент глубинности ($K_{\text{гл}}$) определен как отношение средней глубины озера ($H_{\text{сред}}$) к его площади водного зеркала (F) по следующей формуле:

$$K_{\text{гл}} = \frac{H_{\text{сред}}}{\sqrt[3]{F}} \quad (2.9)$$

4) Коэффициент открытости ($K_{\text{откр}}$) определен как отношение площади озера (F) к средней глубине котловины ($H_{\text{сред}}$)

$$K_{\text{откр}} = \frac{F}{H_{\text{сред}}} \quad (2.10)$$

5) Коэффициент емкости озерной котловины (С) установлен как отношение средней глубины озера ($H_{\text{сред}}$) к максимальной глубине ($H_{\text{макс}}$).

$$C = \frac{H_{\text{сред}}}{H_{\text{макс}}} \quad (2.11)$$

6) Показатель удельного водосбора (ΔF) определен как отношение площади озера (F) к площади водосборного бассейна ($F_{\text{бас}}$)

$$\Delta F = \frac{F}{F_{\text{бас}}} \quad (2.12)$$

Статистическая обработка данных

Статистическая обработка данных осуществлялась при помощи программ Microsoft Excel 2019, Statistica 10 и включала в себя: расчет средних арифметических, медианных, минимальных и максимальных значений, стандартного отклонения и т.д. Для оценки средних тенденций гидрохимических показателей использовались медианные значения. Помимо этого, для выявления связи между концентрациями макро- и микроэлементов и факторов, определяющих химический состав вод исследуемых озер, был проведен корреляционный (коэффициент корреляции Пирсона) и факторный (метод главных компонент) анализы. Поскольку распределение концентраций гидрохимических показателей было отлично от нормального, с целью выполнения статистических требований используемых методов к исходным данным было применено Бокс-Кокс преобразование (Вох, Сох 1964; Порунов, 2011). При выполнении факторного анализа количество главных компонент определялось при помощи критериев Кайзера (критерий собственных чисел) и Кеттела (критерий «каменистой осыпи») (Ким, 1989). Результаты исследования визуализировали в Inkscape 0.48.4 (Free Software Foundation, Бостон, Массачусетс, США) и CorelDraw Graphics Suite 2019 (Corel Corporation, Оттава, Канада).

Глава 3. Современное состояние озер города Мурманска

3.1. Макроэлементный состав вод, значения pH и минерализации

Анализ полученных результатов показал, что медианные значения pH воды озер г. Мурманска за период с 2018 по 2022 гг. варьировали в пределах от 6,19 до 8,02 (таблица 3.1). По данному показателю, воды в исследуемых озерах относятся к слабокислым (оз. Треугольное), нейтральным (оз. Северное, Окуновое, Семеновское, Среднее, Ледовое) и слабощелочным (оз. Южное) (Никаноров, 2001). Воды оз. Большое по значению pH находятся в пограничном положении между слабокислыми и нейтральными (Постева и др., 2024а).

Максимальные значения pH приходятся на летне-осенний период (Рис.3.1), что обуславливается фотосинтетической активностью фитопланктона и макрофитов (Tank et al., 2009; Bai et al., 2022).

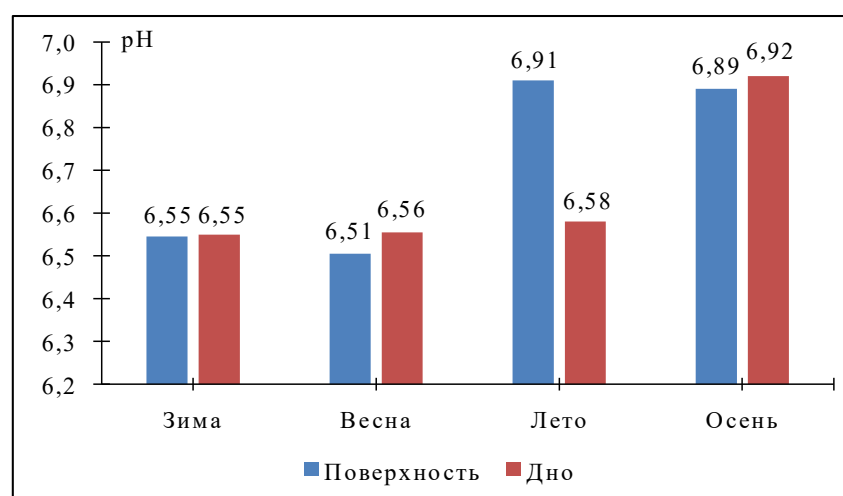


Рис.3.1 Динамика сезонной изменчивости величины pH в поверхностных и придонных слоях воды озера Семеновское за 2018–2022 гг.

В процессе образования первичной продукции происходит активное потребление CO_2 фитопланктоном в поверхностных слоях водоема и смещение pH в сторону щелочных значений (Никаноров, 2001). Например, оз. Ледовое относится к группе нейтральных озер, но в летний период 2019 года в поверхностном слое озера было зафиксировано значение pH среды близкое к сильнощелочному (9,34 ед.)

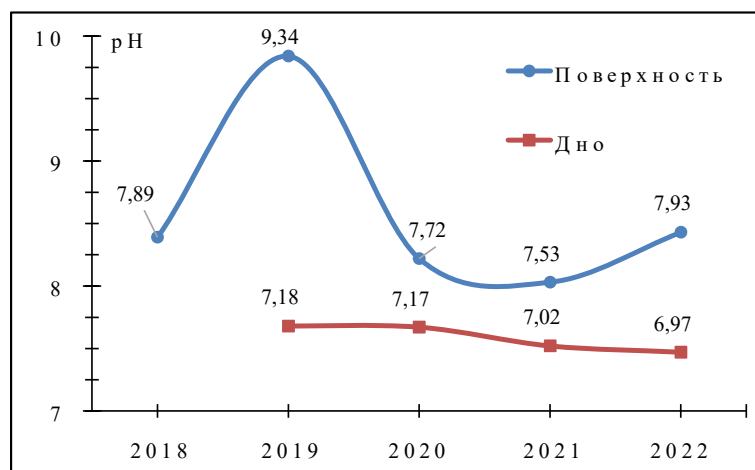


Рис. 3.2 Летние медианные значения величины рН в поверхностных и придонных слоях воды озера Ледовое за 2018–2022 гг.

В придонных слоях водоема процесс деструкции органического вещества преобладает над его продукцией (Дзюбан, 2010). В результате микробиологического разложения органического вещества происходит накопление CO_2 и образование угольной кислоты. Водородный показатель в свою очередь снижается в сторону кислых значений (Хатчинсон, 1969; Никаноров, 2001). Данная закономерность особенно явно прослеживается в водах оз. Северное, Ледовое и Треугольное (Приложение 2; таблица П. 2.1).

По степени минерализации (TDS) исследуемые озера подразделяются на маломинерализованные (таблица 3.1) (оз. Окуновое, Семеновское, Среднее, Большое и Треугольное) с общей минерализацией в диапазоне от 19,4 мг/л до 140,7 мг/л, среднеминерализованные (оз. Южное, Северное) с минерализацией от 377,4 мг/л до 381,0 мг/л, а также на озера с повышенной минерализацией (584 мг/л) (оз. Ледовое). Наименьшие величины минерализации зафиксированы в озерах Большое и Треугольное (медианные значения 42,3 и 19,4 мг/л соответственно). Наибольшие значения минерализации характерны для придонного слоя оз. Ледовое, максимальное значение было отмечено в июле 2019 г. (735 мг/л). Общая минерализация воды в озерах г. Мурманска превышает условно-фоновый уровень в 1,5–43 раза (Vazova, 2017). Повышение минерализации природных вод в условиях урбанизации связано с антропогенной нагрузкой на водосборные территории.

Таблица 3.1

Значения рН, главных ионов и минерализации воды (мг/л) озер г. Мурманска за 2018 – 2022 гг.

Озеро	рН	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	TDS
Северное n = 9	<u>6,8 ± 0,3</u> 6,95 (6,37 – 7,04)	<u>26,7 ± 4,6</u> 27,3 (20,3 – 32,3)	<u>6,5 ± 1,1</u> 6,7 (4,9 – 8,0)	<u>93,4 ± 13,7</u> 99,4 (74,1 – 111)	<u>4,0 ± 0,5</u> 4,1 (3,3 – 4,6)	<u>29,1 ± 6,6</u> 26,2 (22,3 – 39,0)	<u>25,4 ± 10,4</u> 26,4 (4,1 – 37,2)	<u>160,9 ± 59,66</u> 185,7 (24,4 – 211)	<u>366,8 ± 59,26</u> 381,0 (275,5 – 426)
Семеновское n = 26	<u>6,7 ± 0,2</u> 6,66 (6,32 – 7,05)	<u>7,7 ± 1,2</u> 7,6 (3,1 – 10,1)	<u>2,0 ± 0,3</u> 2,0 (0,7 – 2,3)	<u>11,0 ± 1,4</u> 11,1 (4,5 – 12,6)	<u>1,9 ± 0,3</u> 1,9 (0,8 – 2,9)	<u>19,3 ± 4,3</u> 19,0 (5,9 – 33,9)	<u>10,4 ± 1,6</u> 10,5 (5,0 – 13,1)	<u>18,8 ± 2,7</u> 19,1 (7,5 – 23,5)	<u>70,9 ± 9,8</u> 70,8 (27,5 – 84,7)
Среднее n = 11	<u>7,21 ± 0,23</u> 7,26 (6,84 – 7,52)	<u>17,9 ± 1,3</u> 17,7 (16,3 – 19,6)	<u>3,9 ± 0,2</u> 3,8 (3,6 – 4,1)	<u>17,7 ± 0,6</u> 17,6 (17,0 – 18,9)	<u>3,8 ± 0,2</u> 3,7 (3,6 – 4,1)	<u>41,8 ± 1,6</u> 41,9 (39,2 – 44,6)	<u>31,1 ± 1,3</u> 30,6 (29,2 – 33,5)	<u>25,7 ± 1,6</u> 25,9 (23,5 – 28,1)	<u>141,8 ± 4,9</u> 140,7 (134 – 150)
Большое n = 3	<u>6,47 ± 0,02</u> 6,48 (6,45 – 6,49)	<u>3,2 ± 0,12</u> 3,2 (3,0 – 3,2)	<u>1,2 ± 0,02</u> 1,2 (1,2 – 1,2)	<u>9,9 ± 0,1</u> 9,8 (9,8 – 9,9)	<u>0,7 ± 0,03</u> 0,7 (0,7 – 0,8)	<u>4,2 ± 0,1</u> 4,2 (4,1 – 4,3)	<u>6,59 ± 0,2</u> 6,58 (6,40 – 6,80)	<u>16,7 ± 0,6</u> 16,4 (16,3 – 17,30)	<u>42,4 ± 0,5</u> 42,3 (42,1 – 43,0)
Окуновое n = 7	<u>6,87 ± 0,14</u> 6,93 (6,60 – 6,99)	<u>8,9 ± 0,9</u> 8,6 (8,3 – 10,9)	<u>2,1 ± 0,2</u> 2,1 (1,9 – 2,5)	<u>6,1 ± 0,6</u> 6,1 (5,3 – 7,4)	<u>1,4 ± 0,1</u> 1,3 (1,3 – 1,6)	<u>20,0 ± 1,7</u> 19,8 (18,1 – 22,9)	<u>14,8 ± 1,2</u> 14,2 (13,5 – 17,0)	<u>8,7 ± 0,6</u> 8,4 (8,1 – 9,8)	<u>62,0 ± 4,6</u> 60,6 (59,0 – 72,1)
Ледовое n = 11	<u>7,60 ± 0,68</u> 7,3 (6,97 – 9,34)	<u>57,1 ± 14,5</u> 58,6 (36,6 – 77,4)	<u>10,2 ± 1,9</u> 10 (7,6 – 13,3)	<u>114,4 ± 11,7</u> 112 (97,1 – 134)	<u>9,2 ± 1,5</u> 9,3 (7,2 – 11,3)	<u>191,4 ± 85,2</u> 191 (90 – 313)	<u>32,0 ± 15,5</u> 35,2 (5,4 – 55,7)	<u>177,0 ± 14,0</u> 176,5 (160 – 211)	<u>591 ± 86,9</u> 584 (495 – 735)
Треугольное n = 6	<u>6,25 ± 0,16</u> 6,19 (6,09 – 6,5)	<u>2,0 ± 0,3</u> 2,0 (1,8 – 2,4)	<u>0,9 ± 0,1</u> 0,9 (0,7 – 1,0)	<u>3,1 ± 0,1</u> 3,2 (3,0 – 3,2)	<u>0,6 ± 0,1</u> 0,6 (0,6 – 0,7)	<u>6,5 ± 1,8</u> 6,0 (4,2 – 8,7)	<u>3,5 ± 0,4</u> 3,3 (3,1 – 4,1)	<u>3,8 ± 0,5</u> 3,9 (3,1 – 4,3)	<u>20,5 ± 2,2</u> 19,4 (18,7 – 23,5)
Южное n = 7	<u>8,10 ± 0,47</u> 8,02 (7,78 – 9,11)	<u>36,9 ± 12,3</u> 41,3 (9,2 – 43,3)	<u>9,6 ± 1,7</u> 10 (5,8 – 10,9)	<u>53,7 ± 11,9</u> 56,7 (27,4 – 61,4)	<u>7,6 ± 1,5</u> 7,8 (4,5 – 8,9)	<u>138,3 ± 42,3</u> 153 (43,4 – 163)	<u>25,4 ± 10,9</u> 21,3 (11,0 – 43,9)	<u>84,1 ± 21,3</u> 85,9 (39,1 – 104)	<u>355,5 ± 97,3</u> 377,4 (140 – 432)
Фон (Вазова, 2017) n = 10	6,15 (5,66 – 6,41)	1,1 (0,4 – 2,1)	0,7 (0,4 – 0,9)	3,1 (0,8 – 4,5)	0,4 (0,2 – 0,5)	3,5 (0,7 – 757)	1,8 (1 – 3,6)	4,8 (1 – 7,7)	15,4 (5,23 – 26,9)
Фон (Кашулин и др., 2010)	6,42	1,4	0,71	2,5	0,33	4,8	1,7	2,3	17
ПДК _{рх}	–	180	40	120	50 10*	–	100	300	–

Примечание: числитель – среднее значение ± стандартное отклонение; знаменатель – медиана (минимальное и максимальное значение выборки); n – количество проб;
TDS– общая минерализация; * – для озер с минерализацией до 100 мг/л

Показатель минерализации подвержен сезонной динамике с повышением концентраций в зимне-весенний период по сравнению с летом и осенью. Так, медианные значения TDS в оз. Семеновское зимой и весной составили 76 мг/л, а летом 69 мг/л. Максимальные значения минерализации отмечаются у дна озера весной и составляют 81,3 мг/л. В результате разбавления воды озера тальными водами весной на поверхности происходит резкое снижение данного показателя до 50,9 мг/л (Рис 3.3). Такая же тенденция характерна и для вод оз. Ледовое, разница между медианными весенними и летними значениями составляет 117,8 мг/л. Это объясняется тем, что помимо антропогенной нагрузки, данный показатель зависит от типов питания озер. В зимнее время основным источником питания служат подземные воды с повышенной минерализацией, а летом питание происходит за счет атмосферных осадков (Slukovskii et al., 2020)

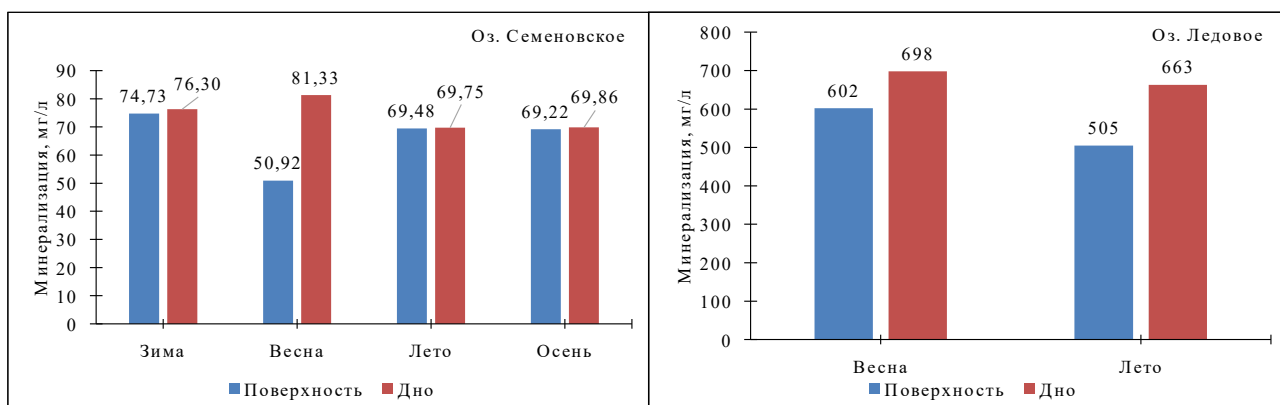


Рис. 3.3 Динамика сезонной изменчивости минерализации в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское и оз. Ледовое за 2018–2022 гг.

Согласно классификации, О. А. Алекина (1970) воды озер Северное, Семеновское, Большое и Ледовое относятся к хлоридному классу и натриевой группе, Окуновое – к гидрокарбонатному классу и кальциевой группе (типичное распределение главных ионов для озер Мурманской области), Треугольное и Южное – к смешанному гидрокарбонатно-хлоридному классу и натриевой группе, а Среднее – к смешанному гидрокарбонатно-хлоридному

классу и кальциевой группе (рис. 3.4). Необходимо подчеркнуть, что в озерах Ледовое и Треугольное зафиксирована смена преобладающего аниона в толще воды – в обоих озерах в поверхностном слое преобладает Cl^- (оз. Ледовое: Cl^- 4991 мкг-экв/л, HCO_3^- 1916 мкг-экв/л; оз. Треугольное: Cl^- 103 мкг-экв/л, HCO_3^- 94 мкг-экв/л), в придонном горизонте в оз. Треугольное преобладающим анионом является HCO_3^- (HCO_3^- 142 мкг-экв/л, Cl^- 115 мкг-экв/л), а в оз. Ледовое Cl^- (4795 мкг-экв/л) и HCO_3^- (4481 мкг-экв/л) находятся примерно в одинаковых количествах.

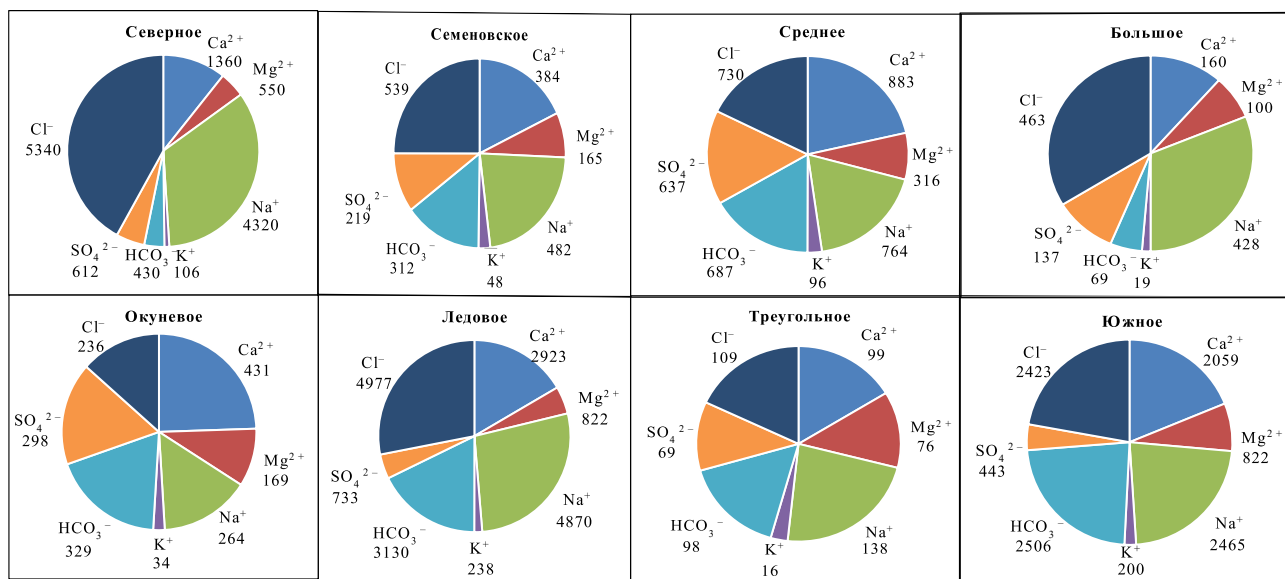


Рис. 3.4 Эквивалентные концентрации (мкг-экв/л) главных ионов воды озер г. Мурманска.

Как видно из таблицы 3.1, превышение предельно-допустимых концентраций по содержанию главных ионов для вод водных объектов рыбохозяйственного назначения (ПДК_{рх}) в исследуемых озерах не наблюдается. В озере Ледовое среднегодовые концентрации Na находятся практически на уровне ПДК и составляют 114,4 мг/л. По сравнению с условно-фоновыми значениями озера г. Мурманска характеризуются повышенным уровнем содержания основных катионов и анионов, что обусловлено влиянием городской среды. Значительное количество загрязняющих веществ и соединений поступает в городские водные объекты при выщелачивании фундаментов зданий и сооружений подземными водами, приобретающими

агрессивность на урбанизированных территориях, при разрушении городских дорог, зданий и сооружений, в результате работы автотранспорта (пыль, выхлопные газы, стирание шин, тормозных колодок) и т.д. (Даувальтер и др., 2021). Например, на территории юго-западного административного округа Москвы установлено высокое содержание ионов Cl^- (до 9000 мг/л), Na^+ (до 6000 г/л), Ca^{2+} (до 1000 г/л), K^+ (до 29 мг/л), Mg^{2+} (до 6,2 мг/л) в снеговой воде, отобранной вблизи дорог, на которых используются противогололедные реагенты (Дрябжинский и др., 2017). Использование противогололедных реагентов является основным из антропогенных факторов загрязнения поверхностных вод хлоридами. Ионы Cl^- в повышенном количестве поступающие в поверхностные воды, снижают процессы самоочищения водоемов за счет уменьшения накопления питательных веществ макрофитами, снижения скорости денитрификации и уменьшения разложения органического вещества (Szklairek et al., 2022). В урбанизированных водоразделах города Галифакс (Новая Шотландия, Канада) за период мониторинга (1980–2017 гг.) уровень хлоридов увеличился в 8 и более раз. В городских озерах отмечались сезонные и годовые тенденции в ответ на использование дорожной соли для борьбы с оледенением. Пик концентрации хлоридов приходится на весну, а минимум на период с конца лета до начала осени (Scott et al., 2019). Для озер г. Мурманска подобное распределение хлоридов не характерно. В течение года концентрации данного элемента в воде водоемов изменяются незначительно. Это может быть обусловлено, во-первых, задержкой Cl^- в неглубоких грунтовых водах и их медленное высвобождение в поверхностные воды подземными путями (Perera et al., 2010; Oswald et al., 2019), а во-вторых, поступлением Cl^- морского происхождения с Кольского залива (Moiseenko et al., 2020b).

Содержание главных ионов в поверхностных водах исследуемых озер не подвержено ярко выраженной сезонной изменчивости. Однако, динамика содержания ионов Ca^{+2} , HCO_3^- и SO_4^{-2} в исследуемых озерах имеет свои особенности. В водах оз. Семеновское в весенний период отмечались

максимальные концентрации в придонных слоях (Ca^{+2} 9,48 мг/л; HCO_3^- 28,67 мг/л), а минимальные (Ca^{+2} 5,68 мг/л и HCO_3^- 13,02 мг/л) на поверхности озера. В водах оз. Ледовое наибольшие значения также приходились на весенний период у дна озера (Ca^{+2} 77,4 мг/л и HCO_3^- 286 мг/л), а наименьшие отмечались летом на поверхности (Ca^{+2} 42,8 мг/л и HCO_3^- 114,9 мг/л), что соответствует о динамике минерализации воды в данных озерах. При этом в отмеченные выше периоды в придонных слоях оз. Ледовое происходит закономерное снижение содержания сульфатов. Озеро Семеновское характеризуется равномерным вертикальным распределением сульфатов в течение всех сезонов.

3.2. Содержание биогенных элементов и органических соединений

Содержание биогенных элементов в поверхностных водах зависит от интенсивности биохимических и биологических процессов, протекающих в самом водоеме, и в значительной степени определяет его биологическую продуктивность (Моисеенко и др., 2002; Osadchy et al., 2016). Недостаток биогенных элементов в водоемах приводит к замедлению процессов фотосинтеза, роста и развития водной растительности (Нигаматзянова, Федорова, 2015). В результате воздействия антропогенной нагрузки на водные экосистемы, (сельскохозяйственная деятельность, сброс коммунально-бытовых и сточных вод и др.) происходит избыточное поступление азотсодержащих и фосфорсодержащих соединений. Это приводит к стимулированию развития фитопланктонных организмов, активному образованию первичной продукции, увеличению нагрузки органического углерода, эвтрофированию водоема и снижению качества воды (Котегов и др., 2013; Неверова-Дзиопак, Цветкова, 2020).

Азотсодержащие соединения. Превышение условно-фоновых концентраций (Кашулин и др., 2010) по содержанию азота аммонийного в разной степени наблюдается во всех исследуемых озерах, кроме оз. Окуневое (11 мкгN/л) (таблица 3.2). Наименьшие медианные значения, незначительно превышающие условно-фоновые, зафиксированы в оз. Большое (13 мкгN/л), оз.

Треугольное (17,5 мкгN/л) и оз. Северное (23 мкгN/л). Наибольшие медианные концентрации отмечаются в оз. Ледовое и составляют 529 мкгN/л, что в 1,3 раза превышает ПДК рх (400 мкгN/л). Кроме того, в придонном слое оз. Ледовое весной 2019 года была зафиксирована максимальная концентрация NH_4^+ 6390 мкгN/л, что в 319 раз превышает содержание данного иона по сравнению с озерами северо-восточной части водосбора Баренцева моря. На втором месте по содержанию азота аммонийного находится оз. Семеновское, в котором NH_4^+ составляет 67,7 мкгN/л. Высокое содержание азота аммонийного в поверхностных водах является признаком ухудшения санитарного состояния водоема, а также свидетельствует о наличии стабильного источника загрязнения данным соединением.

В большинстве исследуемых озер медианные концентрации нитрат-иона не превышали условно-фоновые, за исключением оз. Семеновское (79 мкгN/л) и Среднее (40 мкгN/л). Однако средние значения находились на довольно высоком уровне и варьировали в пределах от 0,33 (оз. Большое) до 1104,6 (оз. Ледовое) мкгN/л, что указывает на неравномерное распределение азота нитратного в течение года в исследуемых озерах. Воды оз. Ледовое (в 1 раз), Окуневое (в 1,3 раза), оз. Южное (в 4 раза), Треугольное (в 15,5 раз) и оз. Большое (в 38 раз) характеризуются превышением содержания аммония над азотом нитратным, что указывает на присутствие восстановительной обстановки в придонных слоях водоемов и развитии процессов гниения растительных остатков и органических веществ (Никаноров, 2001). Помимо этого, при отборе проб донных отложений в озерах Ледовое, Семеновское и Южное, ощущался запах сероводорода, что напрямую говорит о дефиците кислорода и наличии восстановительной обстановки в донных отложениях и придонных слоях воды (Zhang и др., 2011; Соколов и др., 2015; Слуковский и др., 2023).

Таблица 3.2

Значения концентраций биогенных элементов и показателей содержания органического вещества вод озер г. Мурманска за период 2018 – 2022 гг., условно-фоновые значения озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Bazova, 2017) и восточной части Мурманской области (Кашулин и др., 2010)

Озеро	NH ₄ ⁺ , мкгN/л	NO ₃ ⁻ , мкгN/л	TN, мкгN/л	PO ₄ ³⁻ , мкгP/л	TP _{н/ф} , мкгP/л	TP _ф , мкгP/л	TOP, мкгP/л	TSP, мкгP/л	Цветность, Pt°	ПО, мгО/л	ТОС, мг/л	Si, мг/л
Северное n = 9	<u>33,7 ± 34,1</u> 23,0 (3–145)	<u>117,1 ± 176,6</u> 3,0 (0–450)	<u>436,0 ± 176,1</u> 374 (225–695)	<u>4,8 ± 5,7</u> 3,0 (0 – 18)	<u>30,9 ± 46,2</u> 14,0 (9–153)	<u>8,3 ± 6,1</u> 7,0 (3,0–23,0)	<u>26,1 ± 41,1</u> 13 (5 –135)	<u>22,6 ± 40,5</u> 9(4 –130)	<u>26,3 ± 10,5</u> 25,0 (6–42)	<u>5,9 ± 1,9</u> 5,9 (1,7–8,6)	<u>6,1 ± 1,4</u> 6,1(2,9 –8,1)	<u>2,0 ± 1,2</u> 1,6 (0,3 –4,0)
Семеновское n = 26	<u>115,3 ± 148,5</u> 67,7 (4 –639)	<u>121,9 ± 135,5</u> 79 (0–601)	<u>517,7 ± 191</u> 501,5 (40–942)	<u>5,8 ± 7,6</u> 3,0 (0 –30)	<u>31,9 ± 23,4</u> 25,5 (12–122)	<u>14 ± 12,3</u> 9,0 (3–45)	<u>25,8 ± 16,9</u> 22(3–96)	<u>20,3 ± 16,9</u> 15,5(3–77)	<u>14,1 ± 4,9</u> 12,5(8 –27)	<u>4,7 ± 1,0</u> 4,8 (2,2 – 6,5)	<u>5,2 ± 0,7</u> 5,2 (3,2 – 6,5)	<u>0,4 ± 0,3</u> 0,4(0,03– 1,1)
Среднее n = 11	<u>26,4 ± 22,14</u> 25,0 (1–66)	<u>69,6 ± 81,8</u> 40 (0–253)	<u>306,6 ± 76,7</u> 301(190– 415)	<u>0,8 ± 0,9</u> 1,0 (0–3,0)	<u>10,6 ± 3,4</u> 11,0 (6–16)	<u>3,6 ± 1,4</u> 3,0 (2–7)	<u>9,9 ± 3,2</u> 6(3–15)	<u>7,1 ± 3,1</u> 8 (4–13)	<u>7,6 ± 1,1</u> 7,0 (6,0–9,0)	<u>3,4 ± 0,3</u> 3,5 (2,8–3,8)	<u>4,2 ± 0,2</u> 4,3(3,7–4,5)	<u>0,2 ± 0,1</u> 0,2(0,0–0,5)
Большое n = 3	<u>12,67 ± 3,51</u> 13 (9–16)	<u>0,33 ± 0,58</u> 0(0–1)	<u>153,67 ± 13,87</u> 150(142–169)	<u>3,0 ± 1,73</u> 4 (1– 4)	<u>8 ± 2</u> 8(6–10)	<u>5 ± 0</u> 5(5–5)	<u>5 ± 3,61</u> 4,0(2–9)	<u>3,0 ± 2,0</u> 3(1–5)	<u>29,67 ± 0,58</u> 30(29–30)	<u>5,91 ± 0,16</u> 5,9(5,73–6,06)	<u>6,06 ± 0,13</u> 6,08(5,93–6,18)	<u>1,37 ± 0,04</u> 1,35(1,34–1,4)
Окуновое n = 7	<u>22,4 ± 22,4</u> 11,0(5–70)	<u>17,0 ± 41,9</u> 1(1 – 112)	<u>301 ± 77,2</u> 289(220–437)	<u>2,0 ± 1,5</u> 1,0(1–5)	<u>14,1 ± 1,9</u> 15(12–17)	<u>5,4 ± 1,7</u> 5(4–9)	<u>12,1 ± 1,8</u> 12,0(10–14)	<u>8,7 ± 2,1</u> 8(6–12)	<u>52 ± 5,3</u> 51,1(45–57)	<u>9,9 ± 1,5</u> 9,9(8,1–12,8)	<u>9,1 ± 1,2</u> 9,1(7,7–11,3)	<u>0,9 ± 0,2</u> 0,9 (0,7–1,3)
Ледовое n = 11	<u>1195 ± 2551</u> 529(4–6390)	<u>1104,6 ± 2067</u> 3,0(1–6590)	<u>3422 ± 2273</u> 3550(964–6640)	<u>33,3 ± 39,8</u> 21,0(2–136)	<u>546 ± 572</u> 451(17–1677)	<u>53,8 ± 40,5</u> 47(11–144)	<u>512,3 ± 555,7</u> 430(13–1612)	<u>491,7 ± 530</u> 371(6–1603)	<u>25 ± 7,3</u> 24(14–36)	<u>8,2 ± 2,3</u> 8,5 (5,2–12,2)	<u>7,8 ± 1,7</u> 8,1 (5,6– 10,91)	<u>4,4 ± 3,1</u> 5,6(1–8,4)
Треугольное n = 6	<u>26,33 ± 26</u> 17,5(3–60)	<u>1,7 ± 1,0</u> 1(1–3)	<u>302,5 ± 99,7</u> 295(204 – 478)	<u>1,3 ± 1,8</u> 0,5(0–4)	<u>20,3 ± 13</u> 16,5 (11–45)	<u>3,3 ± 2,2</u> 3,5(0–6)	<u>19 ± 12,9</u> 14,5(10–44)	<u>17 ± 14,1</u> 13(6 –43)	<u>46,2 ± 8,4</u> 48(32–54)	<u>10,1 ± 1,2</u> 9,9(9,1–12,5)	<u>9,3 ± 1,0</u> 9,1(8,5–11,1)	<u>2 ± 0,4</u> 2(1,6–2,5)
Южное n = 7	<u>30,1 ± 17,1</u> 29(8–50)	<u>7,3 ± 11,9</u> 0(0–27)	<u>279,4 ± 34,7</u> 277(237–325)	<u>2,6 ± 3,6</u> 1(0–10)	<u>17,9 ± 4,4</u> 19(10–24)	<u>8,7 ± 6,3</u> 8(3–22)	<u>15,3 ± 4,5</u> 15(10–23)	<u>11 ± 3</u> 12(7–15)	<u>12 ± 2,9</u> 12(6–15)	<u>5,3 ± 1,1</u> 6(3,2–6,1)	<u>5,6 ± 0,9</u> 6,1(4–6,2)	<u>0,3 ± 0,2</u> 0,2(0,1 –0,5)
Фон (Bazova, 2017) n = 10	20 (6–20)	1 (1–3)	160 (99–366)	0 (0–3)	6 (4–21)	–	–	–	15 (3–69)	–	4,2 (3,1–10,9)	0,7 (2,1–2,7)
Фон (Кашулин и др... 2010)	12	2	248	0,75	8	–	–	–	64	8,47	8,02	1,49
ПДК рх	400	9 100	–	50 – 200**	–	–	–	–	–	–	–	–

Примечание: числитель – среднее значение ± стандартное отклонение; знаменатель – медиана (минимальное и максимальное значение выборки); n – количество проб; TN общий азот; TOP – общий органический фосфор; TSP – общий взвешенный фосфор; ПО – перманганатная окисляемость; ТОС – общий органический углерод; ** – 50 мкг/л для олиготрофных, 150 мкг/л для мезотрофных и 200 мкг/л для эвтрофных водоемов.

Уровень содержания общего азота (TN) в озерах г. Мурманска варьировал в довольно широких пределах от 150 до 3550 мкгN/л. Наименьшее содержание TN характерно для оз. Большое, при этом концентрации данного элемента не превышают значений для озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Bazova, 2017). Максимальное содержание общего азота было зафиксировано в оз. Ледовое, что может быть связано с поступлением воды из оз. Карьерное, где проводились буровзрывные работы с использованием азотсодержащих взрывчатых веществ для добычи скальных горных пород, сточных вод с городской территории, содержащих азотные соединения в повышенных концентрациях, а также разложением нефтепродуктов, в большом количестве захороненных в донных отложениях озера (содержание нефтяных углеводородов достигало $17151 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$) (Ball et al., 1951; Батуева и др., 1984; Jermakka, 2014; Хохряков, 2016; Кремлева, Паничева, 2018; Мязин, 2021; Postevaya et al., 2023). Высокое содержание азотной группы в водах оз. Семеновское может быть связано с поступлением сточных вод местного океанариума, расположенного на берегу.

Концентрации азотсодержащих соединений подвержены сезонным колебаниям (рис. 3.5).

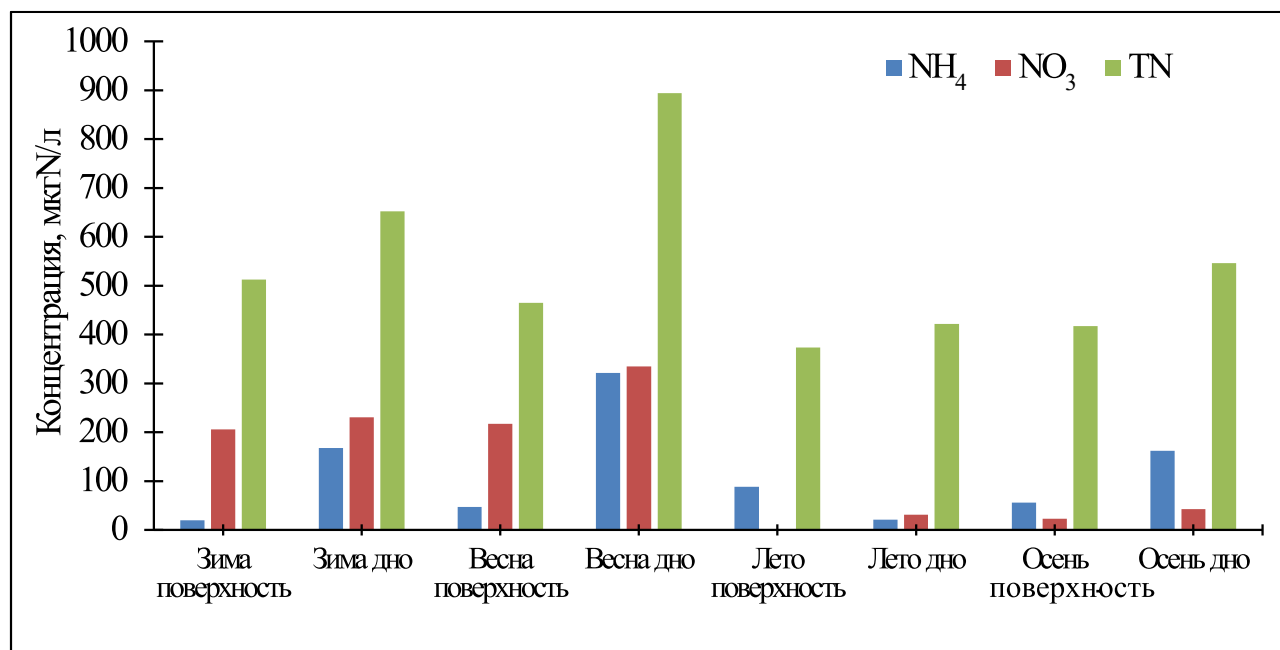


Рис. 3.5 Сезонная изменчивость содержания азотсодержащих соединений в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Так, зимой и весной азот аммоний концентрировался в основном в придонных слоях оз. Семеновское и составил 168 мкгN/л и 321,5 мкгN/л соответственно. Наименьшие концентрации отмечаются в зимний период на поверхности озера (19,5 мкгN/л). Летом содержание NH_4 у дна озера резко снижается до 21 мкгN/л, а на поверхности увеличивается до 88 мкгN/л. Присутствие в незагрязненных поверхностных водах ионов аммония связано, главным образом, с процессами биохимического разложения белковых веществ, мочевины, дезаминирования аминокислот. Естественными источниками аммиака служат прижизненные выделения гидробионтов. Кроме того, ионы аммония могут образовываться в результате анаэробных процессов восстановления нитратов и нитритов (Ступникова, 2019; Постевая и др., 2020). Зимне-весенний период также характеризуется высоким уровнем содержания нитратов, как на поверхности, так и в придонном слое. Максимальные медианные значения отмечаются весной у дна озера (334,5 мкгN/л), а минимальные (1 мкгN/л) летом на поверхности. Нитраты поступают в водоем с поверхностными и грунтовыми стоками и образуются при нитрификации аммонийных ионов в аэробных условиях под действием нитрифицирующих бактерий (Ruane, Krenkel, 1978; Nestler et al., 2011). В период осеннего перемешивания вод в озере наблюдается равномерное распределение азотсодержащих соединений между поверхностным и придонным горизонтами. Высокие концентрации азотистых соединений в зимне-весенний период могут быть связаны со сниженной фотосинтетической активностью фитопланктона и макрофитов, а также процессами разложения органического вещества на дне озера. Летом растворимые формы азота активно потребляются фитопланктоном и денитрифицирующими бактериями и их содержание в воде заметно снижается (Вецлер и др., 2006; Kim et al., 2007; Постевая и др., 2020).

Фосфоросодержащие соединения. В природных водах фосфор содержится в виде органических и неорганических соединений, которые находятся в растворенных, взвешенных и коллоидных состояниях. Минеральный фосфор

представлен фосфатами. При pH воды ≥ 7 преобладающей формой является HPO_4^{2-} . В кислых условиях среды доминирует H_2PO_4^- (Никаноров, 2001). Под органическим фосфором следует понимать фосфор, входящий в состав органических соединений и связанный с железом, находящимся в виде комплексов с гумусовыми веществами. При дефиците биологически доступного фосфора под действием щелочных и кислотных фосфатаз включаются биохимические механизмы перехода органического фосфора в неорганический (Рыжаков и др., 2016).

Превышение содержания соединений фосфора над условно-фоновыми значениями зафиксировано во всех озерах г. Мурманска (таблица 3.2). Максимальное содержание общего фосфора, отмечено в воде оз. Ледовое (медианная концентрация 451 мкгР/л), минимальное – оз. Большое (8 мкгР/л). Максимальный уровень фосфатов характерен для оз. Ледовое 21 мкгР/л, в остальных же озерах медианное содержание данного соединения не превышало 3 мкгР/л (Postevaya et al., 2023). Столь высокие значения фосфатов в оз. Ледовом по сравнению с остальными озерами могут быть связаны с поступлением полифосфатных моющих средств с водосборных территорий (Котегов и др., 2013). Анализ распределения отдельных форм фосфора показал, что во всех исследуемых озерах наименьшая доля приходится на минеральный фосфор (PO_4^{3-}). При этом, среднее содержание фосфора органического в исследуемых озерах выше минерального от 2 до 15 раз. Также установлено, что взвешенная форма фосфора преобладает над растворенной. В связи с тем, что минеральный фосфор активно потребляется водными организмами для их роста и развития в процессе фотосинтеза в летний период наблюдается значительное снижение данного элемента (Рыжаков и др., 2016). Так, например, в оз. Семеновское концентрация PO_4^{3-} летом составила 1,1 мкгР/л, что в 9 раз меньше, чем в весенний период (рис. 3.6).

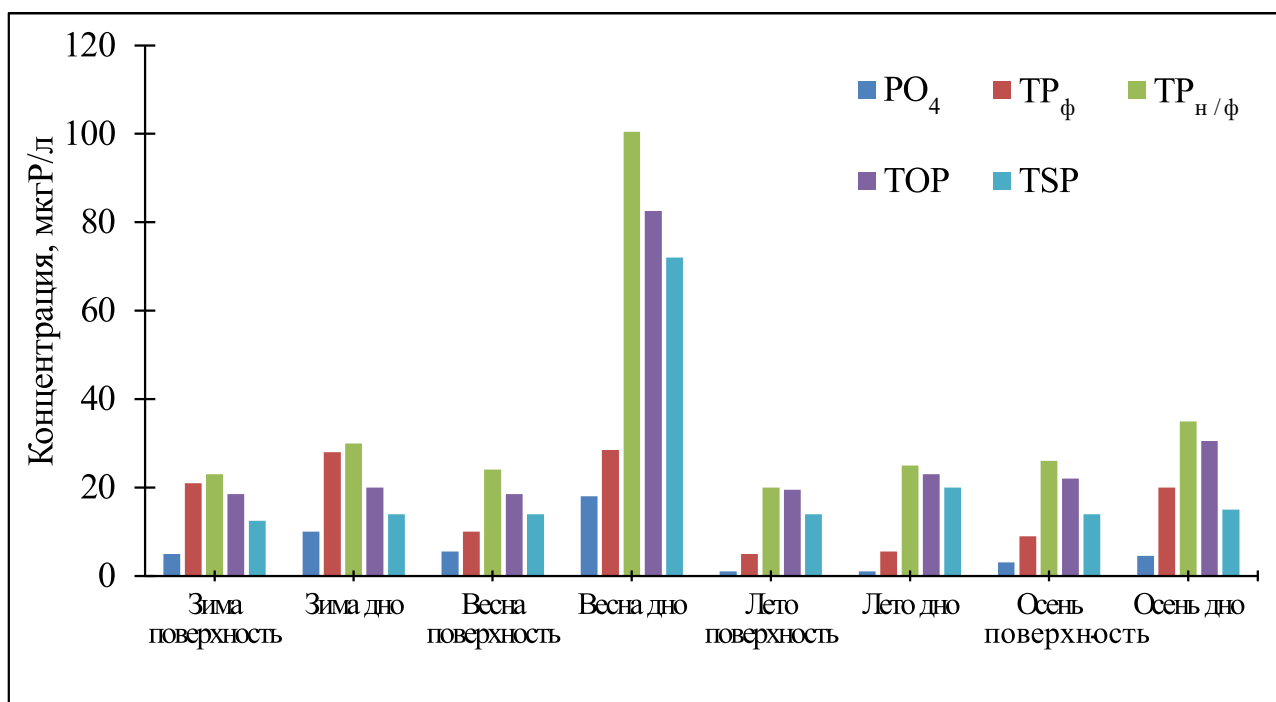


Рис. 3.6 Сезонная изменчивость содержания фосфорсодержащих соединений в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Анализ вертикального распределения фосфора в исследуемых озерах показал, что в основном концентрация фосфорсодержащих соединений в придонном слое выше, чем на поверхности водоема (Приложение 2; таблица П. 2.2) (Postevaya et al., 2023). Неорганический фосфор в поверхностном слое озера вовлекается в трофические цепи в результате его потребления фитопланктоном. Короткий жизненный цикл фитопланктона определяет непрерывное поступление этого элемента в составе детрита в донные отложения в период вегетации (Белкина, 2015). К тому же, в результате деструкции органических соединений из донных отложений происходит высвобождение фосфора в толщу воды (Котегов и др., 2013).

Кремний, как один из самых распространённых элементов в земной коре (кларк – 28%) поступает в природные воды вследствие выщелачивания кремнийсодержащих пород (силикаты и алюмосиликаты) (Rudnich, Gao, 2004, Рыжаков, 2019). Концентрации кремния варьировали в пределах от 0,2 до 5,6 мг/л. Наименьшее содержания кремния в исследуемых озерах отмечается в оз. Среднее

(0,2 мг/л), что в 3,5 раза ниже фонового уровня. Наибольшие концентрации (в 8 раз больше значений для озер Кольского Севера) отмечены в оз. Ледовое. В вертикальном распределении данного элемента отмечается увеличение концентраций в придонном слое воды исследуемых озер по сравнению с поверхностным слоем, особенно в период вегетации (Рис. 3.7) (Postevaya et al., 2023).

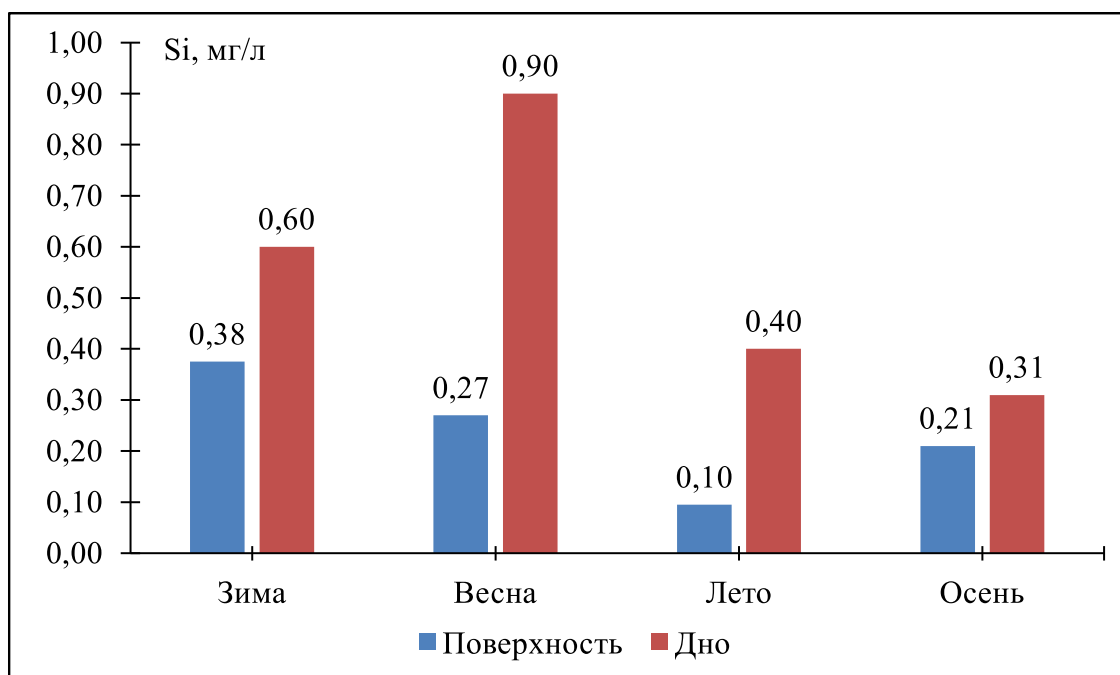


Рис. 3.7 Сезонная изменчивость содержания Si в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Это объясняется тем, что кремний в поверхностных водах подвержен заметным сезонным колебаниям, связанным в основном с развитием диатомовых водорослей, а также с изменениями соотношений поверхностного и подземного стока (Вецлер и др., 2006). В результате разложения остатков живых организмов, а также растворения скелетов диатомовых водорослей кремний поступает в водную среду и накапливается в донных отложениях водоемов (Линник, Дикая, 2014).

Органическое вещество

Органическое вещество, как неотъемлемый элемент природных вод оценивается по косвенным показателям, таким как цветность, перманганатная

окисляемость, химическое и биологическое потребление кислорода, содержание общего органического углерода (Зенин, 1988; Henriksen et al., 1992; Моисеенко и др., 1997; Горячева и др., 2017). По своему происхождению органическое вещество в природных водах делится на аллохтонное, занесенное с водосборных территорий (в основном гуминовые и фульвовые кислоты, связанные с гумусом почвы), и автохтонное, образующееся в водных объектах в результате протекания продукционно-деструкционных процессов (углеводы, липиды, белки и др.) (Лозовик и др., 2017).

Цветность в исследуемых озерах изменялась в пределах от 7 до 51°Pt, а гумусность от 5,05 до 23,3 ед. Содержание общего органического углерода (ТОС) варьировало от 4,3 до 9,1 мг/л. Показатель цветности обусловлен в основном наличием гумусовых веществ, которые легко окисляются перманганатом. В связи с чем, П.А. Лозовик ввел показатель «гумусность воды», выражающийся как среднегеометрическое значение цветности и перманганатной окисляемости (Лозовик, 2006).

Согласно классификации вод по гумусности, оз. Среднее является ультраолигогумусным, озера Южное, Семеновское относятся к олигогумусным, озера Ледовое, Окуновое, Северное, Большое и Треугольное к мезогумусным. Содержание органических веществ в воде исследуемых городских озер, как правило, меньше, чем средние показатели в озерах восточной части Мурманской области (Кашулин и др., 2010). Исключение составляет оз. Окуновое, Треугольное, а также придонный слой оз. Ледовое (таблица 3.2, Приложение 2; таблица П. 2.2). Такое разделение озер по содержанию органического вещества обуславливается тем, что водные массы олигогумусных озер формируются за счет поверхностного стока с городской территории, в меньшей степени покрытой почвенно-растительным слоем по сравнению с природными условиями, что уменьшает поступление аллохтонного органического материала (Postevaya et al., 2023). Помимо этого, цветность озерных вод зависит от концентрации Fe в водоеме. Fe обладает способностью к комплексообразованию, образуя устойчивые комплексные соединения с гуминовыми веществами (основная часть

Fe находится в комплексной анионной форме) (Лозовик и др., 2017). Восстановительные условия и органическое вещество, поступающее с заболоченных территорий, облегчают перенос Fe в озера (Xiao, Riise, 2021). В свою очередь, водосборы оз. Большое, Окуневое и Треугольное располагаются в лесных зонах, которые наименее подвержены загрязнению (Postevaya et al., 2023).

3.3. Микроэлементный состав вод

К микроэлементам относятся вещества, имеющие широкое распространение в природных водах, с концентрациями, как правило, не превышающими 1 мг/л. Высокие концентрации микроэлементов в природных водах служат индикаторами рудных месторождений, а также антропогенного воздействия на водосборные территории. По потенциальному негативному воздействию на водные экосистемы из многих загрязняющих веществ наибольшую опасность представляют тяжелые металлы (ТМ), из-за их токсичности, устойчивости к биологическому разложению и большому потенциалу к накоплению в живых организмах (Venäläinen, 2007; Klavins et al., 2008; Moiseenko, Gashkina, 2020). В зависимости от влияния металлов на живые организмы их условно подразделяют на два типа:

- эссенциальные или биофильные, принимающие важное участие в процессах жизнедеятельности живых организмов, однако при повышенных концентрациях в окружающей среде, оказывающие токсическое воздействие (Fe, Co, Cu, Cr, Mn, Zn и др.);

- неэссенциальные, являющиеся высокотоксичными элементами при крайне низких концентрациях, а также не играющие важной роли в процессах роста, развития и репродукции живых организмов (Cd, Hg, As, Pb).

Поступление ТМ в водные объекты происходит, как в результате естественных процессов, так и вследствие антропогенного воздействия. К основным природным источникам поступления ТМ в водоемы относят выветривание горных пород, ветровой перенос, высвобождение из донных отложений, а также минерализация органического вещества на водосборе и в самом водоеме (Bradla, 2005; Даувальтер, Кашулин, 2014; Голованова, Маловская,

2016; Masindi, Muedi, 2018). Антропогенными источниками являются объекты различных отраслей промышленности (металлургической, горнодобывающей, химической, машиностроительной, теплоэнергетической), жилищно-коммунальное хозяйство, автомобильный транспорт, сельское хозяйство и другие.

Повышенное техногенное воздействие на окружающую среду в пределах урбанизированных территорий и промышленных центров сказывается на повышенном содержании ТМ и других загрязняющих веществ в поверхностных водах. Так, в водных объектах в районе города Лулео на севере Швеции наблюдается превышение концентраций тяжелых металлов (Cd, Cu, Pb, Zn) в водах и донных отложениях водоемов по сравнению с условно-фоновыми значениями в связи с влиянием ливневых вод с промышленных зон, а также точечных источников загрязнения. При этом существующие окислительно-восстановительные условия в водоемах в основном вызывают фиксацию загрязняющих веществ в осадках из-за образования сульфидов и медленного окисления органических поллютантов (Rentz, Öhlander, 2012). В исследованиях, проводившихся на территории и в пригороде города Ухань (Китай) отмечается тенденция к увеличению ТМ и других элементов (Cd, Co, Pb, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe, Al) в воде городских озер, по сравнению с водоемами, располагающимися в сельской местности (Xia et al., 2020). По результатам многолетних исследований на Севере России наибольший вклад в преобразования химического состава воды и донных отложений оз. Имандра, на берегу которого расположены несколько городов Мурманской области, оказывают горно-металлургические, горнодобывающие, горноперерабатывающие и металлургические предприятия. В результате антропогенного влияния на водоем концентрации ТМ (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg, Cr) в поверхностных слоях донныхотложений озера увеличились в десятки, сотни и тысячи раз (например, по Ni) по сравнению с условно-фоновыми содержаниями (Даувальтер, Кашулин, 2015; Dauvalter, Kashulin, 2018). Добыча полезных ископаемых в Горнодобывающем округе трех штатов (TSMD), расположенном на юго-востоке Канзаса, юго-западе Миссури и северо-востоке Оклахомы (США), привела к длительному поступлению Cd, Pb и Zn в

окружающую среду. Несмотря на то, что горнодобывающая деятельность была полностью прекращена в 1970 г в пойменных почвах и донных осадках рек и ручьев все ещё отмечается содержание Cd, Pb и Zn, превышающие допустимые уровни. Максимальные концентрации Pb и Zn тесно связаны с географическим положением бывших горно-металлургических центров (Johnson et al., 2016).

Значения концентраций микроэлементов в воде озер г. Мурманска за период с 2018 по 2022 гг. представлены в таблице 3.3. Проведенный анализ показал, что содержание Cd, Sn, Sb, Ti, Pb, Bi, Y, Zr, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Be в исследуемых озерах находилось на условно-фоновом уровне и ниже.

Ванадий

Медианные концентрации V в исследуемых озерах варьировали в пределах от 1,26 до 5,70 мкг/л. Наиболее высокие значения по ванадию наблюдаются в водах оз. Ледовое (5,70 мкг/л), Окуновое (3,55 мкг/л) и Большое (3,32 мкг/л). Выветривание ванадийсодержащих руд (титаномагнетитовых и ильменит-магнетитовых руд) является одним из источников поступления ванадия в окружающую среду (Reimann et al., 1998; Красавина, 2017). Титаномагнетитовый концентрат, получаемый из апатит-нефелиновых руд в своем составе, содержит около 60% Fe, 18% TiO₂, 0,5 % V₂O₅ (Павлов, Селин, 2012). Также на территории Мурманской области располагается ильменит-титаномагнетитовое месторождение Гремяха-Вырмес. Помимо этого, существенным фактором повышения данного микроэлемента в городских озерах является деятельность предприятий теплоэнергетики, работающих на мазутном топливе (Мурманская ТЭЦ, котельные). С продвижением от источников эмиссии концентрация ванадия в озерах снижается, однако превышение условно-фоновых концентраций региона в 3–4 раза отмечается и в более отдаленных озерах (оз. Северное, Треугольное) (Postevaya et al., 2021). Во многом это связано с тем, что дальность разноса зольных частиц мазутных ТЭЦ может достигать 15 км от источника (Саэт и др., 1990; Слуковский и др., 2020б).

Никель

Никель является главным сидерофильным элементом Балтийского кристаллического щита (Янин, 2016) и его условно-фоновое содержание составляет 1,06 мкг/л (Bazova, 2017). Медианные концентрации никеля в исследуемых озерах варьировали в пределах от 2,48 до 12,33 мкг/л, что превышает условно-фоновый уровень региона в 2,6–11 раз (таблица 3.3). Наибольшие концентрации данного элемента, превышающие значения ПДК (10 мкг/л) в 1,2 раза, характерны для вод оз. Ледовое. Наименьшее содержание никеля отмечается в водах оз. Треугольное. Никель, как и ванадий, является элементом-индикатором сжигания мазутного топлива, что указывает на значительное антропогенное влияние со стороны Мурманской ТЭЦ и котельных города на состояние водных объектов (Zoller et al., 1973; Agrawal et al., 2008; Peltier et al., 2010; Postevaya et al., 2021).

Хром

Концентрации Cr изменялась в пределах от 0,46 до 1,52 мкг/л. Фоновое содержание данного элемента находится на уровне 0,5 мкг/л. Минимальное содержание хрома характерно для вод оз. Семеновское. Максимальные концентрации данного элемента зафиксированы в оз. Ледовое, что превышает условно-фоновые значения в 3 раза. Превышение ПДК для вод водных объектов рыбохозяйственного назначения не отмечается (Постевая. Слуковский, 2021). Хром поступает в окружающую среду при сжигании угля и твердых бытовых отходов, а также со сточными водами коммунальных хозяйств (Романовская, 2005; Reimann et al., 1998).

Кобальт

Содержание кобальта варьировало в пределах от 0,08 до 1,12 мкг/л, что не превышает установленные предельно-допустимые концентрации. Однако, в оз. Ледовое зафиксирована максимальная медианная концентрация по данному элементу, превышающая условно-фоновый уровень в 3 раза.

Таблица 3.3

Значения концентраций микроэлементов (мкг/л) в воде озер г. Мурманска за период 2018–2022 гг., условно-фоновые значения микроэлементного состава озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Bazova, 2017) и озер Норвегии (Reimann et al., 1998).

Элемент	Северное	Семеновское	Среднее	Большое	Окуновое	Ледовое	Треугольное	Южное	Bazova, 2017	Reimann et al., 1998	ПДК _{рх}
n	9	26	11	3	7	11	6	7			
V	5,52±5,81 2,93 (2,14-19,37)	4,35±8,20 2,84 (0,92-43,11)	5,22±7,26 3,07 (1,49-26,94)	3,71±0,73 3,32 (3,25-4,55)	4,46±2,95 3,55 (2,93-11,12)	5,97±4,36 5,70 (1,39-12,91)	2,41±1,03 2,02 (1,50-4,09)	1,44±0,65 1,26 (0,75-2,23)	0,67	<0,3	1 (10)**
Cr	1,05±0,97 0,71(0,21-3,55)	0,51±0,31 0,46(0,15-1,71)	0,61±0,19 0,54 (0,42-1,02)	0,80±0,29 0,74 (0,55-1,12)	1,02±0,49 0,97 (0,48-2,05)	2,00±1,39 1,52 (0,60-5,06)	0,53±0,30 0,62 (0,12-0,84)	0,79±0,63 0,71 (0,06-2,10)	0,50	<0,1	70
Co	0,65±0,69 0,27(0,17-1,85)	0,18±0,19 0,09 (0,04-0,77)	0,09±0,04 0,08 (0,05-0,19)	0,12±0,04 0,11 (0,10-0,17)	0,17±0,04 0,16 (0,12-0,25)	1,43±0,55 1,12 (0,91-2,40)	0,38±0,50 0,08 (0,05-1,19)	0,15±0,06 0,16 (0,10-0,27)	0,47	0,05	10
Ni	6,65±3,04 5,57 (3,20-13,18)	4,75±1,72 4,67(2,84-10,92)	5,84±2,17 4,99 (4,54-12,2)	6,47±0,86 6,93 (5,49-7,01)	6,09±1,17 5,68 (4,89-7,78)	12,28±3,89 12,33 (7,19-18,66)	4,10±3,91 2,48 (1,99-12,03)	4,41±2,58 3,29 (2,07-8,18)	1,06	0,33	10
Cu	2,47±0,81 2,11 (1,52-3,43)	1,91±0,53 1,82 (1,15-3,65)	1,99±0,74 1,73 (1,36-3,65)	1,46±0,26 1,37 (1,27-1,76)	2,52±0,43 2,31 (2,06-3,05)	2,89±1,26 2,78 (1,22-4,69)	2,70±1,22 2,36 (1,76-4,94)	2,06±1,16 1,62 (1,10-4,52)	0,94	0,41	1
Zn	13,46±7,29 11,61(3,51-26,56)	6,09±4,26 5,28 (0,89-19,00)	3,84±4,24 2,77 (0,75-15,77)	8,20±0,54 7,96 (7,83-8,82)	11,84±8,24 9,70 (6,56-30,12)	8,88±3,94 8,28 (3,75-17,13)	5,59±1,75 5,63 (3,38-7,68)	2,08±0,71 1,81 (1,44-3,22)	1,66	1,70	10
Mo	0,74±0,17 0,74 (0,49-1,05)	0,12±0,03 0,12 (0,09-0,20)	0,23±0,06 0,21(0,16-0,37)	0,05±0,01 0,05 (0,05-0,06)	0,15±0,04 0,14 (0,10-0,20)	0,54±0,24 0,51 (0,21-0,88)	0,09±0,12 0,03 (0,01-0,29)	0,40±0,13 0,33 (0,26-0,59)	0,55	<0,04	1 (500)*
Cd	0,03±0,01 0,03 (0-0,05)	0,02±0,02 0,01 (0-0,12)	0,03±0,04 0,02 (0,01-0,13)	0,03±0,002 0,03 (0,03-0,04)	0,07±0,13 0,02 (0,01-0,38)	0,02±0,01 0,02 (0-0,02)	0,02±0,02 0,02 (0,01-0,05)	0,07±0,15 0,01 (0,01-0,42)	0,36	<0,02	5
Sn	0,04±0,03 0,03 (0-0,09)	0,03±0,06 0,01 (0,002-0,29)	0,03±0,03 0,02 (0-0,09)	0,01±0,001 0,01 (0,01-0,02)	0,03±0,01 0,03 (0,02-0,04)	0,04±0,02 0,03 (0,02-0,10)	0,02±0,01 0,02 (0,01-0,04)	0,024±0,046 0,009 (0,002-0,127)	0,50	-	112
Sb	0,15±0,06 0,15 (0-0,22)	0,14±0,10 0,12 (0,00-0,10)	0,72±1,29 0,34 (0,24-4,62)	0,21±0,002 0,21 (0,21-0,21)	0,21±0,09 0,24 (0-0,27)	0,20±0,13 0,16 (0-0,40)	0,07±0,01 0,07 (0,05-0,08)	0,16±0,08 0,17 (0-0,25)	0,69	0,03	-
W	0,09±0,04 0,09 (0,05-0,17)	0,02±0,03 0,01 (0-0,11)	0,02±0,01 0,01 (0-0,04)	0,015±0,005 0,015 (0,010-0,020)	0,025±0,014 0,025 (0,004-0,042)	1,24±0,65 1,23 (0,48-2,50)	0,010±0,007 0,007 (0,004-0,021)	0,036±0,032 0,025 (0,001-0,093)	0,61	-	0,8
Tl	0,01±0,005 0,01(0,01-0,02)	0,006±0,006 0,004 (0,001-0,019)	1,21±3,97 0,005(0-13,2)	0,001±0,0001 0,001 (0,001-0,001)	0,006±0,005 0,004 (0,003-0,018)	0,007±0,004 0,008 (0,001-0,014)	0,003±0,001 0,004 (0,001-0,005)	0,84±2,05 0,002 (0,001-5,01)	1,85	-	60
Pb	0,18±0,10 0,22 (0-0,30)	0,015±0,07 0,14 (0-0,30)	0,12±0,14 0,07 (0,03-0,49)	0,11±0,05 0,10 (0,07-0,16)	1,88±3,80 0,43 (0,36-10,48)	0,24±0,11 0,25 (0-0,40)	0,43±0,28 0,34 (0,21-0,93)	4,47±11,54 0,07 (0,03-30,64)	0,47	0,18	6
Bi	0,01±0,005 0,01(0-0,02)	0,004±0,005 0,004(0-0,019)	0,004±0,003 0,005 (0-0,008)	0,001±0,001 0,001 (0,001-0,002)	0,004±0,003 0,004 (0-0,008)	0,008±0,005 0,007 (0,003-0,016)	0,005±0,004 0,003 (0,001-0,011)	0,007±0,010 0,003 (0-0,030)	1,06	-	-
Al	46,17±25,97 39,75 (19,54-99,0)	14,25±5,80 12,85 (7,60-29,0)	21,09±10,38 19,50 (9,85-41,30)	53,17±14,67 44,90 (44,50-70,10)	80,29±23,65 76,0 (54,09-110)	91,29±91,13 35,7 (19,4-285)	89,62±21,48 85,78 (68,49-123)	15,4±14,4 9,60 (2,60-39,60)	30,56	-	40 (81)*
Mn	63,12±75,37 18,88(5,88-176)	69,34±91,41 28,64 (1,72-398)	24,49±35,92 7,51 (1,75-109)	7,41±2,01 6,64 (5,90-9,70)	9,19±3,78 8,15 (5,54-16,73)	265,3±247,8 344,4 (5,85-608,9)	122,4±169,2 27,25 (10,89-417,6)	18,15±24,70 10,46 (2,32-73,53)	2,09	3,43	10 (100)**
Fe	478,4±621 182 (95-1921)	423,1±744 159 (28-3339)	33,84±8,16 37,27 (18,00-41,90)	94,33±17,90 84,00 (84,00-115)	423,9±83,15 436 (287,3-525)	1770±2088 1490 (88-6051)	1708±1295 1105 (560-3488)	58,14±25,18 54,40 (32,00-103)	47,26	60,7	100
Sr	180,3±51,79 188,9(107,3-250,3)	67,49±11,32 68,40(26,40-80,26)	116,3±13,28 114,5 (95,6-135,2)	27,47±0,45 27,67 (26,95-27,78)	70,81±7,90 68,91 (60,79-81,46)	378,8±104 349 (221-554)	21,86±2,15 21,19 (19,67-24,75)	232±33 226 (177-288)	7,56	5,91	400 (1100)**
Li	1,70±0,28 1,51 (1,38-2,08)	0,69±0,11 0,71 (0,26-0,83)	1,03±0,12 0,99 (0,86-1,26)	0,48±0,01 0,47 (0,47-0,50)	1,02±0,12 0,99 (0,87-1,18)	4,58±1,31 4,66 (2,85-7,30)	0,46±0,06 0,44 (0,40-0,56)	1,96±0,27 2,02 (1,51-2,31)	0,72	0,17	80
Sc	0,42±0,49 0,28 (0-1,35)	0,26±0,54 0 (0-1,71)	0,31±0,49 0,05(0-1,14)	-	0,33±0,59 0 (0-1,36)	1,17±1,04 1,29 (0-2,94)	1,03±0,92 1,08 (0,13-1,83)	0,19±0,38 0 (0-0,77)	0,41	-	-
Rb	5,85±0,89 6,11 (4,52-6,77)	2,90±0,52 2,94(1,11-3,62)	5,46±0,87 5,13 (4,53-6,94)	1,48±0,07 1,45 (1,43-1,56)	2,66±0,42 2,48 (2,22-3,33)	9,17±1,27 9,21 (7,08-11,44)	1,77±0,15 1,73 (1,59-1,95)	5,28±0,41 5,36 (4,54-5,79)	1,07	0,49	100
Y	0,09±0,04 0,08(0,04-0,17)	0,02±0,01 0,02 (0,01-0,03)	0,01±0,003 0,01 (0,005-0,02)	0,06±0,01 0,06 (0,05-0,06)	0,06±0,01 0,06 (0,04-0,09)	0,08±0,05 0,06 (0,02-0,18)	0,11±0,02 0,10 (0,08-0,14)	0,013±0,005 0,011 (0,010-0,024)	0,43	-	-

Элемент n	Северное 9	Семеновское 26	Среднее 11	Большое 3	Окуновое 7	Ледовое 11	Треугольное 6	Южное 7	Bazova, 2017	Reimann et al., 1998	ПДК рх
Zr	<u>0,04±0,03</u> 0,04 (0-0,09)	<u>0,06±0,12</u> 0,01 (0-0,49)	<u>0,03±0,04</u> 0,03(0-0,11)	-	<u>0,05±0,02</u> 0,05 (0,04-0,08)	<u>0,21±0,25</u> 0,12 (0-0,73)	<u>0,08±0,01</u> 0,08 (0,07-0,10)	<u>0,013±0,25</u> 0,03 (0-0,58)	0,46	-	70
Cs	<u>0,76±1,89</u> 0,08 (0-5,77)	<u>2,29±10,60</u> 0,17 (0,009-53,19)	<u>0,11±0,13</u> 0,05 (0,02-0,37)	<u>0,38±0,03</u> 0,39 (0,34-0,40)	<u>0,61±1,50</u> 0,05 (0,01-4,02)	<u>0,46±0,80</u> 0,06 (0-2,08)	<u>0,23±0,22</u> 0,22 (0,01-0,49)	<u>0,80±0,54</u> 0,73 (0,02-1,68)	2,19	-	1000
Ba	<u>66,18±19,27</u> 65,55 (41,55-100,1)	<u>22,42±4,63</u> 22,03 (15,33-33,96)	<u>19,48±19,83</u> 19,83 (15,55-24,09)	<u>8,09±0,19</u> 8,06 (7,92-8,29)	<u>21,96±2,42</u> 21,14 (18,84-26,50)	<u>78,36±18,77</u> 75,52 (53,26-118)	<u>10,94±2,03</u> 10,96 (7,89-13,46)	<u>70,58±7,32</u> 71,54 (56,95-79,24)	5,08	3,08	740
La	<u>0,16±0,08</u> 0,14(0,04-0,29)	<u>0,31±1,14</u> 0,08 (0,006-5,77)	<u>0,04±0,03</u> 0,03(0,008-0,11)	<u>0,21±0,03</u> 0,21 (0,18-0,23)	<u>0,22±0,14</u> 0,17 (0,10-0,52)	<u>0,18±0,12</u> 0,16 (0,03-0,38)	<u>0,38±0,12</u> 0,39 (0,25-0,50)	<u>0,06±0,07</u> 0,05 (0,01-0,20)	1,36	-	-
Ce	<u>0,13±0,06</u> 0,12(0,05-0,21)	<u>0,05±0,03</u> 0,05 (0,01-0,12)	<u>0,02±0,01</u> 0,02 (0,003-0,05)	<u>0,19±0,04</u> 0,21 (0,15-0,23)	<u>0,20±0,03</u> 0,20 (0,17-0,27)	<u>0,22±0,18</u> 0,14 (0,05-0,60)	<u>0,49±0,17</u> 0,41 (0,32-0,74)	<u>0,026±0,027</u> 0,018 (0-0,079)	1,63	0,212	--
Pr	<u>0,03±0,01</u> 0,03 (0,01-0,04)	<u>0,01±0,003</u> 0,01 (0,002-0,01)	<u>0,004±0,001</u> 0,004 (0,002-0,005)	<u>0,03±0,004</u> 0,02 (0,02-0,03)	<u>0,03±0,005</u> 0,03 (0,02-0,03)	<u>0,03±0,02</u> 0,02 (0,01-0,08)	<u>0,06±0,02</u> 0,05 (0,04-0,08)	<u>0,004±0,003</u> 0,003 (0,001-0,011)	1,21	-	-
Nd	<u>0,10±0,05</u> 0,09 (0,03-0,18)	<u>0,02±0,01</u> 0,02 (0,004-0,05)	<u>0,01±0,005</u> 0,01 (0,001-0,02)	<u>0,09±0,02</u> 0,09(0,07-0,11)	<u>0,10±0,03</u> 0,10 (0,07-0,15)	<u>0,11±0,09</u> 0,08 (0,03-0,30)	<u>0,20±0,05</u> 0,18 (0,15-0,27)	<u>0,013±0,011</u> 0,009 (0,007-0,038)	0,54	0,15	-
Sm	<u>0,02±0,01</u> 0,02(0,01-0,04)	<u>0,005±0,002</u> 0,004 (0,001-0,009)	<u>0,002±0,001</u> 0,002 (0,001-0,004)	<u>0,015±0,003</u> 0,014(0,013-0,019)	<u>0,019±0,005</u> 0,019 (0,012-0,027)	<u>0,019±0,015</u> 0,014 (0,005-0,049)	<u>0,036±0,009</u> 0,034 (0,028-0,047)	<u>0,003±0,002</u> 0,002 (0,001-0,006)	0,83	<0,03	-
Gd	<u>0,02±0,01</u> 0,02(0,01-0,04)	<u>0,005±0,002</u> 0,004 (0,002-0,010)	<u>0,003±0,001</u> 0,002 (0,001-0,005)	<u>0,015±0,002</u> 0,015 (0,013-0,018)	<u>0,017±0,002</u> 0,017 (0,015-0,020)	<u>0,020±0,013</u> 0,015 (0,005-0,046)	<u>0,029±0,008</u> 0,028 (0,020-0,039)	<u>0,003±0,002</u> 0,002 (0,001-0,006)	0,46	-	-
B	<u>15,26±2,96</u> 14,2(13,1-19,55)	<u>5,24±3,88</u> 7,46 (0-9,29)	<u>15,49±2,18</u> 15,13 (13,16-18,95)	-	<u>10,83±1,26</u> 10,53 (9,69-12,54)	<u>35,39±27,91</u> 33,92 (0-70,41)	<u>3,28±0,24</u> 3,28 (3,11-3,45)	<u>50,78±5,98</u> 53,37 (41,87-54,50)	1,74	1,41	500
U	<u>2,03±0,87</u> 1,62(1,24-3,59)	<u>0,006±0,003</u> 0,006 (0,003-0,015)	<u>0,02±0,006</u> 0,02 (0,01-0,03)	<u>0,02±0,002</u> 0,02 (0,02-0,02)	<u>0,032±0,005</u> 0,031 (0,026-0,039)	<u>0,33±0,08</u> 0,31 (0,21-0,49)	<u>0,009±0,003</u> 0,010 (0,005-0,014)	<u>0,13±0,03</u> 0,11 (0,09-0,17)	1,01	0,041	-
Ti	<u>0,97±0,32</u> 0,95 (0,56-1,46)	<u>0,41±0,33</u> 0,31 (0-1,26)	<u>0,39±0,29</u> 0,38 (0-0,76)	<u>1,54±1,50</u> 0,67 (0,67-3,27)	<u>2,02±1,29</u> 1,48 (1,28-4,87)	<u>4,63±3,41</u> 3,17 (0,61-10,56)	<u>1,44±0,42</u> 1,42 (0,95-2,18)	<u>0,71±1,19</u> 0,27 (0,002-3,36)	1,85	4,86	60
Be	<u>0,01±0,01</u> 0,01(0-0,02)	<u>0,004±0,006</u> 0,001(0-0,017)	<u>0,003±0,004</u> 0,002 (0-0,008)	<u>0,015±0,002</u> 0,015 (0,013-0,017)	<u>0,011±0,005</u> 0,009 (0,006-0,017)	<u>0,008±0,007</u> 0,005 (0-0,019)	<u>0,013±0,010</u> 0,011 (0,004-0,024)	<u>0,009±0,012</u> 0 (0-0,022)	0,82	<0,01	0,3

Примечание: числитель – среднее значение ± стандартное отклонение; знаменатель – медиана (минимальное и максимальное значение выборки); n – количество проб;

*Региональная ПДК для водных объектов в границах бассейнов р. Белая и оз. Большой Вудъявр, Мурманская область.

**Региональная ПДК для бассейна реки Ковдора, левый приток реки Ёна Мурманской области (вместе с озером Ковдор и притоками)

Кобальт относится к эссенциальным микроэлементам, принимающим участие в жизнедеятельности живых организмов (стимулирует физиологические процессы), и как вследствие поступающим в водные объекты с поверхностными стоками из почвы при разложении животных и растений (Филов, 1989). Антропогенным источником поступления кобальта является добыча и переработка полезных ископаемых, сжигание угля и внесение в почвенный покров удобрений (Reimann et al., 1998).

Медь

Повышенные содержания меди в химическом составе поверхностных вод являются характерной особенностью водоемов Арктической зоны и Севера России, вследствие доминирования халькофильных элементов (группы представлены медью) на Балтийском щите, а также гумификации водосборных территорий озер Мурманской области (Янин, 2016; Моисеенко, 2013). Концентрации меди в воде озер г. Мурманска колеблются от 1,37 до 2,78 мкг/л. Максимальное содержание наблюдается в оз. Ледовое, минимальное – в оз. Южное. Для большинства озер города характерно превышение концентраций меди по сравнению с условно-фоновым уровнем региона (0,94 мкг/л) и ПДК_{рх} (1 мкг/л) от в 1-3 раза (Postevaya et al., 2021).

Цинк

За время исследований озер г. Мурманска содержание цинка изменялось в пределах от 1,81 до 11,61 мкг/л. Превышение условно-фоновых значений по содержанию данного элемента в разной степени отмечается во всех исследуемых озерах. Наименьшие медианные концентрации цинка были зафиксированы в воде оз. Южное. В водах оз. Окуновое и Северное отмечается превышение ПДК_{рх} в 1–1,2 раза. Возможно, высокое содержание Zn в данных озерах связано с разложением растительных остатков на водосборных территориях и поверхностным стоком в озера в осенний и весенний периоды. Антропогенным источником поступления Zn в городские водоемы является пыль, поднимающаяся с проезжей части магистралей при работе городского транспорта. Обогащение

дорожной пыли Zn происходит за счет истирания шин и тормозных колодок автомобильного транспорта (Сагет, 1990; Hwang et al., 2016; Postevaya et al., 2021).

Вольфрам

Концентрация вольфрама в озерах города не превышает условно-фоновый уровень. Исключение составляет оз. Ледовое с концентрацией вольфрама 1,23 мкг/л, что на 0,6 мкг/л больше условно-фоновых значений. Соединения вольфрама применяются в машиностроении при производстве жидких смазочных и полиамидных композиционных материалов в качестве антифрикционных наночастиц (способствующих уменьшению коэффициента трения), а также в качестве катализаторов в процессе переработки нефтяного топлива (Приваленко и др. 2013; Бреки, 2015). В непосредственной близости с оз. Ледовое располагаются автозаправочная станция, автомойка, а также гаражные кооперативы, что является возможной причиной увеличения вольфрама в водах данного озера (Postevaya et al., 2021).

Алюминий

Алюминий, железо и марганец относятся к литофильным элементам, имеющим широкое распространение в земной коре, но низкую растворимость их соединений в поверхностных водах. Так, кларк алюминия в земной коре составляет 8,05%, а его региональный фон находится на уровне 31 мкг/л (Виноградов, 1962; Vazova, 2017). Медианные концентрации алюминия в исследуемых озерах находились в пределах от 9,6 до 86 мкг/л. В водах оз. Южное, Семеновское и Среднее содержание данного элемента не превышало фонового уровня и составила 9,6, 13 и 19,5 мкг/л соответственно. Максимальная медианная концентрация алюминия отмечалась в оз. Треугольное и превысила ПДК для рыбохозяйственных водоемов в 1,1 раза. Также высокие концентрации данного элемента, превышающие условно-фоновые значения, зафиксированы в озерах Ледовое (35,7 мкг/л), Окуновое (76 мкг/л) и Северное (40 мкг/л), что возможно объясняется высоким содержанием органического вещества аллохтонного происхождения (Кремлева, 2012).

Марганец

Марганец относится к распространенным элементам в окружающей среде. Медианные концентрации марганца в водах озер г. Мурманска изменялись в широких пределах от 6,64 мкг/л до 3444 мкг/л. Минимальный уровень содержания данного элемента зафиксирован в оз. Окуновое. Наибольшее превышение концентраций марганца над условно-фоновым уровнем установлено для оз. Ледовое (в 165 раз) и Треугольное (в 13 раз). Карелия и Мурманская область относятся к железо-марганцевой геохимической провинции, что обуславливает миграцию данных элементов в составе органоминеральных комплексов в водные объекты региона (Белкина, Субетто, 2020). Помимо этого, для территорий Субарктики характерно заболачивание озер с высоким содержанием гумуса (Даувальтер, Ильяшук, 2007). В результате воздействия низких температур и уменьшения количества кислорода на дне водоемов образуются восстановительные условия, приводящие к переходу марганца в растворенную форму (Mn(II)) и его выходу из донных осадков (Гореленко и др., 1977). К одному из источников антропогенного марганца относятся выхлопные газы автотранспорта, работающего на бензине, в котором в качестве антидетонаторной присадки используется метилциклопентадиенилмарганецтрикарбонил, а также марганецсодержащие противодымные присадки для дизельного топлива (Шумилова и др., 2013; (Postevaya et al., 2021).

Железо

Озера г. Мурманска характеризуются довольно высоким уровнем содержания железа, за исключением оз. Среднее, в котором зафиксированы наименьшие медианные концентрации данного элемента (37 мкг/л). Максимальные показатели отмечались в оз. Ледовое (1490 мкг/л) и оз. Треугольное (1105 мкг/л) с превышением ПДК для рыбохозяйственных водоемов в 15 и 11 раз. Главным поставщиком железа в природные воды являются горные породы, в которых железо содержится в основном в двухвалентной форме. В

процессе разрушения силикатов под действием угольной кислоты и воды двухвалентное железо переходит в виде бикарбонатов в природные воды. В дальнейшем под воздействием кислорода двухвалентное железо переходит в трехвалентное, которое в кислых растворах гидролитически расщепляется до гидратов окиси железа (Романовская, 2005). Помимо этого, железо обладает большой способностью к комплексообразованию, создавая с гумусовыми веществами устойчивые комплексные соединения (большая часть железа находится в комплексной анионной форме) (Лозовик и др., 2017; Postevaya et al., 2021).

Стронций

Стронций является редким щелочноземельным элементом, кларк составляет $3,75 \cdot 10^{-2}\%$. Медианные концентрации стронция в исследуемых озерах колебались в пределах от 21 до 349 мкг/л. Условно-фоновые концентрации данного элемента составляют 7,56 мкг/л. Минимальные концентрации стронция характерны для оз. Треугольное, максимальные – оз. Ледовое. Стронций поступает в окружающую среду в результате химического выветривания горных пород. Основным источником данного элемента в Мурманской области являются апатит-нефелиновые рудные месторождения. Содержание стронция в апатите перерасчете на SrO колеблется в пределах 3-4% (Полякова, 2012). В АО «Мурманский морской торговый порт» функционирует терминал по перегрузки апатитового концентрата, минеральных удобрений, угля и т.д. (Фофанова, 2010; Истратов, 2015). Кроме того, источником поступления стронция в исследуемые озера может быть перенос морских аэрозолей, в которых содержатся повышенные концентрации этого элемента (Даувальтер и др. 2020).

Молибден

В основном исследуемые озера характеризуются низкими уровнем содержания молибдена, не превышающим условно-фоновые значения (0,55 мкг/л), за исключением оз. Северное в водах которого зафиксированы медианные концентрации равные 0,74 мкг/л. Молибден попадает в водные объекты в

результате выщелачивания минералов, содержащих молибденовые соединения (молибденит, молибдит, вульфенит, ферримоллибдит и др.). Молибден является ведущим литофильным элементом Балтийского кристаллического щита (Янин, 2016). Породы Хибинского массива, и в том числе апатит-нефелиновые руды характеризуются повышенным содержанием молибденита в своем составе (Некипелов, 2015; Сулименко и др., 2017). Окисление молибденита происходит быстрее в щелочной среде, в свою очередь, в нейтральных и слабокислых условиях скорость снижается. Молибден обладает значительной миграционной способностью и возможностью его накопления в природных водах в большом диапазоне Eh и pH, а также при значительных вариациях химического состава вод (Чукаева, Пашкевич, 2015).

Уран

Уран является ведущим литофильным элементом Балтийского кристаллического щита (Янин, 2016). Так, на северо-западе Мурманской области располагается Лицевский рудный район, характеризующийся урановыми рудопроявлениями и оруденениями (Ильченко и др., 2022). Медианные значения концентраций урана в водах исследуемых озер варьировали в пределах от 0,006 (оз. Семеновское) до 1,62 мкг/л (оз. Северное). Наибольшие концентрации данного металла отмечались в водах оз. Северное и превышали условно-фоновые значения в 1,6 раз (Bazova, 2017). Второе место по содержанию урана занимает оз. Ледовое с концентрацией 0,31 мкг/л. Повышенное поступление урана воды оз. Северное вероятно связано с геохимическим составом горных пород территории водосбора. Молибден выступает в качестве сопутствующего элемента в урановых рудах и совместно мигрирует из магматических и метаморфических горных пород с урановым оруденением. Похожие связи молибдена и урана ранее были также установлены при изучении озер южной части Республики Карелии, которая также находится в пределах Фенноскандинавского щита (Slukovskii, 2023). В тоже время в оз. Северное отмечается тесная корреляция ($r = 0,69$ при $p < 0,01$) между

концентрациями урана и молибдена в донных отложениях (Слуковский и др., 2020a).

Литий

Медианные значения концентраций щелочного металла лития в исследуемых озерах варьировали в пределах от 0,44 до 4,66 мкг/л. В водах озер Треугольное и Большое содержание лития не превышало значений для озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Bazova, 2017). В свою очередь в озере Семеновское медианные концентрации лития за весь период исследования были близки к фоновому уровню и составили 0,71 мкг/л. Наибольшие значения данного элемента характерны для вод оз. Ледовое (4,66 мкг/л) и Южное (2,02 мкг/л). По геохимическим свойствам литий относится к литофильным элементам и в гумидных ландшафтах активно мигрирует из земной коры (Перельман, 1972). Также ионы Li являются обычными компонентами океанских вод и содержатся в аэрозольных частицах морских брызг (Pal et al., 2020). Атмосферный перенос лития в составе морских аэрозолей оценивается в $26\text{--}52 \cdot 10^{-9}$ г/год (Schlesinger et al., 2021).

Титан

Титан широко распространенный элемент в земной коре (кларк – 4500 г/т) (Виноградов, 1962). Значения медианных концентраций титана в водах исследуемых озер варьировали в пределах от 0,27 до 3,17 мкг/л. Наибольшие концентрации, превышающие 1,7 раз значения для озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря, были зафиксированы в водах оз. Ледовое. Наименьшие концентрации характерны для вод оз. Южное. Титан поступает в окружающую среду в результате выветривание горных пород и ветрового переноса геогенной пыли, образующейся при горнодобывающей и перерабатывающей промышленности (Reimann et al., 1998). Щелочные породы могут содержать повышенные концентрации титана. Так, титаномагнетит (Fe_2TiO_4) и сфен ($\text{CaTiO}[\text{SiO}_4]$) входят в состав апатит-нефелиновых руд (Марчевская, Корнеева, 2020). Кроме того, на территории Мурманской области

располагается ильменит-титаномагнетитовое месторождение Гремяха-Вырмес. Процент TiO_2 в обогащенном титаномагнетитовом концентрате данного месторождения составляет 7,69% (Агамирова и др., 2022). Следует отметить, что уровень содержания титана в озерах г. Мурманска ниже по сравнению с концентрациями, зафиксированными в озерах Норвегии (Reimann et al., 1998). Это обусловлено тем, что активная миграция Ti происходит в очень кислых условиях среды (при pH ниже 4), в нейтральных и щелочных же условиях подвижность титана уменьшается (Даувальтер, 2002; Юдович и др., 2018)

Скандий

Уровень содержания скандия в исследуемых озерах не превышал условно-фоновых значений (0,41 мкг/л). Исключение составляет оз. Ледовое и Треугольное, медианные концентрации в данных озерах составили 1,29 и 1,08 мкг/л соответственно (Даувальтер и др., 2022б). Скандий – литофильный элемент, образующий рассеянные включения в его породообразующих минералах-носителях. Наибольшее содержание скандия отмечается в породах, сложенных железо-магнезиальными силикатами (Лиферович и др., 2000). Скандий также входит в состав бокситов, титановых руд и фосфоритов. Содержание скандия в минералах и рудах варьирует в пределах от 0,001 до 0,02 % (Быховский и др., 2007; Янин, 2007).

Рубидий

Рубидий является рассеянным элементом, щелочным металлом, геохимически сопряжен с калием. Кларк в земной коре находится на уровне $7,8 \cdot 10^{-3}$ % по общей массе (Иванов, 1975). Превышение условно-фоновых значений по содержанию рубидия в разной степени (в 1,4–8,6 раз) отмечается во всех исследуемых озерах. Медианные концентрации данного элемента варьировали в пределах от 1,45 до 9,21 мкг/л. Наименьшие концентрации характерны для вод оз. Большое. Наиболее высокие значения по рубидию отмечались в водах оз. Ледовое (9,21 мкг/л), Северное (6,11 мкг/л), Южное

(5,36 мкг/л) и Среднее (5,13 мкг/л). Морские аэрозоли являются основным источником поступления рубидия в исследуемые озера (Reimann et al., 1998).

Барий

Ва щелочноземельный элемент, широко распространённый в природе. Его кларк в верхней части континентальной земной коры составляет 628 г/т (Rudnick, Gao, 2014). Медианные концентрации бария в озерах г. Мурманска, варьировали в довольно широких пределах от 8,06 мкг/л (оз. Большое) до 76 мкг/л (оз. Ледовое) и превышали условно-фоновые значения в 1,6–14,9 раз. В основном в природных водах барий имеет литогенное и минералогенное происхождение. Выветривание и выщелачивания барийсодержащих минералов, а также ветровая эрозия почвенных покровов определяются как основные источники поступления данного металла в окружающую среду (Reimann et al., 1998).

Бор

Медианные значения бора в водах изучаемых озёр находились в пределах от 3,28 до 53 мкг/л. Озёра г. Мурманска характеризуются довольно высоким уровнем содержания бора по сравнению с условно-фоновыми концентрациями. Так, концентрации в водах исследуемых озёр в 2–31 раз выше значений для озёр северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Bazova, 2017). Минимальные концентрации бора характерны для вод оз. Треугольное, максимальные – оз. Южное. Главным естественным источником бора является океаническая вода, откуда бор в составе морских аэрозолей поступает в прибрежные районы (Перельман, 1972; Reimann et al., 1998).

Сезонная изменчивость содержания микроэлементного состава оз. Семеновское.

Анализ сезонной изменчивости показал, что зимой в водах оз. Семеновское наблюдается постепенное увеличение концентраций большинства микроэлементов, которые достигают максимальных значений в весенний период.

При этом в поверхностном слое озера высокие концентрации были характерны для V (4,24 мкг/л – зима; 24,77 мкг/л – весна) и Zn (6,50 мкг/л – зима; 16,99 мкг/л – весна) по сравнению с придонным горизонтом (рис. 3.8). Наибольшее содержание никеля (8 мкг/л) также приходится на весенний период, однако значительных различий в поверхностном и придонном горизонтах не отмечалось. Летом и осенью уровень содержания V, Zn и Ni в водах оз. Семеновское снижается, концентрации данных элементов равномерно распределены по водной толще водоема (Postevaya et al., 2021).

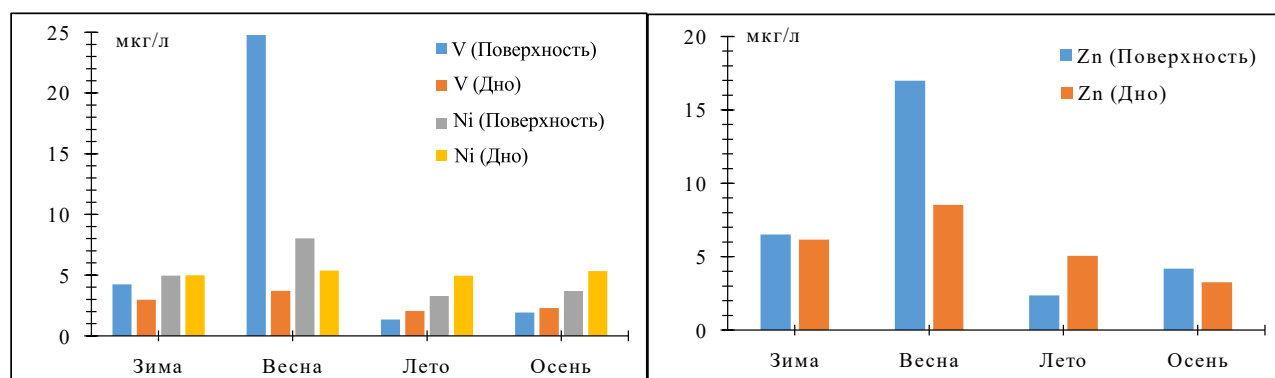


Рис. 3.8 Сезонная изменчивость содержания V, Ni, Zn в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Помимо этого, в зимне-весенний период в придонных слоях водоема высокое содержание зафиксировано для Mn (131 мкг/л – зима; 277 мкг/л – весна) и Fe (427 мкг/л – зима; 2807 мкг/л – весна) (рис. 3.9). Для природных водоемов характерно наличие железо-марганцевого цикла (Mortimer, 1942). В период зимней стагнации происходит активная диффузия Fe^{2+} и Mn^{2+} из донных отложений в воду, что приводит к накоплению данных элементов в придонных горизонтах. Летом же отмечается резкое снижение концентраций Fe (в 11,7 раза) и Mn (в 7,8 раза) в придонных слоях водоема. В летний период, во время улучшения кислородных условий, происходит окисление Fe^{2+} до гидрооксидов Fe (III), а Mn^{2+} – до диоксида и концентрация данных элементов в водоеме снижается. Летом и осенью отмечается постепенное увеличение содержания данных элементов в поверхностном горизонте воды до 2,5 раза. Осенью

происходит перемешивание водных масс, что приводит к равномерному распределению элементов по водной толще озера.

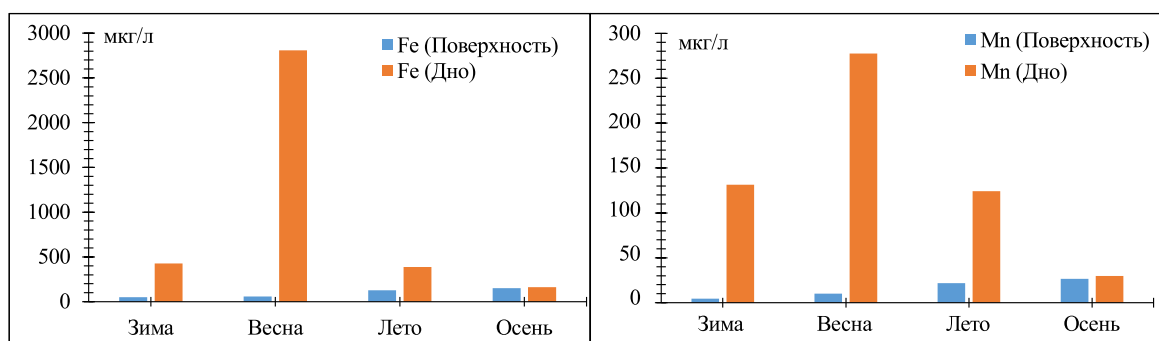


Рис. 3.9 Сезонная изменчивость содержания Fe и Mn в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Кобальт в течение года концентрируется в придонных слоях воды, пик концентраций приходится на весну (рис. 3.10). Максимальные концентрации Al и Mo также отмечаются в весенний период как на поверхности (Al 19,4 мкг/л; Mo 0,18 мкг/л), так и у дна (Al 23 мкг/л; Mo 0,13 мкг/л) озера. Содержание Cu в оз. Семеновское не подвержено значительным колебаниям как в сезонной, так и вертикальной динамике (Приложение 2; таблица П. 2.3). Наибольшее содержание данного элемента отмечается в весенний период на поверхности (2,1 мкг/л), наименьшее (1,5 мкг/л) – у дна озера (Postevaya et al., 2021).

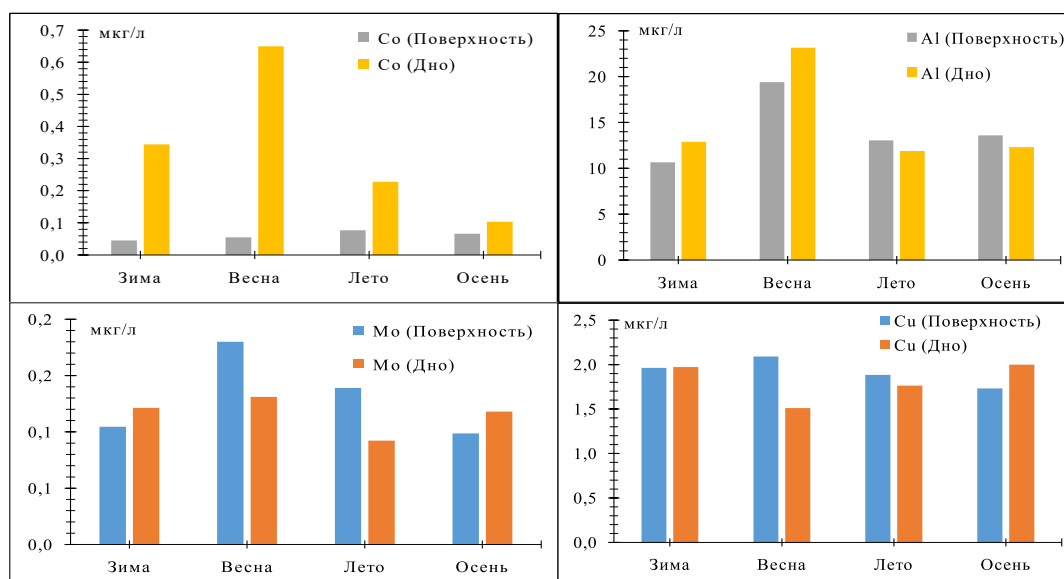


Рис. 3.10 Сезонная изменчивость содержания Co, Al, Mo, Cu в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Концентрации щелочных и щелочноземельных металлов не подвержены значительным сезонным колебаниям и в течение года находятся на одном уровне (рис. 3.11). Однако в весенний период концентраций Ba, Sr и Rb на поверхности в 2 раза ниже, по сравнению с придонным горизонтом.

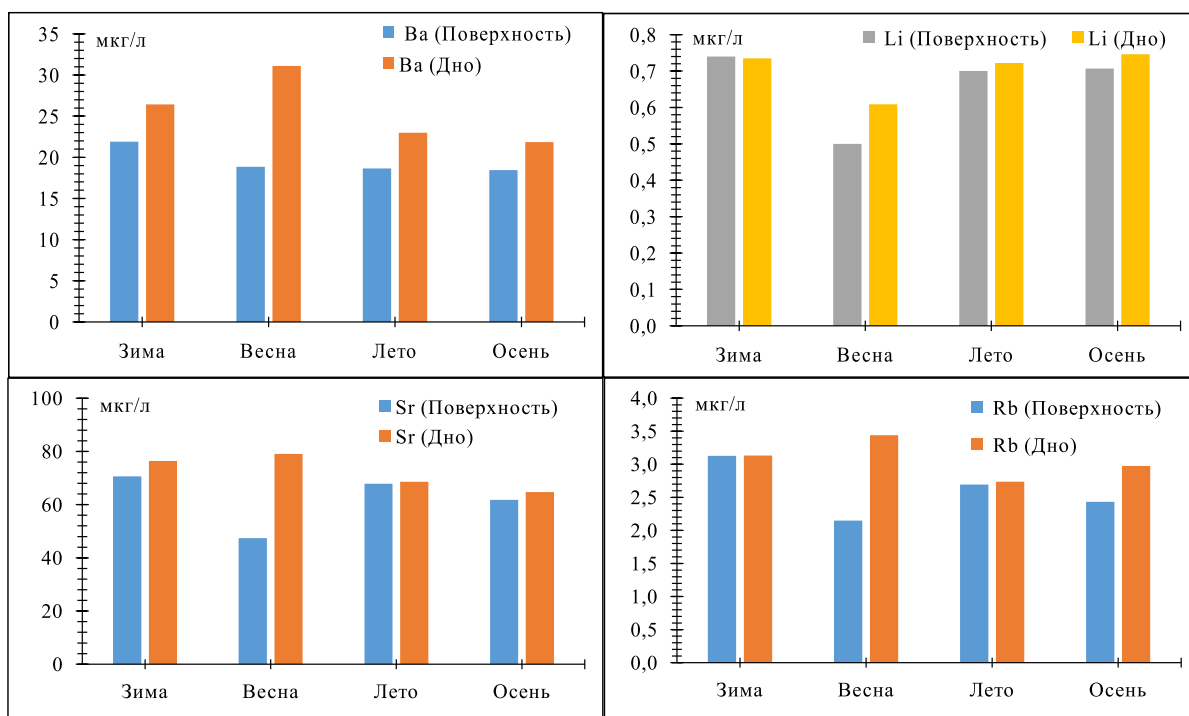


Рис. 3.11 Сезонная изменчивость содержания Ba, Li, Sr, Rb в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Выводы по главе 3

Проведенный анализ химического состава озерных вод г. Мурманска позволил сделать следующие выводы:

1. Установлено, что по содержанию главных ионов исследуемые озера в основном относятся к хлоридному классу и натриевой группе, а также к смешанному гидрокарбонатно-хлоридному классу групп натрия и кальция, что отличается от распределения главных ионов в озерах Мурманской области, в которых, как правило, воды относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы. Формирование катионно-анионного состава озер г. Мурманска в значительной степени определяется влиянием физико-географических особенностей района исследования. Помимо этого, повышенное поступление

главных анионов и катионов щелочных и щелочноземельных металлов в связи с урбанизацией водосборных территорий приводит к увеличению значения показателей pH и минерализации в водах озер г. Мурманска.

2. Для озер г. Мурманска характерен повышенный уровень содержания биогенных соединений, источники которых могут носить как природный, так и антропогенный характер. Высокое содержание азотной группы, в особенности азота аммонийного, указывает на формирование восстановительных условий в придонных слоях водоемов. Содержание органического вещества в исследуемых озерах, как правило, меньше, чем средние показатели условно-фоновых озер северо-восточной части Мурманской области. Водные массы озер г. Мурманска формируются за счет поверхностного стока с городских территорий, в меньшей степени покрытых почвенно-растительным слоем, что приводит к снижению поступления аллохтонного органического материала. Исключение составляют озера Большое, Окуновое и Треугольное, расположенные в лесных зонах, наименее подверженных загрязнению.

3. Исследуемые озера в значительной степени подвержены антропогенному воздействию (предприятия энергетики, порты, здания, сооружения, дороги) со стороны городской среды, что, несомненно, сказывается на микроэлементном составе озерных вод. Наибольшее превышение условного фона в Мурманских озерах обнаружено для V, Ni, Cu, Zn, Al, Mn, Fe, Sr, Li, Rb, Ba, B. К наиболее загрязненному среди исследуемых озер относится оз. Ледовое, в котором зафиксированы максимальные концентрации большинства вышеперечисленных микроэлементов. К наименее подверженному антропогенному влиянию относится озеро Большое, являющимся одним из источников водоснабжения г. Мурманска.

4. Химический состав вод исследуемых озер подвержен значительным сезонным колебаниям и изменению распределения гидрохимических показателей в поверхностных и придонных горизонтах. Так, в зимне-весенний период в придонных слоях водоемов отмечается увеличение минерализации и концентрации гидрокарбонатов, что указывает на подземный тип питания озер в данный период. Зимой наблюдается постепенное увеличение значений показателя

pH, уровня содержания биогенных элементов, тяжелых металлов и других микроэлементов, которые достигают максимальных значений в весенний период. Повышенное содержание в поверхностном горизонте озерных вод весной характерно для V, Ni, Zn, Mo. В придонном слое отмечаются максимальные концентрации биогенных элементов, Fe, Mn, Al, Co, Ba, Sr, Rb. Сезонные и вертикальные изменения концентраций элементов связаны со сменой преобладающих типов питания водоемов, осенним перемешиванием озерных вод и биолого-химическими процессами, протекающими внутри водоемов, например, процессами продукции и деструкции органического вещества, а также возникновение стратификации окислительно-восстановительных условий в водной толще озер.

Глава 4. Оценка степени загрязнения, закисления и эвтрофирования

4.1. Устойчивость озер г. Мурманска к закислению

Закисление водных объектов относится к числу глобальных проблем современности (Maas, Grennfelt, 2016; Hanf, 2019). Атмосферные выбросы от промышленных предприятий и автомобильного транспорта оказывают негативное влияние на качественный состав атмосферных осадков и способствуют поступлению кислотных соединений в водоемы и на их водосборные территории (Moiseenko et al., 2015; Chang et al., 2022). Кислотные осадки в своем составе имеют повышенные концентрации протонов водорода, сульфатных и азотных соединений (Galloway et al., 1984; Irwin, Williams, 1988; Huang et al., 2008). Основная роль в закислении водоемов под влиянием атмосферных осадков отводится соединениям серы. Это обусловлено тем, что накопление сульфатов на водосборах практически отсутствует (за исключением торфяников) и сульфат-ионы полностью поступают в водоемы. В свою очередь, большая часть азотных соединений поглощается на водосборных территориях растительностью и почвенным покровом. В том случае, если осаждение азота превышает способность водосбора усваивать его, то его избыток способен подкислять природные воды подобно сульфатам (Henriksen et al., 1997; Campbell et al., 2004).

Большинство соединений серы, поступающих в атмосферу, имеют антропогенное происхождение. При сжигании ископаемого топлива образуется до 72% от всех антропогенных выбросов (González, Aristizábal, 2012). Газообразные выбросы от транспорта, металлургических и промышленных предприятий также являются важным источником поступления серы в окружающую среду (Moiseenko et al., 2015; Xuan et al., 2021). В свою очередь, оксиды азота образуются при высокотемпературном окислении молекулярного азота в процессе горения различных видов топлива, в результате деятельности предприятий химической и металлургической промышленности, пожарах, при разложении азотных удобрений в почве (Пегов, 2009).

Ранее поверхностные воды на территории стран Фенноскандии и Северной Америки испытывали значительное негативное воздействие со стороны кислотных осадений, что послужило причиной снижения значений pH и буферной способности природных вод (Henriksen et al., 1997). Закисление поверхностных вод приводит к сокращению биоразнообразия в водных экосистемах в результате того, что особо чувствительные виды не выдерживают изменившихся условий их обитания. Например, пресноводная креветка, являющаяся типичным обитателем олиготрофных водоемов Арктического бассейна, не встречается в водах со значением pH ниже 6,5 (Moiseenko, 2018). Как следствие, в водных сообществах возникает снижение биологического разнообразия и доминирование ацидофильных видов, более адаптированных к низким значениям водородного показателя.

Благодаря ряду международных соглашений с 1980-х годов в мире происходит сокращение выбросов от антропогенных источников (United Nations, 1979; Shapiro, 2000). Так, на территориях Европы и Северной Америки атмосферное осаждение серы снизилось на 60 %. В то же время осаждение азота не имело схожей тенденции и оставалось практически постоянным (Skjelkvåle et al., 2001; Aas et al., 2021). При этом повышенное поступление атмосферного азота может способствовать увеличению продуктивности фитопланктонных организмов и дальнейшей эвтрофикации водоемов (Thrane et al., 2021).

В ответ на меры, принятые в борьбе с закислением, в поверхностных водах отмечается снижение содержания сульфатов, повышение значений pH и кислотно-нейтрализующей способности, что свидетельствует об их восстановлении после подкисления (Skjelkvåle et al., 2001; Watmough, Eimers, 2020; deWit et al., 2023). В реки Норвегии возвращается ранее почти исчезнувшие Атлантический лосось (*Salmo salar*), а в озере Saudlandsvatn (Норвегия) отмечается увеличение численности популяций чувствительных видов (*Daphnia longispina*, *Baetis hodani*, *Salmo trutta*) к закислению (Hesthagen et al., 2011; Maas, Grennfelt, 2016).

Однако во многих районах восстановление качества природных вод может ограничиваться рядом факторов. Так, длительное воздействие кислотных дождей может быть причиной истощения обменных оснований на водосборных бассейнах. Высвобождение исторически накопленных SO_4^{2-} из торфяников и почв, богатых органическим веществом, а также поступление SO_4^{2-} морского происхождения определяют повышенную сульфатную нагрузку на водоемы. Кроме того, сокращение выбросов сульфатов в атмосферу способствовало выносу растворенного органического вещества с водосборных территорий и увеличению органической кислотности природных вод (Stoddard et al., 1999; Watmough, Eimers, 2020; deWit et al., 2023).

Проблема антропогенного закисления вод особенно актуальна для территорий Кольского Севера в связи с преобладающим атмосферным типом питания водоемов и кислоточувствительным геологическим строением водосборных территорий (Moiseenko et al., 2019). В северных районах водосборные бассейны сложены кислыми гранито-гнейсовыми породами с низкой скоростью выветривания и низким содержанием катионных оснований (Henriksen et al., 1997). Атмосферные осаднения серы и азота способствуют поступлению протонов водорода и алюминия из кислых и обедненных обменными основаниями почв, которые с поверхностным стоком транспортируются в водоемы (Breemen et al., 1984; Moiseenko, Gashkina, 2011).

4.1.1 Межгодовая динамика химического состава и кислотности атмосферных осадков

Химический состав атмосферных осадков, сухое осаждение газов и аэрозолей в значительной степени влияют на состояние поверхностных вод, а также отражают информацию о поступлении загрязняющих веществ в окружающую среду. В связи с чем, был проведен анализ средневзвешенных концентраций главных ионов в составе атмосферных осадках и суммарное поступление соединений серы и азота с осадками на территорию г. Мурманска. Вышеперечисленные данные были взяты из ежегодных данных по химическому

составу и кислотности атмосферных осадков, представленных в открытом доступе на сайте главной геофизической обсерватории им. А.И. Воейкова, Росгидромет.

Атмосферные осадки г. Мурманска за период с 2011 по 2020 гг. характеризуются следующим распределением главных ионов: на долю хлоридов приходится 34%, сульфатов – 28%, кальция – 14%, натрия – 8%, гидрокарбонатов – 7%, калия – 4%. Содержание нитратов и магния составляло по 2% (таблица 4.1). Таким образом, сульфаты и хлориды являются преобладающими анионами в ионном составе атмосферных осадков. Сульфаты в составе атмосферных осадков на глубоко урбанизированных территориях в основном имеют антропогенное происхождение (Свистов и др., 2016). Однако, на территориях, расположенных в непосредственной близости к морским акваториям помимо антропогенных нагрузки сульфаты поступают в атмосферный воздух под влиянием морских аэрозолей. Так, на долю сульфатов морского происхождения приходится в среднем 87%, а техногенного – 13%. Период с 2011 по 2015 гг. отличается наибольшими значениями минерализации и концентраций главных ионов (Постевая, Слуковский, 2021). В свою очередь, период с 2016 по 2020 гг. характеризуется снижением медианных концентраций основных катионов и анионов от 1 до 3 раз.

Таблица 4.1

Медианные значения средневзвешенных концентрации основных ионов, минерализации и значений pH в атмосферных осадках г. Мурманска, мг/л
(Свистов и др., 2016; Першина и др., 2021)

Период	SO ₄	SO ₄ [*]	Cl	NO ₃	HCO ₃	NH ₄	Na	K	Ca	Mg	Σ ионов	pH
2011– 2015	10,13	9,27	10,68	0,75	1,64	0,27	1,83	1,55	4,36	0,54	31,43	5,9
2016 – 2020	4,27	3,88	3,75	0,36	0,92	0,16	1,59	0,48	2,79	0,29	17,62	5,7
2011– 2020	5,80	5,06	7,06	0,44	1,42	0,26	1,64	0,74	2,86	0,37	21,52	5,7

Примечание: SO₄^{*} – сульфаты морского происхождения, рассчитываются по уравнению: $SO_4^{2-*} = [SO_4^{2-}] - 0,103[Cl^-]$ (Henriksen et al., 1992).

Азотсодержащие и серосодержащие соединений в атмосферных осадках выступают основными компонентами, влияющим на их кислотность (Жигачева, Громов, 2018). Поступление веществ на подстилающую поверхность зависит как от концентрации, так и в еще большей степени от количества осадков (Першина и др., 2021). Анализ интенсивности выпадения основных кислотообразующих компонентов с атмосферными осадками на территорию г. Мурманска показал, что поступление серы в 5 раз преобладает над осаждением суммарного азота (Рис. 4.1).

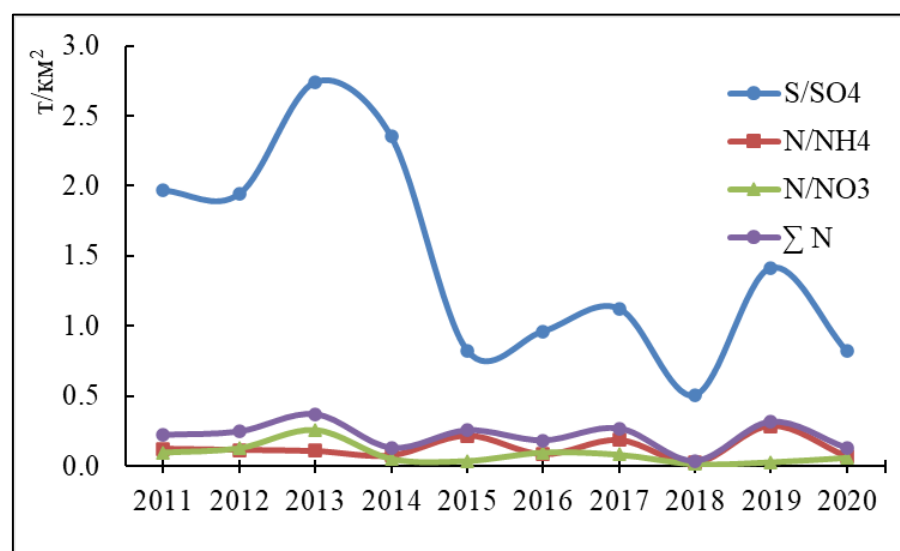


Рис. 4.1 Динамика суммарных выпадений серы и азота с осадками за период с 2011 по 2020 г. (Свистов и др., 2016; Першина и др., 2021)

К основным источникам, загрязняющим атмосферный воздух г. Мурманска, относятся предприятия теплоэнергетики (ОАО "Мурманская ТЭЦ"; ГОУТП "ТЭКОС"; ОАО "Мурманский морской рыбный порт"), мусоросжигательный завод (ОАО "Завод ТО ТБО"), автомобильный транспорт.

Максимальное выпадения сульфатной серы ($2,74 \text{ т/км}^2$) и нитратного азота ($0,26 \text{ т/км}^2$) из атмосферы отмечалось в 2013 году (Рис. 4.1). В свою очередь, наибольшее поступление азота аммонийного с атмосферными осадками приходится на 2019 год и составляют $0,29 \text{ т/км}^2$. Многолетняя динамика среднегодовых выпадений серы и суммарного азота имеет схожую тенденцию. При этом отмечается снижение интенсивности выпадений загрязняющих веществ.

Потенциальная закисляющая способность осадков

Несмотря на то, что интенсивность выпадения загрязняющих веществ и их концентрации в атмосферных осадках г. Мурманска заметно снизились, медианные значения водородного показателя понизились с 5,9 до 5,7 ед. Кислотными осадками принято считать те осадки, которые имеют рН меньше 5,6 (Xuan et al., 2021; Галушин и др., 2022). При среднем содержании CO_2 в атмосфере, равном 0,033%, концентрация H^+ в равновесном водном растворе при 20°C составляет $2,5 \cdot 10^{-6}$ моль/л, а рН соответственно будет равен 5,6 (Израэль и др., 1989). В литературе неоднократно отмечалось влияние концентраций ионов сульфатов на водородный показатель (Lajtha, Jones, 2013; Галушин и др., 2022). Однако для территории г. Мурманска достоверной корреляционной связи показателя рН со средневзвешенными концентрациями сульфатов обнаружено не было. Установленная высокая связь между концентрациями гидрокарбонат-ионов и величиной рН ($r=0,86$ при $p=0,01$ и $n=10$) свидетельствует о том, что кислотно-щелочной баланс в атмосферных осадках г. Мурманска определяется карбонатной системой (Рис. 4.2). В природной воде ионы HCO_3^- , помимо растворения CO_2 , образуются также в результате диссоциации карбонатов щелочных и щелочноземельных металлов, которые, увеличивая концентрацию HCO_3^- , ведут к уменьшению концентрации H^+ , увеличению рН в сторону щелочной реакции, т.е. появлению ионов OH^- (Никаноров, 2001). Карбонаты щелочных и щелочноземельных металлов являются основными составными частями городской атмосферной пыли, поступающими в городской воздух в результате разрушения и выветривания строительных материалов зданий и дорог. Подобная картина роста значений рН с увеличением содержания гидрокарбонат-иона отмечена в атмосферных осадках в зоне влияния медно-никелевого комбината «Североникель», г. Мончегорск, Мурманская область (Даувальтер и др., 2008).

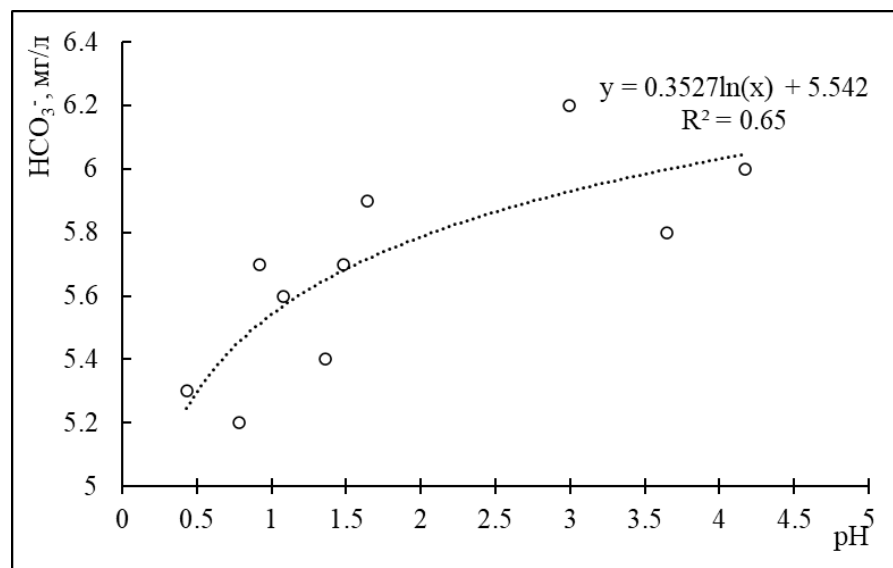


Рис. 4.2 Зависимость pH от среднегодовых концентраций гидрокарбонат - ионов (мг/л) в атмосферных осадках г. Мурманска за период 2011–2020 гг.

Также для выявления возможного закисления атмосферных осадков г. Мурманска были рассчитаны отношения эквивалентных концентраций катионов и анионов (К/А). В равновесных природных водных растворах эквивалентные концентрации катионов и анионов должны быть равны между собой. Медианные значения данного показателя за период с 2011 по 2020 гг. составили 1, что свидетельствует о полной нейтрализации кислотности анионов сильных кислот в атмосферных осадках, и, следовательно, отсутствию угрозы к закислению озер с их стороны (Томбер и др., 2016).

4.1.2 Критерии оценки закисления вод исследуемых озер

На первом этапе закисления поверхностных вод значения pH не подвержены значительным изменениям в следствие того, что гидрокарбонат-ионы способны полностью нейтрализовать протоны водорода. Такое состояние в водоеме продолжается до тех пор, пока значения щелочности не станут ниже отметки в 0,1 моль/л (Гусева и др., 2000). В результате нарушения баланса между концентрациями катионов и гидрокарбонат-ионов происходит снижение буферной способности вод, что приводит к смещению показателя pH в сторону кислых значений. Изменение буферной емкости и снижение pH среды в

поверхностных водах выступает следствием как антропогенного, так и природного закисления.

Щелочность (Alk) – мера характеризующая, способность природных вод сопротивляться изменениям pH среды и нейтрализовывать кислотные воды. Значение щелочности определяется наличием в воде анионов слабых кислот и гидрооксид-ионов. В основном в природных водах данный показатель характеризует содержание карбонатов и гидрокарбонатов. Другие ионы, проявляющие свойства оснований (анионы органических кислот, фосфаты, бораты и др.), начинают играть роль после связывания ионов HCO_3^- , и влияют на значение щелочности незначительно (ГОСТ 31957 – 2012, 2019). В водах с преобладающим атмосферным типом питания HCO_3^- являются основным анионом (Гашкина, 2014). В уязвимых к закислению поверхностных водах снижение щелочности менее 50 мкг-экв/л представляет риск закисления (Nenonen, 1991). Превышение доли сульфат-ионов над гидрокарбонат-ионом в анионном составе озерных вод свидетельствует о переходном состоянии озер в сторону закисления. В свою очередь, соотношение молярных концентраций гидрокарбонатов по отношению к сумме сульфатов и нитратов ($\text{HCO}_3^- / \text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$) отражает как увеличение нагрузки сульфатов, так и снижение буферной емкости поверхностных вод (Гашкина, 2014).

По показателю pH воды в большинстве исследуемых озер относятся к нейтральным. Озера Треугольное и Южное характеризуются как водоемы со слабокислыми и слабощелочными водами соответственно. Озеро Большое находится в пограничном положении между слабокислым и нейтральным типом. Медианные значения Alk в исследуемых озерах варьировали в пределах от 69 до 3130 мкг-экв/л (таблица 4.2). Максимально низкие значения данного показателя характерны для оз. Большое, а максимально высокие – оз. Ледовое. Значение щелочности в воде оз. Треугольное также низкое (98 мкг-экв/л) (Постева и др., 2024a). В озерах тундровых и таежных территорий со значением pH менее 6, цветности вод менее 10 °Pt и соотношением ($\text{HCO}_3^- / \text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$) менее единицы было установлено закисление антропогенной природы (Гашкина, 2014). В водах

исследуемых озер г. Мурманска соотношение молярных концентраций ($\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$) меньше единицы отмечалось только в оз. Северное (0,82) и оз. Большое (0,52). Однако, уровень pH в данных озерах все еще находится в нейтральных значениях. В связи с тем, что концентрация сульфат-ионов в данных озерах превышает над концентрацией гидрокарбонат-ионов можно сделать вывод о возможном вытеснении гидрокарбонатов более сильными кислотами антропогенного происхождения (Гашкина, 2014).

Таблица 4.2

Значения основных критериев закисления озерных вод г. Мурманска за период 2018 – 2022 гг.

Год	pH	Цв, Pt°	Hum, ед.	TDS, мг/л	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Alk	A _{орг} ⁻	Cl ⁻	Na ⁺ *	HCO ₃ ⁻ / SO ₄ ²⁻ + NO ₃ ⁻)	ANC
					МКГ-ЭКВ/л							
Оз. Северное, n = 9												
2019	7,01	31	15,04	307,6	453,9	0	369	26	3962	-28	0,84	623
2020	7,01	25	12,21	422,1	703,5	13,26	423	23	5936	-267	0,60	344
2021	6,63	18	10,36	385,7	774,3	14,71	415	23	5237	-102	0,53	312
2022	6,39	33	14,06	423,9	696	1,14	581	24	5809	-549	0,82	203
Me	6,95	25	13,79	381	612,4	13,5	430	23,2	5340	-184	0,82	328
Оз. Семеновское, n = 26												
2018	6,89	10	6,36	68,12	195,3	0	335	14,6	468,1	35,33	1,72	389
2019	6,94	12	7,00	69,49	221,7	1,68	305,5	14,1	513,9	38,20	1,38	324
2020	6,62	13	8,56	71,83	222,6	4,07	313	19,1	545,1	2,34	1,39	301
2021	6,53	16	9,31	72,47	200,2	1,36	310,5	18	537,2	30,33	1,50	356
2022	6,58	11	7,38	73,54	234,3	1,49	301,5	18,7	587,5	0,47	1,31	267
Me	6,66	12,5	7,81	70,79	218,5	1,48	311,5	17,9	539,3	17,8	1,39	306
Оз. Среднее, n = 11												
2018	7,34	7	4,79	142,5	645,4	0,07	692	11,5	693,7	160	1,07	821
2019	7,29	8,5	5,25	143,1	652,7	6,35	707,5	11,8	688,1	180	1,07	760
2020	7,27	8,5	5,59	137,5	640,3	3,43	666,5	13,2	699,4	155	1,04	644
2021	7,08	7	4,73	141,3	633,3	1,95	674	11,2	771,7	117	1,06	632
2022	7,15	6	4,61	142,2	649	1,95	664,5	12,6	770,4	100	1,02	649
Me	7,26	7	5,05	140,7	637,1	1,94	687	12,5	730,4	158,5	1,06	670

Год	pH	Цв, Pt°	Hum, ед.	TDS, мг/л	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Alk	A _{орг} ⁻	Cl ⁻	Na ⁺ *	HCO ₃ ⁻ / SO ₄ ²⁻ + NO ₃ ⁻)	ANC
					МКГ-ЭКВ/л							
Оз. Большое, n = 3												
2020	6,48	30	13,26	42,26	137	0	69	22,7	463,3	29,87	0,52	113
Оз. Окуновое, n = 7												
2018	6,93	45	19,07	60,13	297,7	0,07	320	31,9	227,0	57,4	1,07	385
2019	6,99	56	23,31	59,31	293,6	0,07	298	39,4	253,0	83,0	1,01	350
2020	6,95	53	23,66	61,12	312,3	0,07	329	42,2	235,2	58,2	1,05	329
2021	6,83	46	20,57	60,57	280,4	0,58	345	36,6	227,3	46,9	1,23	391
2022	6,83	46	12,80	61,60	329,4	0,60	330	51,2	236,3	57,3	1,00	301
Me	6,93	53	23,31	60,57	297,7	0,07	329	39,4	236,3	57,41	1,03	350
Оз. Ледовое, n = 11												
2018	7,89	14	8,79	532	949,4	0,07	1478	20,9	5950	556	1,56	1630
2019	7,26	26,5	15,47	650	507	0,11	3910	35,1	5006	1027	9,87	4727
2020	7,45	28,5	15,05	586	749	28,34	3121	31,3	4900	601	5,81	3141
2021	7,28	20,5	11,11	544	956,1	11,97	2523	23,1	4729	619	2,86	2556
2022	7,45	25	16,70	590	483,4	12,06	3557	45,3	4766	268	22,09	3254
Me	7,30	24	13,30	584,1	732,9	0,21	3130	33,8	4977	581	4,09	3263
Оз. Треугольное, n = 6												
2019	6,32	43	19,66	21,13	72,6	0,14	105,5	36,3	119,6	38,3	1,48	148
2020	6,27	42,5	20,16	21,68	77	0,14	118	38,5	112,5	42,8	1,58	144
2021	6,25	47,5	23,10	21,48	76,6	0,14	118	45,5	109,1	44,2	1,59	160
Me	6,19	48	22,3	19,40	69	0,21	98	39,5	109,1	44,5	1,47	156
Оз. Южное, n = 7												
2018	9,11	6	4,35	140,4	229	1,93	712	11	1103	245	3,08	912
2019	8,02	13	8,57	370,6	422,6	0	2506	23,2	2383	290	5,89	2702
2020	7,92	13,5	9,03	388,5	647,8	0	2467	23,2	2521	390	3,87	2436
2021	7,78	12	7,99	432,1	914,6	7,42	2668	20,1	2930	157	2,89	1953
Me	8,02	12	8,5	377,4	443,5	0	2506	23	2423	290	4,45	2568

Примечание: Me – медианные значения показателей за весь период исследования.

Помимо влияния аэротехногенной нагрузки, низкие значения pH озерных вод могут определяться высоким содержанием в них гумусовых кислот, косвенным показателем которых выступают величины цветности и гумусности (Hum) ((Моисеенко и др., 2011; Лозовик, 2006). В гумидных регионах широкое

распространение имеют кислые дистрофные озера с высокой цветностью вод от 30 до 60 и более °Pt (Моисеенко и др., 2011). Наибольшие значения показателя цветности и гумустности (Hum) приурочены к озерам Треугольное (Цветность 48°Pt; Hum 22,3 ед.) и Окуневое (Цветность 53°Pt; Hum 23,31 ед.). Озеро Окуневое и Треугольное расположены в лесных зонах, с повышенным поступлением аллохтонного органического вещества с водосборных территорий. В данных озерах концентрация органического аниона составляла 39,5 мкг-экв/л. Наиболее низкие значения водородного показателя ($pH=6,19$) отмечались только в оз. Треугольное. В то время как воды оз. Окуневое характеризуются нейтральной средой ($pH=6,93$). Выявлена достаточно низкая корреляционная зависимость между значениями pH и цветности ($r = -0,37$ при $r_{кр} = 0,36$, $p = 0,001$, $n = 80$). Значимой корреляции между pH и показателем Hum не установлено. Столь низкие значения pH вод оз. Треугольное обусловлены низкими концентрациями щелочности и минерализации (Постевая и др., 2024a).

На территориях, расположенных в непосредственной близости к морским акваториям, трансформация морских аэрозолей также может являться фактором закисления поверхностных вод (Evans et al., 2011). На водосборах с низкой насыщенностью основаниями могут происходить ионообменные преобразования в почвенном покрове. При этом в почве происходит удержание катионов морского происхождения, в особенности Na^+ и последующее высвобождение протонов водорода. Замещенные протоны, поступая в поверхностные воды, вызывают их закисление. Степень поглощения ионов Na^+ определяется по его концентрациям в водоемах с корректировкой на морские аэрозоли (Na^{+*}). Отрицательные значения ионов Na^{+*} отражают степень их поглощения на водосборе и высвобождение протонов водорода (Moiseenko, Gashkina, 2011). Из всех исследованных озер только в оз. Северное отмечалось стабильное влияние данного эффекта. В водах оз. Семеновское летом 2020 г. и зимой 2022 г. также отмечались отрицательные значения Na^{+*} , свидетельствующие о поглощении ионов Na^+ на водосборных территориях. Однако, значительных изменений pH не происходило (таблица 4.2)

Стоит отметить, что значения показателя pH и щелочности подвержены сезонной динамике. Так, максимальные значения pH приходятся на летне-осенний период, что обуславливается фотосинтетической активностью фитопланктона и макрофитов (Tank et al., 2009; Bai et al., 2022). В процессе образования первичной продукции происходит активное потребление CO₂ фитопланктоном в поверхностных слоях водоема и смещение pH в сторону щелочных значений (Никаноров, 2001). Например, оз. Ледовое относится к группе нейтральных озер, но в летний период 2019 года в поверхностном слое озера было зафиксировано значение pH среды близкое к сильнощелочному (9,34). В придонных слоях водоема процесс деструкции органического вещества преобладает над его продукцией (Дзюбан, 2010). В результате микробиологического разложения органического вещества происходит накопление CO₂ и образование угольной кислоты. Водородный показатель в свою очередь снижается в сторону кислых значений (Никаноров, 2001).

Кислотонейтрализующая способность вод (ANC)

В мировой практике для оценки закисления вод наиболее широкое распространение приобрел показатель кислотонейтрализующей способности (ANC), предложенный А. Хенриксеном в 1992 году. Данный показатель отражает буферную способность вод к нейтрализации сильных кислот и может быть использован в качестве критического критерия для чувствительных индикаторных организмов (Henriksen et al., 1992).

Показатель кислотонейтрализующей способности вод определяется двумя методами. Первый метод основывается на расчете разницы между эквивалентной суммой основных катионов и эквивалентной суммой радикалов сильных кислот с корректировкой на их содержание в морских аэрозолях:

$$ANC = [Ca^{2+}]^* + [Mg^{2+}]^* + [Na^+]^* + [K^+]^* + [NH_4^+]^* - [SO_4^{2-}]^* - [NO_3^-] \quad (4.1)$$

Предполагается, что в природных водах с преобладающим атмосферным типом питания, хлориды имеют исключительно морское происхождение, а кальций, магний и сульфаты транспортируются и осаждаются в том же соотношении, что и морской воде (Skjelkvåle et al., 2007). Концентрации основных

ионов (мкг-экв/л) с поправкой на морские аэрозоли* рассчитывается по следующим уравнениям (Henriksen et al., 1992):

$$\text{Ca}^{2+*} = [\text{Ca}^{2+}] - 0,037 [\text{Cl}^-]; \quad (4.2)$$

$$\text{Mg}^{2+*} = [\text{Mg}^{2+}] - 0,198 [\text{Cl}^-]; \quad (4.3)$$

$$\text{Na}^{+*} = [\text{Na}^+] - 0,858 [\text{Cl}^-]; \quad (4.4)$$

$$\text{K}^{+*} = [\text{K}^+] - 0,018 [\text{Cl}^-]; \quad (4.5)$$

$$\text{SO}_4^{2-*} = [\text{SO}_4^{2-}] - 0,103 [\text{Cl}^-]. \quad (4.6)$$

Второй метод расчета ANC учитывает содержание гидрокарбонатов, анионов органических кислот, протонов водорода и ионов алюминия:

$$\text{ANC} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] - [\text{H}^+] - [\text{Al}^{3+}], \text{ где} \quad (4.7)$$

A^- – концентрация органического аниона, рассчитанная по концентрации общего органического углерода (Oliver et al., 1983)

Оценка кислотонейтрализующей способности озер г. Мурманска осуществлялась методом ионного баланса основных катионов и анионов минерализации. Несмотря на то, что район исследования располагается вблизи морских акваторий, а гранитные породы Кольского полуострова практически не содержат ионы Cl^- , ANC исследуемых озер был рассчитан без поправки на морские аэрозоли по следующей формуле (Базова, 2016):

$$\text{ANC} = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+] - [\text{SO}_4^{2-}] - [\text{NO}_3^-] - [\text{Cl}^-] \quad (4.8)$$

Выбор метода расчета без поправки на морские аэрозоли обусловлен в первую очередь тем, что Cl^- в условиях городской среды помимо морского происхождения, также могут иметь и антропогенное (например, использование противогололедных реагентов).

Для территорий Кольского Севера и Финляндии кислотонейтрализующая способность вод ниже 50 мкг-экв/л является критическим и указывает на возможное повреждение биоты (Nenonen, 1991; Моисеенко и др., 2002). Озера со значением ANC от 50 до 100 мкг-экв/л характеризуются как потенциально чувствительные к кислотным осадениям. При $\text{ANC} > 100$ мкг-экв/л озера имеют значительный запас кислотонейтрализующей способности за счет наличия анионов слабых органических и неорганических кислот (Kremleva et al., 2013).

Значение ANC для фоновых озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря составляет 92 мкг-экв/л (Bazova, 2017).

В исследуемых озерах показатель ANC варьировал в довольно широких пределах. Наибольшая кислотонейтрализующая способность характерна для оз. Ледовое (3263 мкг-экв/л) и оз. Южное (2568 мкг-экв/л). Наименьшие медианные значения показателя ANC были отмечены в оз. Большое и составили 113 мкг-экв/л (Постева и др. 2024б). Была установлена прямая зависимость кислотонейтрализующей способности вод от содержания гидрокарбонат-ионов в исследуемых озерах. Коэффициент корреляции составил 0,93 (Рисунок 4.3).

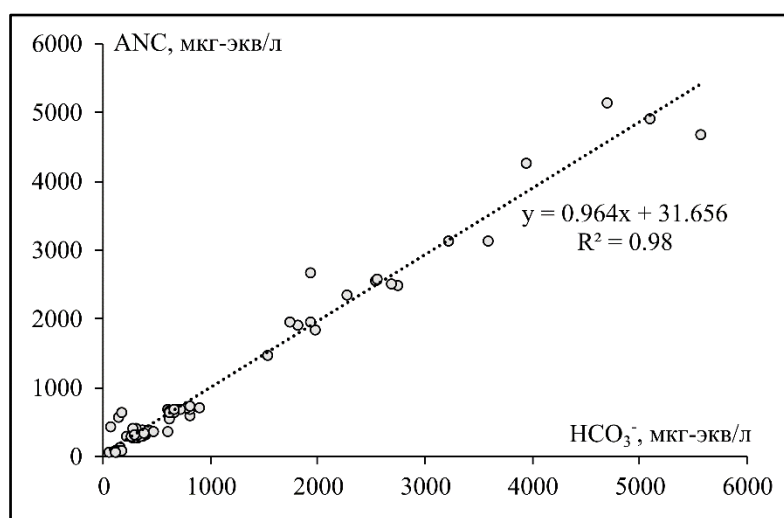


Рисунок 4.3 Зависимость значений показателя ANC от концентраций HCO_3^- в водах исследуемых озер

Также способность поверхностных вод противостоять закислению зависит от природного насыщения вод обменными основаниями, и поступления на водосборные территории кислотообразующих соединений (Bazova, 2017). Так, была установлена положительная зависимость между показателем ANC и концентрациями Ca – 0,83, Mg – 0,81, K – 0,87, Na – 0,66. Зависимость между кислотонейтрализующей способностью и содержанием сульфатов (0,56) и хлоридов (0,62) несколько ниже.

Показатель ANC в поверхностном горизонте оз. Семеновское не подвержен значительным сезонным колебаниям (Рис. 4.4). В придонном же слое воды

наибольшие медианные значения кислотонейтрализующей способности характерны для весеннее периода (552 мкг-экв/л). Летом и осенью значения ANC находятся на одном уровне как на поверхности, так и у дна озера.

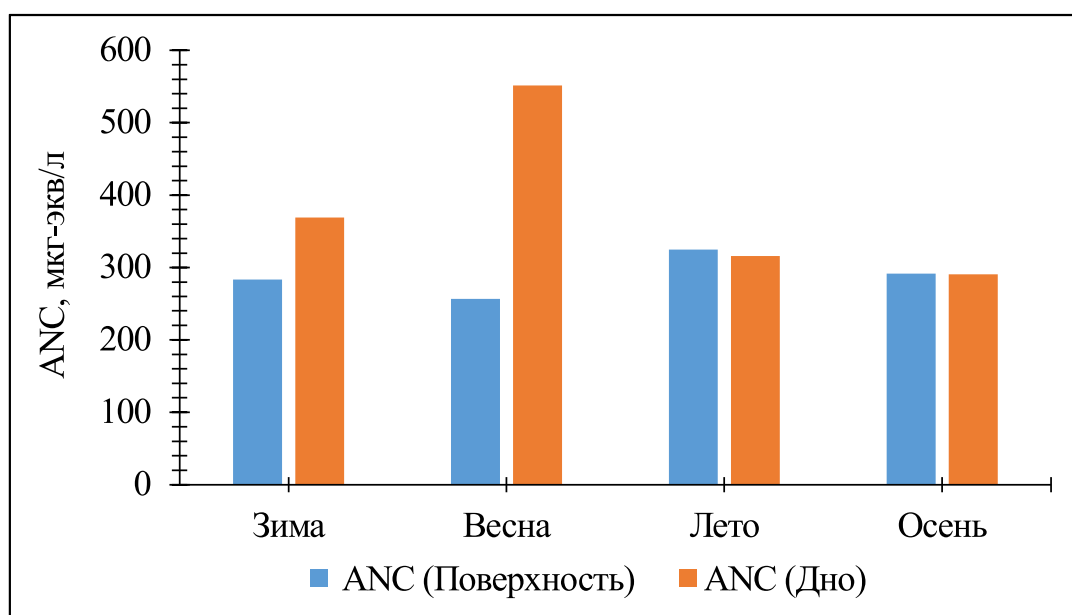


Рис. 4.4 Сезонная изменчивость показателя ANC в поверхностных и придонных слоях воды оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

В межгодовой динамике устойчивости озер к закислению отмечается тенденция к снижению показателя ANC. Так, в озерах Окуневое, Среднее и Семеновское данный показатель в 2022 году был ниже в 1,2–1,4 раза по сравнению с 2018 г. Наименьшие значения данного показателя в водах оз. Ледовое и Южное приходятся на 2018 г. и составляют 1630 и 912 мкг-экв/л соответственно. В свою очередь, максимальные значения ANC в данных озерах отмечались в 2019 году, в дальнейшем данный показатель также снижается в 1,4 раза. Наибольшие изменения в межгодовой динамике ANC характерны для оз. Северное, в котором значения кислотонейтрализующей способности вод снизились в 2022 году по сравнению с 2019 в 4 раза (Постевая и др. 2024б). Совместно со снижением ANC в оз. Северное отмечаются увеличение концентраций хлорид-ионов и ионов натрия в 1,5 и 1,3 раза соответственно. Значительных изменений в концентрациях ионов сульфатов и гидрокарбонатов за данный период не наблюдалось. Совместно со снижением показателя ANC

происходит смещение значений pH с 7,01 до 6,39, что может быть вызвано влиянием «эффекта морских аэрозолей».

Несмотря на то, что г. Мурманск относится к районам с кислоточувствительным геологическим строением водосборных территорий большинство исследуемых озер оценивается как озера, способные противостоять закислению. Высокие значения показателя ANC определяются влиянием городской среды. По сравнению с условно-фоновыми значениями озера г. Мурманска характеризуются повышенным уровнем содержания основных катионов и анионов, что обусловлено разрушением городских дорог, зданий и сооружений, а также ветровой эрозией оголенных участков почв (Даувальтер и др., 2021).

4.2 Трофический статус и лимитирующие факторы трофности озёр г. Мурманска

Эвтрофированием называют процесс обогащения вод биогенными веществами, прежде всего азотом и фосфором, которые стимулируют первичную продукцию и ярко проявляются в цветении водорослей и увеличении развития макрофитов (Vollenweider, 1992). При этом происходит накопление первичного (фотосинтезируемого) органического вещества вследствие преобладания скорости образования органических веществ (продукции) над скоростью их разложения (деструкции) (Неверова-Дзюпак, Цветкова, 2020). «Цветение» водорослей ухудшает качество воды, способствует образованию гипоксии в водоемах, поступлению вторичных метаболитов, токсично влияющих на водные организмы. А также нарушает структуру биоценозов и приводит к исчезновению многих видов гидробионтов (Фрумин, Терещенко, 2022; Bai et al., 2022). В конечном итоге озера теряют свою хозяйственную и рекреационную привлекательность (Постевая и др., 2023).

Эвтрофикация водных экосистем является одной из острых проблем современности, в области управления и охраны водных ресурсов (Gilarranz et al,

2022). Естественный процесс эвтрофикации происходит в результате длительного эволюционного старения водоемов, вследствие накопления донных отложений, богатых органическим веществом и биогенными элементами, постепенным обмелением и зарастанием водных объектов (Greeson, 1969; Boyd, 2020; Huet al., 2022; Akinlawo, 2023). Однако, антропогенные факторы, в частности сброс сточных вод промышленных предприятий, вырубка лесов, приводящая к повышенной эрозии почвенного покрова, урбанизация водосборов и рекреационная нагрузка в значительной степени ускоряют процессы естественной эвтрофикации (Boyd, 2020; Gilarranz et al., 2022; Li et al., 2023; Akinlawo, 2023). Проблема эвтрофикации особенно актуальна для водоемов, расположенных на урбанизированных территориях. Так, в ряде исследований было установлено, что городские озера в большей степени подвержены эвтрофированию, чем водоемы, расположенные на не урбанизированных территориях. На основе анализа данных палеоолимологических исследований более 1500 европейских озер было выявлено, что гипоксия, являющаяся ранним признаком эвтрофикации озер, была обусловлена ростом урбанизированных территорий и вызвана повышенным сбросом фосфора из городских точечных источников (Jenny, 2016). Исследования трофического состояния озер на территории США показали, что городские озера (на основе индекса TSI, речь о котором пойдет ниже) являлись более эвтрофированными по сравнению с озерами, расположенными в естественных природных условиях. Было установлено, что в городских озерах медианные концентрации Chl «a» в 2 раза превышают концентрации, зафиксированные в не городских озерах. Данные различия в трофическом состоянии городских озер США обусловлены повышенным поступлением биогенных элементов с урбанизированных водосборов, их меньшей глубокководностью, а также антропогенной нарушенностью береговых линий (Costadone, Sytsma, 2022). Большинство озер, расположенных в городских ландшафтах, отличаются небольшой площадью водного зеркала и небольшими глубинами, что в большей степени способствует достижению соединений фосфора фотосинтетической зоны

из донных отложения и способствует развитию фитопланктона (Welch, Cooke, 2005; Chang et al., 2020; Zhou et al., 2022).

В северных широтах в наибольшей степени распространены олиготрофные озера, что обусловлено физико-географическими условиями данных территорий. Обедненный питательными веществами маломощный почвенный покров, низкие температуры и короткий вегетационный период ограничивают скорость минерализации органического вещества и продуктивность водных экосистем в условиях субарктики (Brunberg et al., 2002; Dranga et al., 2018). Однако, в научной литературе также отмечаются случаи цветения и повышения уровня трофности природных вод в северных регионах в результате воздействия как природных, так и антропогенных факторов (Ayala-Borda et al., 2021). Так, ранее порядка 10% от общего числа финских озер (29515 озер) согласно осенним концентрациям общего фосфора относятся к категории эвтрофных. Сельское хозяйство на данных территориях выступает одним из главных источников поступления антропогенного фосфора (более 60%) в водные экосистемы (Tammi et al., 1999). Однако, снижение нагрузки биогенных элементов от точечных источников позволило повысить качество поверхностных вод в отношении эвтрофикации (Rask et al., 2011). В то же время анализ данных более чем 1400 водных объектов арктической и бореальной части Канады за период с 1979 по 2009 гг. показал, что на основе содержания общего фосфора 65,4% из исследованных озер относятся к олиготрофному типу ($TP < 10 \text{ мкг/л}^{-1}$), 30,3% к мезотрофному и 4,3% к эвтрофному ($TP > 35 \text{ мкг/л}^{-1}$). Озера лесных ландшафтов характеризовались более высоким содержанием TN, TP, и Chl «а», а биомасса фитопланктона положительно коррелировала с температурой воздуха и содержанием биогенных элементов (Dranga et al., 2018).

К еще одному примеру эвтрофикации северных озер относится оз. Имандра, являющееся самым крупным водным объектом Мурманской области. Долгосрочный анализ (1990–2017 гг.) динамики эвтрофикации озера показал смену трофического статуса оз. Имандра с естественного ультра-олиготрофного до мезотрофного (плес Йокостровская Имандра) и эвтрофно-мезотрофного (плес

Большая Имандра) (Терентьева и др., 2017). С 2000-х годов в озере отмечается регулярное цветение цианобактерий. Сточные воды горнодобывающей (переработка апатита источник фосфора) и горноперерабатывающей промышленности, а также жилищно-коммунальные стоки из населенных пунктов (источники азота) способствуют процессам эвтрофикации данного озера (Kashulin et al., 2021).

В настоящее время существует много критериев для оценки трофического состояния водных экосистем на основе физических, химических и биологических параметров, таких как концентрация биогенных элементов, первичная продукция водной экосистемы, качественные и количественные показатели гидробиологических сообществ, кислородный режим и др. (Неверова-Дзиопак, Цветкова, 2020).

Для оценки трофического состояния озер г. Мурманска в данном исследовании использовались следующие показатели: концентрация хлорофилла «а», общего фосфора, общего азота и общего органического углерода. Оценка осуществлялась исходя из стандартной международной классификации OECD (1982), классификации трофического статуса по содержанию хлорофилла «а» по С.П. Китаеву (2007), а также по индексам трофического состояния, разработанных Р.Э. Карлсоном, Ч.Р. Кратзером и П.Л. Брезоником, Ю.А. Дунальской (Carlson, 1977; Kratzer, Brezonik, 1981; Dunalska, 2011).

В 1982 году Организации экономического сотрудничества и развития установила критерии трофической классификации по концентрации общего фосфора, хлорофилла «а» и значений прозрачности воды (таблица 4.3). Даная классификация была принята международным сообществом в качестве стандарта, многие страны используют данный критерий для оценки качества вод (Cloutier, Sanchez, 2007; Hatvani, et al, 2020; Ertas et al., 2021).

Таблица 4.3

Критерии трофического статуса по международной классификации OECD
(Vollenweider, Kerekes, 1982).

Трофический уровень	ТР, мкгР/л	Chl «а», мг/л		Прозрачность, м	
		Mean	Max.	Mean	Max.
Ультраолиготрофный	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Олиготрофный	< 10	< 2,5	< 8	> 6	> 3
Мезотрофный	10–35	2,5–8	8–25	6–3	3–1,5
Эвтрофный	35–100	8–25	25–75	3–1,5	1,5–0,7
Гипертрофный	> 100	>25	>75	< 1,5	< 0,7

По разным показателям трофическое состояние одного и того же водоема может сильно варьировать от олиготрофного до эвтрофного (Baban, 1996; Cloutier, Sanchez, 2007). Как видно из таблицы 4.4 только оз. Большое по всем используемым параметрам характеризуется как олиготрофный водоем. Состояние оз. Ледовое в основном оценивается как гипертрофное, однако по максимальной концентрации хлорофилла «а» согласно классификации OECD его следует оценить как эвтрофное. Трофические условия остальных исследуемых озер не были столь однозначны.

В свою очередь, по классификации С.П. Китаева (2007) (Chl «а»: <1,5 мг/л – ультраолиготрофный тип; 1,5–3 мг/л – олиготрофный; 3–6 мг/л – α -мезотрофный; 6–12 мг/л – β -мезотрофный; 12–24 мг/л – α -эвтрофный; 24 – 48 мг/л – β -эвтрофный; > 48 мг/л – политрофный) озера Северное, Среднее, Большое, Окуневое, Треугольное, Южное оцениваются как олиготрофные. Медианные концентрации Chl «а» в вышеперечисленных озерах не превышали 3 мг/л. Озера Семеновское (Chl «а» 8,01 мг/л) и Ледовое (Chl «а» 26,84 мг/л) относятся к β -мезотрофному и β -эвтрофный типам соответственно.

Таблица 4.4

Медианные и максимальные значения содержания хлорофилла «а» (Chl «а»), медианные концентрации общего фосфора (ТР), общего азота (ТН), общего органического углерода (ТОС), величин соотношения ТН/ТР и ТОС/N_{орг} в озерах г. Мурманска

Озера	Chl «а», мг/л		ТР, мкгР/л	ТN, мкгN/л	ТОС, мг/л	TN/TP	ТОС/N _{орг}
	Mean	Max.					
Северное	2,05	11,35	14,0	374	6,1	26	25
Семеновское	8,01	24,69	25,5	501,5	5,2	18	19
Среднее	2,75	5,38	11,0	301	4,3	28	24
Большое	1,96	1,96	8,0	150	6,1	19	42
Окуновое	1,50	7,42	15,0	289	9,1	20	37
Ледовое	26,84	45,3	451	3550	8,1	8	14
Треугольное	2,01	2,56	16,5	295	9,1	17	38
Южное	1,84	2,10	19,0	277	6,1	15	25
Фон (Vazova, 2017)	—	—	6	160	4,2	27	30
Фон (Кашулин и др., 2010)	—	—	8	248	8,02	31	34

Помимо этого, мнение разных авторов относительно границ трофности по одному и тому же показателю могут отличаться. Например, оз. Семеновское по содержанию общего фосфора и хлорофилла «а» по критериям OECD характеризуется как мезотрофное, а по критериям Р.Э. Карлсона (таблица 4.5) по тем же параметрам как эвтрофное. Таким образом, результаты анализа трофического состояния водных экосистем по различным критериям могут противоречить друг другу. В связи с этим в научной практике нашли применение индексы, которые позволяют конкретизировать полученные результаты, численно выразив уровень трофности, а также проследить динамику состояния водоема во времени (Carlson, 1977; Kratzer, Brezonik, 1981; Dunalska, 2011).

Наиболее распространенным индексом является индекс трофического состояния (TSI) Карлсона. Данный индекс предполагает, что биомасса фитопланктона служит основой для классификации трофического статуса водоема. В 1977 году Р.Э. Карлсон предложил использовать логарифмическую зависимость между трофическим статусом водоема и следующими параметрами: прозрачностью воды (по диску Секки), концентрацией хлорофилла «а», концентрацией общего фосфора. Индекс можно рассчитать по любому из перечисленных параметров (Carlson, 1977). В 1981 году был предложен дополнительный параметр в расчет индекса TSI, основанный на содержании общего азота в водоеме (Kratzer, Brezonik, 1981). Увеличивающееся загрязнение

окружающей среды приводит к изменениям в величине и качестве органического вещества, следовательно, общий органический углерод (ТОС) может быть использован как один из важнейших индикаторов продуктивности водоемов (Терентьева и др., 2017). В 2011 г. польский ученый Дунальска рассчитала трофический индекс, основанный на концентрации общего органического углерода (ТОС), что позволяет оценить метаболизм в экосистеме озера (Dunalska, 2011).

Расчет индекса TSI производится по следующим формулам:

$$TSI (Chl \text{ «а»}) = 30,6 + 9,81 \times \text{Log} (Chl \text{ «а»}), \quad (4.9)$$

где TSI (Chl «а») – индекс трофности, рассчитанный по содержанию хлорофилла «а», мг/л

$$TSI (TP) = 4,15 + 14,427 \times \text{Log} (TP), \quad (4.10)$$

где TSI (TP) – индекс трофности, рассчитанный по содержанию общего фосфора (TP), мг/л

$$TSI (TN) = 54,45 + 14,43 \times \text{Log} (TN), \quad (4.11)$$

где TSI (TN) – индекс трофности, рассчитанный по содержанию общего азота (TN), мг/л

$$TSI (TOC) = 20,59 + 15,71 \times \text{Log} (TOC), \quad (4.12)$$

где TSI (TOC) – индекс трофности, рассчитанный по содержанию общего органического углерода (TOC), мг/л

Величина индекса TSI озер г. Мурманска вычислялась как среднее значение всех вышеперечисленных индексов. Шкала оценки трофического состояния и связанные с ним показатели качества воды представлены в таблице 4.5.

Таблица 4.5

Индекс трофического состояния TSI и связанные с ним показатели качества воды (Carlson, 1977; Kratzer, Brezonik, 198; Dunalska, 2011)

Трофический уровень	Chl «а», мг/л	TP, мкгP/л	TNмкгN/л	ТОС, мг/л	TSI
Олиготрофный	< 2,6	< 12	<370	< 3,4	< 40
Мезотрофный	2,6–6,4	12–24	370–740	3,4–6,5	40–50

Трофический уровень	Chl «a», мг/л	TP, мкгP/л	TNмкгN/л	TOC, мг/л	TSI
Эвтрофный	6,4–55,5	24–96	740–2940	6,5–23,2	50–70
Гипертрофный	> 55,5	> 96	>2940	>23,2	>70

Согласно полученным результатам (таблица 4.6), все исследуемые озера относятся к водоемам олиготрофного типа. Кроме оз. Ледовое, для которого медианное значение индекса TSI равно 46, что соответствует статусу мезотрофное. Оз. Ледовое является самым загрязненным из исследуемых озер. В нем были зафиксированы наибольшие концентрации соединений азотной и фосфатной групп (Постева и др., 2023).

Таблица 4.6

Индекс трофического состояния озер г. Мурманска за период 2018 – 2022 гг.

Год	TSI (Chl «a»)	TSI (TP)	TSI (TN)	TSI (TOC)	TSI	*Трофический статус
Оз. Северное, n = 9						
2018	37	19	45	28	32	Олиготрофный
2019	33	23	50	34	35	Олиготрофный
2020	28	18	45	33	31	Олиготрофный
2021	41	20	48	33	36	Олиготрофный
2022	29	23	52	33	34	Олиготрофный
Me	34	21	48	33	34	Олиготрофный
Оз. Семеновское, n = 26						
2018	39	24	51	31	36	Олиготрофный
2019	39	25	49	31	36	Олиготрофный
2020	40	24	50	32	37	Олиготрофный
2021	39	26	52	32	37	Олиготрофный
2022	40	22	49	32	36	Олиготрофный
Me	39	24	50	32	36	Олиготрофный
Оз. Среднее, n = 11						
2018	29	18	49	30	30	Олиготрофный
2019	37	21	48	30	33	Олиготрофный
2020	38	19	46	31	34	Олиготрофный
2021	35	17	46	30	32	Олиготрофный
2022	34	16	45	30	32	Олиготрофный
Me	35	19	47	30	33	Олиготрофный
Оз. Большое, n = 3						
2020	34	17	43	30	33	Олиготрофный
Оз. Окуновое, n = 7						
2018	32	20	49	35	34	Олиготрофный
2019	34	21	46	36	34	Олиготрофный
2020	30	22	45	36	33	Олиготрофный

Год	TSI (Chl «a»)	TSI (TP)	TSI (TN)	TSI (TOC)	TSI	*Трофический статус
2021	39	20	48	35	35	Олиготрофный
2022	32	21	47	37	34	Олиготрофный
Me	32	21	47	36	34	Олиготрофный
Оз. Ледовое, n = 11						
2018	47	32	57	33	42	Мезотрофный
2019	45	45	64	35	47	Мезотрофный
2020	31	34	61	34	40	Мезотрофный
2021	45	35	58	33	43	Мезотрофный
2022	42	39	60	36	44	Мезотрофный
Me	45	42	62	35	46	Мезотрофный
Оз. Треугольное, n = 6						
2019	33	25	46	35	35	Олиготрофный
2020	34	24	49	36	35	Олиготрофный
2021	36	22	48	36	36	Олиготрофный
Me	34	22	47	36	35	Олиготрофный
Оз. Южное, n = 7						
2018	31	19	47	30	30	Олиготрофный
2019	34	23	46	33	33	Олиготрофный
2020	33	23	46	33	33	Олиготрофный
2021	–	22	47	32	32	Олиготрофный
Me	33	23	46	33	34	Олиготрофный

Примечание: Me – медианные значения показателей за весь период исследования; * – трофический статус озера определен по значениям общего индекса TSI.

В межгодовой динамике (таблица 4.6) не отмечалось значительных изменений индекса TSI, трофический статус исследуемых озера оставался на прежнем уровне в течение всего периода исследования. Наибольшие значения индекса TSI в водах большинства исследуемых озера характерны для периода с 2020 по 2021 гг. Максимальный пик значений трофического состояния индекса Карлсона в оз. Ледовое отмечался в 2019 г., после которого в данном озере было зафиксировано минимальное значение индекса TSI за весь период исследования.

Стоит отметить, что среди олиготрофных озера наибольшие значения индекса TSI характерны для оз. Семеновское, что возможно связано с высокой рекреационной нагрузкой на водоем, близостью автомобильных дорог, а также с поступлением сточных вод местного океанариума, расположенного на берегу озера.

Для вод оз. Семеновское не характерна ярко выраженная сезонная динамика индекса TSI (Рис. 4.5). Наименьшие значения индекса трофического состояния

приходятся на зимний период, наибольшие – на весенний. При этом, весной происходит закономерное увеличение индекса TSI (Chl «a») по сравнению с зимним периодом, что обусловлено наступлением вегетативного периода фитопланктонных организмов.

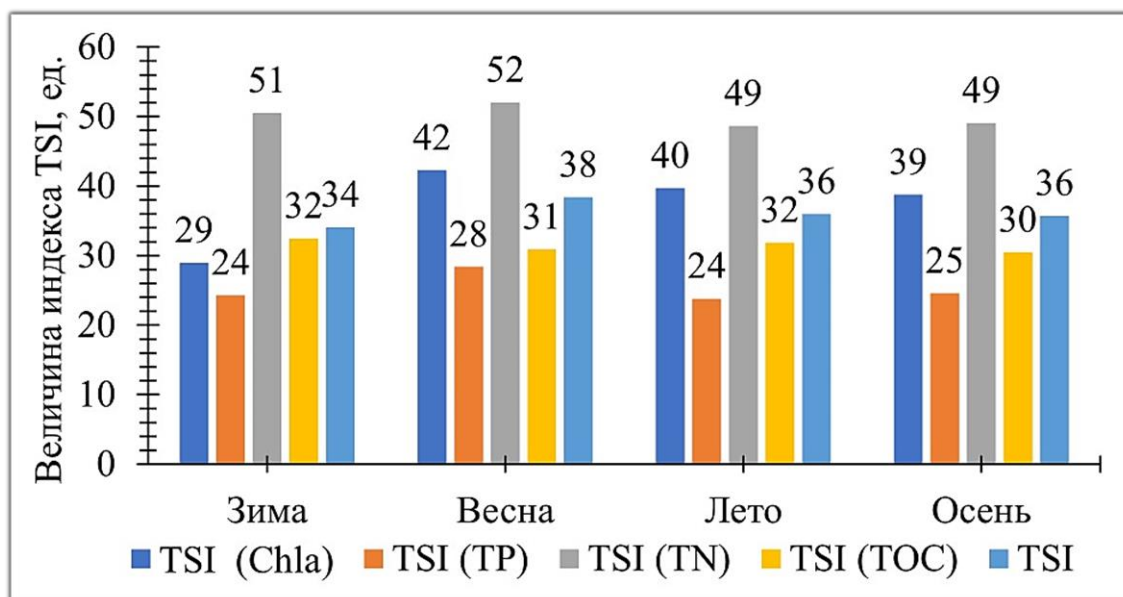


Рис. 4.5 Сезонная изменчивость TSI (Chl «a»), TSI(TP)TSI(TN)TSI(TOC) и TSI в водах оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Значения трофических индексов, рассчитанных по показателям качества воды также как и в случае с оценкой трофического состояния по классификации OECD довольно переменные. Наиболее высокие значения, как в межгодовой, так и межсезонной динамике приходятся на индекс, рассчитанный на основе общего азота. Наиболее низкие значения характерны для индекса, рассчитанного по концентрации общего фосфора (таблица 4.6, Рис. 4.5). Данные отклонения между индексами позволяют сделать вывод о том, что лимитирующим биогенным элементом развития фитопланктона является фосфор (Теренььева и др., 2017).

Еще одним количественным критерием, позволяющим выявить лимитирующий биогенный элемент развития фитопланктона в природных водах, является соотношение концентраций TN/TP. При величине отношения $TN/TP < 10$ лимитирует азот, а при величине $TN/TP > 17$ – фосфор (Smith, 1982). В пресноводных экосистемах TP считается основным ограничивающим фактором

развития фитопланктонных организмов (Schindler et al., 2008). Полученные значения TN/TP (таблица 4.4) свидетельствуют о том, что в большинстве исследуемых озер лимитирует фосфор. Оз. Треугольное и Южное характеризуются оптимальными условиями для развития фитопланктона. В оз. Ледовое первичная продукция ограничивается азотом (Постева и др., 2023). Была установлена тенденция к снижению соотношения TN/TP в озерах с высокой концентрацией хлорофилла «а» (Yan et al., 2016). В период вегетации, особенно на поздней стадии, стареющие водоросли становятся важным источником ТОС для бактериальных организмов. Что способствует увеличению потенциальной скорости денитрификации, приводящей к дефициту азота в более продуктивных озерах (Liang et al., 2020; Bai et al., 2022). В соответствие с данной градацией в озерах северо-восточной части водосбора Баренцева моря и восточной части Мурманской области фосфор также лимитирует продуктивность фитопланктона (Bazova, 2017; Кашулин и др., 2010).

Отдельное внимание следует уделить уровню содержания Chl «а» в водах исследуемых озер, т.к. данный показатель отражает фотосинтетическую активность фитопланктона и позволяет судить о первичной биологической продуктивности водоема. Физико-географические условия северных широт обуславливают низкую биологическую продуктивность природных вод, не подверженных антропогенному воздействию (Brunberg et al., 2002; Dranga et al., 2018). Так, средний фоновый уровень содержания Chl «а» для озер Кольского полуострова составляет 0,2-0,3 мг/л (Никулина, 1975). Однако, медианные концентрации хлорофилла «а» в водах озер г. Мурманска за исследуемый период варьировали в пределах от 1,5 до 26,8 мг/л, что 7,5 – 134 раза превышает фоновый уровень, что характерно для водоемов урбанизированных территорий Мурманской области и обусловлено повышенным содержанием элементов минерального питания фитопланктона (Денисов и др., 2018, 2020).

Несмотря на высокое содержание биогенных элементов, по показателю хлорофилла «а» преобладающее большинство озер как по содержанию средних концентраций Chl «а», так и по значениям индекса TSI (Chl «а») оцениваются как

олиготрофные водоемы, за исключением оз. Семеновское (Chl «а» 8,01 мг/л – мезотрофный) и Ледовое (Chl «а» 26,8 мг/л – гипертрофный; TSI (Chl «а» 45 – мезотрофный). Высокие концентрации токсичных ТМ (Co, Pb, Cr, Cd) способны оказывать угнетающее воздействие на фотосинтетическую активность фитопланктона, препятствуя массовому его развитию и способствовать деэтрофикации озер. При этом, под воздействием ТМ может не только снижаться биомасса фитопланктона, но также и происходить смена доминирующих видов, в большей степени предпочитающих гетеротрофный тип питания автотрофному. Так, в июле 2018 г. в водах оз. Южное были зафиксированы экстремально высокие концентрации Pb (31 мкг/л), что в 442 раза превышает медианные значения свинца, установленные для этого озера. В данный период доминирующим видом (до 65%) в составе фитопланктона отмечены динофлагелляты (*Ceratium hirundinella*), способные к гетеротрофному типу питания. В дальнейшем при снижении концентраций Pb (до 0,03 мкг/л) в 2019 и 2020 гг. возрастает доля диатомовых фотоавтотрофов 84 и 91% соответственно (Денисов, 2022). Однако достоверные корреляционные зависимости концентраций Chl «а» от гидохимических показателей были выявлены для TP ($r=0,87$), PO_4^{3-} ($r=0,70$), NH_4^+ ($r=0,75$), TN ($r=0,66$) (при $p=0,001$ и $n=40$) и не подтвердились для концентраций ТМ.

Фотосинтетическая активность фитопланктона определяется не только концентрациями минерального питания, но и метеорологическими условиями, такими как температура и освещенность, а также видовым составом, включая соотношение автотрофных и гетеротрофных видов, которые не рассматривались в рамках данного исследования (Кашулин, Беккелунд, 2022)

Величина отношения TN/TP может зависеть от соотношения аллохтонного и автохтонного органического вещества. В олиготрофных озерах преобладает аллохтонное органическое вещество, поступающее с поверхностным стоком с водосборных территорий. В эвтрофных водоемах за счет повышенной продуктивности фитопланктона происходит накопление автохтонного органического вещества, обогащенного азотом (Gashkina, 2011). Природу

органического вещества в поверхностных водах можно определить по величине соотношения органического углерода к органическому азоту ($\text{TOC}/\text{N}_{\text{орг}}$). Так, при величине соотношения $\text{TOC}/\text{N}_{\text{орг}}$ равной 12 в водоеме преобладает органическое вещество автохтонного происхождения. Если же данная величина больше 47, то органическое вещество представлено аллохтонным происхождением (Паничева и др., 2015). В исследуемых озерах органическое вещество представлено как автохтонным, так и аллохтонным типами. Диапазон отношения $\text{TOC}/\text{N}_{\text{орг}}$ находился в пределах от 14 до 38 ед. Наименьшие значения отмечались в водах оз. Ледовое (14 ед.) и оз. Семеновское (19 ед.), что указывает на увеличение доли автохтонного органического вещества. В озерах, расположенных в естественных лесных зонах г. Мурманска (оз. Большое, оз. Окуновое, оз. Треугольное), также как и на фоновых территориях, содержание аллохтонного вещества выше.

4.3. Оценка степени загрязненности озерных вод г. Мурманска

Водные объекты в условиях урбанизации подвержены разностороннему антропогенному воздействию. В результате деятельности промышленных предприятий и эксплуатации автотранспорта, а также поступления ливневых стоков с городских территорий в поверхностные воды в повышенных количествах поступают различные загрязняющие вещества, такие как щелочные и щелочноземельные металлы, биогенные элементы, тяжелые металлы и др. Как следствие, в водоемах происходит изменение химического состава природных вод, что, несомненно, сказывается на их качестве и пригодности их использования для различных видов водопользования (Саэт и др., 1990; Никаноров, 2001; Даувальтер и др., 2021). Таким образом, проблема оценки влияния загрязняющих веществ на качество поверхностных вод, а также выявление потенциальных рисков как для здоровья человека, так и для состояния водных экосистем в целом, не теряет свою актуальность на сегодняшний день. Оценка загрязнения водных объектов путем сравнения содержания отдельных компонентов качества воды с установленными стандартами является довольно трудоемким методом и не позволяет комплексно установить общее состояние водоемов. В связи с чем, для

оценки качества поверхностных вод широкое применение нашли методы, позволяющие количественно определить степень загрязненности водоемов на основе комплексного анализа показателей качества воды, что значительно упрощает процесс мониторинга состояния водных ресурсов и способствует своевременному выявлению негативных изменений в экосистемах водоемов. К данным методам относятся интегральные индексы, выражающие качество исследуемых вод в виде одного числа и отражающие пригодность вод для использования в различных целях (Bouslah et al., 2017). На территории Российской Федерации к официально признанным методикам оценки степени загрязненности вод относятся индекс загрязнения воды (ИЗВ), комбинаторный и удельно комбинаторный индекс загрязненности воды (КИВЗ и УКИВЗ) (РД 52.24.643-2002).

Индекс загрязнения воды (ИЗВ) был установлен Госкомгидрометом СССР и применялся с 1986 по 2002 гг. Данный индекс рассчитывался как среднее значение превышения ПДК по строго ограниченному числу гидрохимических показателей. При определении качества воды по ИЗВ в расчет брали 6 показателей, являющихся приоритетными загрязнителями водных объектов и обладающие наибольшей токсичностью. При этом значение растворенного кислорода и БПК₅ являлись обязательными показателями для применения данного метода (Временные методические..., 1986).

На смену индексу ИЗВ был введен удельно комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИВЗ), который учитывает как количество поллютантов кратно превышающих значения ПДК, так и повторяемость случаев превышения за исследуемый период. Расчет УКИВЗ осуществляется на основе 15 обязательных показателей (растворенный кислород, БПК₅, ХПК, фенолы, нефтепродукты, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Fe, Cu, Zn, Ni, Mn), являющимися основными загрязняющими веществами поверхностных вод на территории РФ. Перечень показателей при необходимости может быть дополнен специфическими загрязняющими веществами, характерными для конкретного водного объекта (РД 52.24.643-2002). В связи с тем, что при расчете УКИВЗ учитывается большое

количество показателей, а также количеств измерений (не менее 12 измерений в год) данный индекс обладает большей информативностью по сравнению с ИЗВ (Яковлев и др., 2022).

В других странах также разработаны различные индексы оценки качества природных вод и предложены критерии и методы их расчета. Такие как, взвешенный индекс качества воды (WQI), Канадский индекс качества воды (CWQI), индекс загрязнения (C_d), индекс загрязнения тяжелыми металлами (HMPI), индекс оценки тяжелых металлов (HMEI), индекс токсичности тяжелых металлов (HMTL), индекс неканцерогенного и канцерогенного риска для здоровья населения (HI, CR) и т.д. (Zakir et al., 2020). Сравнительный анализ российских и зарубежных методов оценки качества воды показал их некоторую схожесть. Так, например, Канадский индекс качества воды, также как и удельно комбинаторный индекс загрязненности воды учитывает как кратность превышения ПДК загрязняющих веществ, так и количество превышений за период исследований (РД 52.24.643-2002, ССМЕ, 2017). В свою очередь, взвешенный индекс качества воды схож с российским индексом ИЗВ, однако он не имеет ограничений по количеству показателей, используемых при расчете (Brown et al., 1970; Временные методические., 1986). Как видно, в мировой практике существует большое количество различных методов, позволяющих оценить экологическое состояние природных вод.

Индекс качества воды (WQI) впервые был предложен Р.К. Хортоном в 1965 году и рассчитывался на основе 9 показателей: температура, pH, мутность, TDS, растворенный кислород, БПК₅, нитраты, общий фосфор и *E. Coli*. (Horton, 1965). В дальнейшем для повышения точности оценки качества воды различными авторами были предложены новые методы, используемые для расчета WQI (Yan et al., 2022). В нашем исследовании для оценки качества воды был использован метод **взвешенного арифметического индекса качества воды (WAWQI)**, предложенный Р.М. Брауном и другими в 1970 г. и являющийся модифицированной формой индекса Хортона (Brown et al., 1970). В связи с тем, что для расчета WAWQI не требуется многократных измерений содержания

загрязняющих веществ, данный метод является одним из наиболее используемых методов во всем мире. Расчет индекса WAWQI осуществляется в несколько этапов:

Шаг 1: Расчет коэффициентов удельного веса (W_i) для каждого параметра качества воды, отражающий его относительную важность. Удельный вес рассчитывается по величине, обратно пропорциональной рекомендуемым стандартным значениям (S_n) соответствующих параметров по следующим уравнениям:

$$W_i = \frac{K}{S_n} \quad (4.13)$$

W_i – удельный вес i -го параметра

K – константа пропорциональности

S_n – стандартное допустимое значение каждого параметра

Константа пропорциональности

$$K = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{S_n}} \quad (4.14)$$

Шаг 2: Расчет рейтинга качества (субиндекс Q_i) по каждому параметру. Субиндекс Q_i представляет собой число, отражающее относительное значение i -го параметра в загрязненной воде по отношению к его допустимому стандартному значению и рассчитывается в соответствии с уравнением:

$$Q_i = \frac{(V_i - V_0)}{(S_n - V_0)} * 100 \quad (4.15)$$

Q_i – рейтинг качества i -го параметра качества воды.

V_i – значение концентрации для i -го анализируемого параметра

S_n – стандартное допустимое значение каждого параметра

V_0 — идеальное значение i -го параметра в чистой воде.

Идеальное значение для большинства показателей в чистой воде равно 0, однако показатель pH является исключением, его идеальное значение составляет 7.

Шаг 3: Расчет общего индекса WQI, представляющего собой линейное агрегирование рейтинга качества (Q_i) и единицы удельного веса (W_i) осуществляется по уравнению:

$$WAWQI = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i * W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (4.16)$$

Индекс WAWQI был рассчитан на основе следующих показателей качества воды: pH, минерализация (TDS), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} . В качестве стандартных допустимых значений использовались значения предельно допустимые концентрации в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (ПДК_{хп/кб}) и предельно допустимые концентрации в воде водных объектов рыбохозяйственного значения (ПДК_{рх}). Параметры, используемые при расчете индекса WAWQI, соответствующие стандартные значения, а также расчетные значения удельного веса представлены в таблице 4.7.

Таблица 4.7

Параметры, используемы для расчета индекс WAWQI, их стандартные значения, а также значения удельного веса

Параметры качества воды	Хозяйственно-питьевое и культурно- бытовое назначение				Рыбохозяйственное назначение			
	Sn	1/Sn	K	W _i	Sn	1/Sn	K	W _i
WAWQI								
pH	8,50	0,12	0,849	0,0998611	8,5*	0,12	0,044	0,0051595
TDS, мг/л	1000	0,00	0,849	0,0008488	1000*	0,00	0,044	0,0000439
Ca^{2+} , мг/л	200	0,01	0,849	0,0042441	180	0,01	0,044	0,0002436
Mg^{2+} , мг/л	50	0,02	0,849	0,0169764	40	0,03	0,044	0,0010964
Na^+ , мг/л	200	0,01	0,849	0,0042441	120	0,01	0,044	0,0003655
K^+ , мг/л	20	0,05	0,849	0,0424410	50	0,02	0,044	0,0008771
SO_4^{2-} , мг/л	500	0,00	0,849	0,0016976	100	0,01	0,044	0,0004386
Cl^- , мг/л	350	0,00	0,849	0,0024252	300	0,00	0,044	0,0001462
NH_4^+ , мгN/л	1,5	0,67	0,849	0,5658794	0,4	2,50	0,044	0,1096396
NO_3^- , мгN/л	45	0,02	0,849	0,0188626	9	0,11	0,044	0,0048729
PO_4^{3-} , мгP/л	3,5	0,29	0,849	0,2425197	0,05	20,00	0,044	0,8771168
Сумма				1				1

Примечание: Sn – ПДК; *– Показатель pH и TDS не нормируются для вод водных объектов рыбохозяйственных водопользования. За условные стандартные допустимые значения были приняты ПДК вод водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения.

Из таблицы видно, что наибольшие значения удельного веса характерны для NH_4^+ , PO_4^{3-} , и pH как для вод водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования, так и рыбохозяйственного значения. При этом, для вод водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения на первом месте по значениям удельного веса находится NH_4^+ , а для рыбохозяйственного – PO_4^{3-} . Согласно нормативам качества воды водных объектов рыбохозяйственного назначения NH_4^+ на наименьших пороговых концентрациях оказывает прямое токсическое воздействия на водные биоресурсы, а PO_4^{3-} приводят к нарушению экологических условий (уровня трофности) водных объектов. В случае с водами водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения лимитирующий показатель вредности характеризуется изменениями органолептических свойств воды (СанПиН 2.1.3684-21, 2021; Приказ..., 2023).

Индекс загрязнения тяжелыми металлами (НМРІ) отражает комплексное воздействие тяжелых металлов на качество воды. При расчете данного индекса каждому ТМ присваивается весовая единица (W_i), основанная на их относительной значимости, которая определяется как величина обратно пропорциональная рекомендуемому стандарту (S_n) для каждого ТМ. Индекс НМРІ основан на методе определения средневзвешенного арифметического значения качества воды и рассчитывается по уравнению (Mohan et al., 1996; Karaouzas et al., 2021; Edet, Offiong, 2002):

$$\text{НМРІ} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \cdot W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (4.17)$$

Q_i – субиндекс i-го ТМ

W_i – удельный вес i-го ТМ

Параметры, используемые при расчете индекса НМРІ, соответствующие стандартные значения, а также расчетные значения удельного веса представлены в таблице 4.8.

Таблица 4.8

Параметры, используемы для расчета индексов НМРІ, их стандартные значения, а также значения удельного веса

Параметры качества воды	Хозяйственно-питьевое и культурно-бытовое назначение				Рыбохозяйственное назначение			
	Sn	1/Sn	K	W _i	Sn	1/Sn	K	W _i
V, мкг/л	100	0,01	0,089	0,0008897	1	1	0,198	0,1980245
Cr, мкг/л	50	0,02	0,089	0,0017795	70	0,014286	0,198	0,0028289
Co, мкг/л	100	0,01	0,089	0,0008897	10	0,1	0,198	0,0198024
Ni, мкг/л	20	0,05	0,089	0,0044487	10	0,1	0,198	0,0198024
Cu, мкг/л	1000	0,001	0,089	0,0000890	1	1	0,198	0,1980245
Zn, мкг/л	5000	0,0002	0,089	0,0000178	10	0,1	0,198	0,0198024
Mo, мкг/л	70	0,014286	0,089	0,0012710	1	1	0,198	0,1980245
Cd, мкг/л	1	1	0,089	0,0889734	5	0,2	0,198	0,0396049
Sn, мкг/л	2000	0,0005	0,089	0,0000445	112	0,008929	0,198	0,0017681
W, мкг/л	50	0,02	0,089	0,0017795	0,8	1,25	0,198	0,2475306
Tl, мкг/л	0,1	10	0,089	0,8897336	—	—	—	—
Pb, мкг/л	10	0,1	0,089	0,0088973	6	0,166667	0,198	0,0330041
Mn, мкг/л	100	0,01	0,089	0,0008897	10	0,1	0,198	0,0198024
Fe, мкг/л	300	0,003333	0,089	0,0002966	100	0,01	0,198	0,0019802
Сумма				1				1

Последовательность металлов с наибольшими значениями расчетных единиц удельного веса была следующей: (1) Tl>Cd> Pb > Ni >Cr =W и (2) W > V = Cu>Mo>Cd для (1) вод водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового и (2) рыбохозяйственного назначения соответственно. Нормативы качества воды для водных объектов рыбохозяйственного назначения, как правило, предполагают более строгие требования к уровню содержания загрязняющих веществ в водных объектах. Это обусловлено в первую очередь тем, что вода являются постоянной средой обитания гидробионтов, а загрязняющие вещества способны накапливаться и передаваться по трофическим цепям.

Индекс оценки тяжелых металлов (НМЕІ) дает представление об общем качестве воды на основе содержания тяжелых металлов и представляет собой сумму отношений концентраций (C_i) тяжелых металлов в воде к ПДК_i данных ТМ (Haque et al., 2019; Karaouzas et al., 2021):

$$HMEI = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i} \quad (4.18)$$

При расчете индекса оценки тяжелых металлов использовались аналогичные параметры качественного состава вод, что и для индекса НМРІ. В качестве стандартных допустимых значений применялись значения ПДК вод в водных объектах рыбохозяйственного назначения.

Индекс токсичности тяжелых металлов (НМТL) позволяет определить количество токсичных ТМ, оказывающих непосредственное влияние на здоровье человека. НМТL рассчитывается путем умножения концентрации анализируемого ТМ на общий балл опасности, присвоенный агентством по регистрации токсичных веществ и заболеваний (АТSDR) по уравнению (Saha, Paul, 2018; Яковлев и др., 2022):

$$\text{НМТL} = \sum_{i=1}^n C_i * \text{HIS} \quad (4.19)$$

C_i – концентрация i -го ТМ

HIS – суммарный балл опасности, согласно приоритетному списку опасных веществ (SPL).

В приоритетный список опасных веществ (SPL) включены ТМ, обладающие наибольшей частотой встречаемости на объектах Национального списка приоритетов (NPL), токсичностью и потенциальной угрозой здоровью человека (АТSDR, 2022).

При расчете индекса НМТL были использованы значения следующих ТМ и соответствующие им баллы опасности: V – 650, Cr– 892, Co– 1015, Ni– 994, Cu– 807, Zn– 916, Cd– 1317, Pb– 1531, Mn– 799.

Региональный индекс загрязненности воды (ИЗВ_{рег})

Большинство имеющихся на сегодняшний день методик оценки качества воды, основываются на использовании предельно допустимых концентраций (ПДК) в качестве стандартных нормируемых значений. ПДК разрабатываются для конкретных типов водопользования и являются едиными для всех водных объектов. При этом, ПДК не отражают региональные особенности условий формирования качественного состава природных вод таких как, геологические,

климатические, экологические и др. В свою очередь, фоновые значений незагрязненных территорий по показателям качества воды могут значительно отличаться от значений ПДК, как в большую, так и в меньшую сторону.

В связи с чем П.А. Лозовик с соавторами предложил методику оценки качества воды на основе регионального индекса загрязненности воды (ИЗВ_{рег}). ИЗВ_{рег} рассчитывается с применением региональных предельно допустимых концентраций (РПДК), которые учитывают как токсичность элементов по их ПДК для водоемов рыбохозяйственных значения, так и их геохимический фон (Лозовик и др., 2017). ИЗВ_{рег} определяется по следующему уравнению:

$$\text{ИЗВ}_{\text{рег}} = \frac{1}{n} \sum \frac{C_i}{\text{РПДК}_i}, \text{ где} \quad (4.20)$$

C_i – фактическая концентрация вещества в водоеме,

РПДК_i – региональные предельно допустимые концентрации того же вещества.

При этом, для расчёта ИЗВ_{рег} используются соединения, относящиеся к приоритетным загрязняющим веществам исследуемого водного объекта, а также элементы, для которых $C_i \geq \text{РПДК}$. А соединения, отражающие региональную специфику вод ($C_{\text{фон}} > \text{ПДК}$), не учитываются при оценке загрязненности водного объекта. В свою очередь, РПДК для веществ, у которых $\text{ПДК} > C_{\text{фон}}$ (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , V, Cr, Co, Ni, Zn, Mo, Cd, Sn, W, Tl, Pb, Al, Mn, Fe, Sr, Li, Rb, Zr, Cs, Ba, B, Ti) рассчитывается как среднегеометрическое их значение по формуле:

$$\text{РПДК} = \sqrt{C_{\text{фон}} * \text{ПДК}} \quad (4.21)$$

Для элементов же, у которых фоновая концентрация одного порядка, что и ПДК (Cu) использовалась их сумма:

$$\text{РПДК} = C_{\text{фон}} + \text{ПДК} \quad (4.22)$$

В результате проведенных расчетов значений РПДК было выявлено, что большинство действующих на данный момент значений ПДК для вод водных объектов рыбохозяйственного назначения в значительной степени превышают полученные значения РПДК (Приложение 3; таблица П. 3.1) Единственным

элементов, для которого отмечается превышение региональных значений ПДК (в 1,94 раза) по сравнению с ПДК_{рх} водоемов является Cu. При этом, соединений, отражающих региональную специфику вод, для которых характерно превышение фоновых концентраций над ПДК_{рх} выявлено не было.

В таблице 4.9 представлены классификации качества вод на основе числовых значений индексов WQI, NMPI, HMEI, NMTL, ИЗВ_{рег}.

Таблица 4.9

Классификация качества вод на основе значений индексов WAWQI, NMPI, HMEI, NMTL, ИЗВ_{рег}

№	Индекс	Числовое значение индекса	Качественное состояние воды
1	WAWQI ₁	0–25	Отличное качество воды
		26–50	Хорошее качество воды
		51–75	Плохое качество воды
		76–100	Очень плохое качество воды
		> 100	Непригодное для питья
2	NMPI ²	<100	Низкий уровень загрязнения
		100	Средний (пороговый) уровень загрязнения
		> 100	Высокий уровень загрязнения
3	HMEI ²	<10	Чистая
		10 – 20	Умеренно загрязненная
		>20	Сильно загрязненная
4	NMTL ³	0–100	Низкая токсичность
		100–300	Умеренная токсичность
		300–500	Высокая токсичность
		500–1000	Очень высокая токсичность
		>1000	Чрезвычайно высокая токсичность
5	ИЗВ _{рег} ⁴	<0,2	Очень чистая
		0,2–1	Чистая
		1–2	Умеренно загрязненная
		2–4	Загрязненная
		4–6	Грязная
		6–10	Очень грязная
		>10	Чрезвычайно грязная

Примечание:¹(Brown et al., 1970); ²(Karaouzas et al., 2021); ³(Яковлев и др., 2022); ⁴(Лозовик и др., 2017)

Согласно полученным результатам (таблица 4.10), медианные значения индекса WAWQI вод исследуемых озер, рассчитанные на основе ПДК_{хп/кб} и ПДК_{рх} назначения варьировали в пределах от 1,3 до 25 и от 2,1 до 51,6 соответственно. Наиболее низкие значения данного индекса отмечаются в оз. Большое, наиболее высокие – оз. Ледовое. К основным параметрам качества вод, оказывающих наибольшее влияние на значения индекса WAWQI, относятся pH, NH₄⁺ и PO₄³⁻. Процентный вклад параметров качества воды в значения индекса для каждого из исследуемых озер представлен в приложении 3 таблица П. 3.2.

Таблица 4.10

Значения индексов загрязненности озерных вод г. Мурманска за период 2018 – 2022 гг.

Год	WAWQI _{хп/кб}	WAWQI _{рх}	НМПИ _{хп/кб}	НМПИ _{рх}	НМЕI	НМТL	ИЗВ _{рег}
Оз. Северное, n = 9							
2018	–	–	4,5	92	6,9	24,5	2,4
2019	2,2	6,0	6,7	123	11,5	36,4	2,7
2020	2,1	7,4	10,0	133	10,4	29,6	2,8
2021	4,1	0,3	10,7	120	9,4	28,2	2,4
2022	6,9	15,2	15,9	331	39,9	158	5,5
Me	2,8	6,0	10,7	125	11,4	36,1	2,5
Оз. Семеновское, n = 26							
2018	8,9	7,4	1,0	104	8,4	24,6	2,1
2019	3,5	9,8	3,0	78	7,0	21,9	1,7
2020	7,1	6,6	3,0	104	11,1	36,9	2,4
2021	8,9	18,9	10,0	137	18,2	81,0	3,6
2022	3,6	8,3	15,0	109	12,3	52,1	2,9
Me	5,4	7,2	3,6	103	10,3	36,5	2,4
Оз. Среднее, n = 11							
2018	5,5	1,7	0	140	8,7	17,8	1,8
2019	3,5	1,4	3,0	95	8,4	33,2	2,6
2020	4,2	2,9	0	111	7,0	16,1	2,4
2021	2,1	1,3	7,0	103	6,9	17,0	1,9
2022	2,8	1,5	11,0	124	10,6	42,1	3,1
Me	3,7	2,6	4,7	103	7,0	17,6	2,1
Оз. Большое, n = 3							
2020	4,2	7,6	1,7	99	7,8	23,7	2,0
Оз. Окуновое, n = 7							
2018	3,5	5,5	7,0	118	13,1	47,9	2,7
2019	0,8	2,0	4,0	118	11,9	25,6	2,4
2020	1,6	6,0	3,0	124	12,8	27,9	2,4
2021	2,5	2,5	7,0	137	14,1	25,0	2,5
2022	1,9	2,1	16,0	144	14,1	26,3	2,6
Me	1,3	2,1	3,9	125	12,8	26,9	2,5
Оз. Ледовое, n = 11							
2018	40,1	84,4	5,6	129	10,6	36,6	3,5

Год	WAWQI _{хп/кб}	WAWQI _{рх}	НМРІ _{хп/кб}	НМРІ _{рх}	НМЕІ	НМТЛ	ІЗВ _{рег}
2019	187	202	8,0	415	97,9	379	14,1
2020	92,0	185	2,4	256	46,8	212	8,4
2021	4,9	21,6	9,3	225	37,4	170	6,5
2022	6,3	12,1	11,4	286	51,3	272	9,7
Me	25,0	51,6	7,9	292	62,1	304	8,0
Оз. Треугольное, n = 6							
2019	5,4	1,6	4,0	146	47,8	190	12,5
2020	7,5	8,0	2,0	168	40,7	115	11,1
2021	5,7	0,4	4,0	86,5	18,4	31,7	4,7
Me	6,2	1,6	3,5	96,9	19,1	33,8	4,9
Оз. Южное, n = 7							
2018	17,2	2,1	6,6	135	14,1	16,3	3,1
2019	10,1	8,2	1,3	53,8	4,8	16,5	2,2
2020	9,7	2,9	1,0	92,4	6,1	14,4	2,3
2021	8,1	0,6	4,6	104	8,0	21,7	2,4
Me	10,2	3,0	2,1	67,7	5,4	16,3	2,1

Примечание: Me – медианные значения показателей за весь период исследования

Медианные значения индекса НМРІ_{хп/кб} варьировали в пределах от 1,7 до 7,9, что свидетельствует о низком уровне загрязнения вод исследуемых озер. Максимальная доля от общего значения индекса НМРІ_{хп/кб} во всех исследуемых озерах приходится на ТІ (в среднем 89%). Согласно значениям индекса НМРІ_{рх} в водах озер Южное (НМРІ_{рх} 67,7), Треугольное (НМРІ_{рх} 96,9) и Большое (НМРІ_{рх} 99) уровень загрязнения оценивается как низкий. Максимально высокие значения данного индекса приходятся на воды оз. Ледовое и составляют 292. Ванадий и медь выступают основными показателями, вносящими наибольший вклад в значение индекса НМРІ_{рх}, который составляет в среднем 50 и 35% соответственно (Постевая и др., 2025а).

Согласно значениям индекса оценки тяжелых металлов (НМЕІ), воды озер Южное (НМЕІ 5,4), Среднее (НМЕІ 7) и Большое (НМЕІ 7,8) расцениваются как чистые, оз. Ледовое (НМЕІ 62,1) – сильно загрязненные. Для остальных исследуемых озер качественное состояние вод оценивается как умеренно загрязненное, значение индекса в данных озерах варьировало от 10,3 до 19,1. Процентное соотношение тяжелых металлов, вносящих существенный вклад в значение индекса НМЕІ, подвержено межгодовой динамике и было индивидуально для каждого водоема. К основным металлам, загрязняющим

озерные воды г. Мурманска, согласно расчетам данного индекса относятся Mn, Fe, V, Ni и Cu.

Медианные значения индекса токсичности озерных вод г. Мурманска изменялись от 16,3 (оз. Южное) до 304 (оз. Ледовое), что отвечает низкой и высокой степени токсичности вод. Степень токсичности вод исследуемых озер определяется влиянием концентраций Mn (49%), Zn (18%), Ni (17%), V (6%) и Cu (6%). При этом, в водах оз. Ледовое, для которого характерны максимальные значения индекса токсичности, доля Mn от общего значения индекса достигала 92% (Постева и др., 2025а).

Согласно расчетам значений регионального индекса загрязнения воды, большинство исследуемых озер оцениваются как загрязненные. Наименьшие значения индекса $ИЗВ_{рег}$ зафиксированы в водах оз. Большое ($ИЗВ_{рег} 2,0$), что соответствует категории умеренно загрязненных вод. В свою очередь, наибольшие значения характерны для вод озер Ледовое ($ИЗВ_{рег} 8,0$) и Треугольное ($ИЗВ_{рег} 4,9$), что характеризует их как очень грязные и грязные соответственно. К показателям, вносящим основной вклад в значения индекса $ИЗВ_{рег}$ вод озер г. Мурманска, относятся Mn, Fe, V, Ni, Sr, Zn и Al. Стоит отметить, что порядка 12% в $ИЗВ_{рег}$ вод озер Северное и Южное вносят ионы Na и Cl. В оз. Среднее на долю сульфатов приходится 18%, оз. Северное и Окуновое – 5%.

Анализ годовой динамики индекса WAWQI показал, что за период с 2018 по 2022 гг. воды большинства исследуемых озер оценивались как воды отличного качества как по хозяйственно-питьевому и культурно-бытовому, так и по рыбохозяйственному назначению. Исключение составляет оз. Ледовое, для которого характерны максимальные значения данного индекса в период с 2018 по 2020 гг. Совместно с высокими значениями индекса WAWQI в указанный период отмечаются повышенные концентрации NH_4^+ и PO_4^{3-} . Основной вклад в значения индекса WAWQI качества воды для вод оз. Ледовое, рассчитанного по $ПДК_{хл/кб}$ за весь период исследования вносят ионы NH_4^+ . При этом, в период 2018–2020 гг. вклад NH_4^+ в значения индекса достигал 97%, а в период 2021–2022 гг. не

превышал 6%. В свою очередь, значимый вклад в значения индекса $WAWQI_{px}$, рассчитанного за весь период исследования, вносят как ионы NH_4^+ , так и PO_4^{3-} . При этом, отмечалась тенденция преобладания вклада фосфатов (71%) над ионами NH_4^+ (28%), за одним исключением. В 2019 г. доля NH_4^+ составляла 66 %, а PO_4^{3-} 34 % от общего значения индекса качества воды. Также, в 2022 г. по сравнению с 2018 г. значения индекса $WAWQI$ в большинстве исследуемых озер снизилось в среднем в 2 раза, что обусловлено в первую очередь снижением концентрации NH_4^+ и PO_4^{3-} . Исключение составляют воды оз. Северное, в котором данный показатель стал выше в 2,5–3 раза (Постевая и др., 2025a).

Анализ годовой динамики индексов загрязненности озер г. Мурманска по отношению к содержанию ТМ позволил выявить тенденцию к ухудшению качества природных вод (таблица 4.10). Так, максимальные медианные значения индексов $HMPI$, $HMEI$, $HMTL$ отмечались в 2021–2022 гг. и превышали значения 2018 г. в 1,2–7 раз, за исключением озер Окуновое, Треугольное и Южное, в которых значения индексов остались практически на прежних уровнях или ниже. Максимальные значения индекса токсичности были зафиксированы в 2018 г. для вод оз. Окуновое ($HMTL$ 47,9), 2019 г. – оз. Ледовое ($HMTL$ 379), 2021 г. – озер Треугольное ($HMTL$ 190) и Семеновское ($HMTL$ 81,0), 2022 г. – озер Северное ($HMTL$ 58) и Среднее ($HMTL$ 21,7). В данные периоды во всех вышеперечисленных озерах отмечалось увеличение процентного вклада Mn в значение индекса $HMTL$. Помимо этого, в 2018 году в оз. Окуновое доля Pb составляла 33% и в дальнейшем снизилась до 2%. Динамика индекса $ИЗВ_{рег}$ сопоставима с динамикой индексов $HMPI$, $HMEI$ за счет того, что данный индекс является комплексным и включает в свои расчеты содержание металлов.

Анализ сезонной динамики индекса $WAWQI$ для оз. Семеновское, рассчитанного как по ПДК вод водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового, так и рыбохозяйственного назначения показал, что в течение всех сезонов года качество вод оз. Семеновское по всей толще водоема соответствует отличному. Исключение составляет весенний период, в придонных

горизонтах озера качество воды снизилось до категории «хорошее» ($WAWQI_{px}$ 40,6), что обусловлено повышением концентраций NH_4^+ и PO_4^{3-} по сравнению с зимним периодом в 2 и 8 раз соответственно (Рис. 4.6).

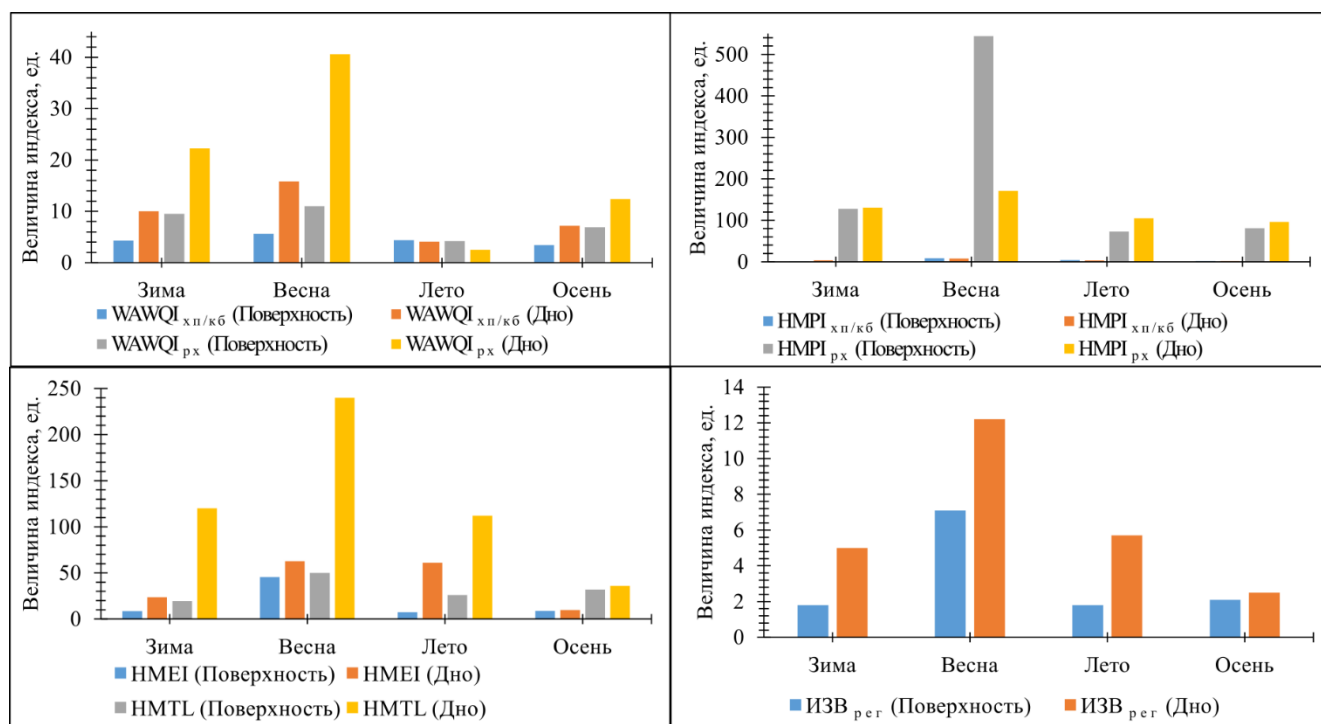


Рис. 4.6 Сезонная изменчивость значений индексов загрязненности вод в поверхностных и придонных слоях оз. Семеновское за 2018 – 2022 гг.

Распределение индекса $NMPI$ по $ПДК_{xp/кб}$ также соответствовало низкому уровню загрязнения во все сезоны. Однако, согласно динамике значений индекса $NMPI_{px}$ воды оз. Семеновское в зимне-весенний период, а также летом в придонном горизонте характеризуются как воды с высоким уровнем загрязнения, т.е. представляют потенциальную угрозу для водной флоры и фауны. Максимальный пик значений данного индекса приходится на весенний период и достигает 544 на поверхности и 171 у дна озера. Столь высокие значения индекса в данный период обусловлены резким увеличением медианных концентраций V (до 24,8 мкг/л) в поверхностном и Mn (до 277,5 мкг/л) в придонном горизонтах по сравнению с другими сезонами года.

В соответствии с медианными значениями индекса $HMEI$ в течение года воды оз. Семеновское в придонном горизонте соответствуют низкому качеству и

относятся к категории сильно загрязненных, за исключением осеннего периода. Осенью воды озера классифицируются как чистые и на поверхности, и у дна водоема.

Воды поверхностного горизонта озера характеризуются низкой степенью токсичности вне зависимости от сезона года. В свою очередь, в придонном горизонте воды озера в большей степени относятся к категории умеренно токсичные. Зимой и летом не наблюдалось значимых различий в степени токсичности вод, индекс НМТЛ в данные периоды находился примерно на одном уровне. Максимальные значения индекса отмечаются в весенний период у дна озера и составляют 240.

Внутригодовая динамика индекса $ИЗВ_{рег}$ сопоставима с сезонной изменчивостью индексов оценки и токсичности ТМ. Медианные значения индекса $ИЗВ_{рег}$ варьировали в интервале от 1,8 до 12,2. Зимой и летом воды оз. Семеновское в поверхностном горизонте соответствовали категории умеренно загрязненных, а у дна – грязных вод. В свою очередь, максимальные значения индекса отмечались весной и соответствовали категории очень грязных (поверхностный горизонт) и чрезвычайно грязных (придонный горизонт) вод. Осенью значения $ИЗВ_{рег}$ не превышали 2,5 что соответствует загрязненному качеству воды. Наибольшее влияние на значение вышеперечисленных индексов вод оз. Семеновское, в частности, на их сезонную динамику, оказывают такие ТМ, как Mn, Fe, V, Cu и Zn.

Сравнительный анализ значений индексов WAWQI и NMPI, рассчитанных на основе значений ПДК для вод водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового и рыбохозяйственного назначения показал значительные различия в степени загрязненности озерных вод г. Мурманска. Установлено, что по медианным значениям вышеперечисленных индексов воды исследуемых озер характеризуются как воды отличного качества и по выбранным параметрам качества вод соответствуют требованиям предъявляемым, к водоемам хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения. С другой стороны, исследуемые воды большинства озер оцениваются как воды ненадлежащего

качества для использования в рыбохозяйственных целях. Таким образом, в данном исследовании использование значений $\text{ПДК}_{\text{рх}}$ назначения по сравнению с $\text{ПДК}_{\text{хл/кб}}$ значения является более предпочтительным для оценки качества поверхностных вод, поскольку $\text{ПДК}_{\text{рх}}$ предполагают более строгие требования к уровню содержания загрязняющих веществ в водных объектах, а применение интегральных индексов загрязненности вод на их основе в большей степени отражают пригодность водных экосистем для представителей водной флоры и фауны.

В тоже время, $\text{ПДК}_{\text{рх}}$ имеют более высокие значения по сравнению с региональными ПДК , учитывающими не только токсичность элементов по $\text{ПДК}_{\text{рх}}$, но и их геохимический фон. Как уже было отмечено, несмотря на отсутствие непосредственных сбросов сточных вод от предприятий г. Мурманска в исследуемые озера, качество их вод по $\text{ИЗВ}_{\text{рег}}$ варьирует от умеренно загрязненных до чрезвычайно грязных. В то же время крупнейший водоем Мурманской области оз. Имандра, который находится под влиянием многофакторной антропогенной нагрузки со стороны горнодобывающей и металлургической промышленности, железорудного производства, энергетического комплекса, бытовых сточных вод характеризуется величиной $\text{ИЗВ}_{\text{рег}}$ от 0,9 до 2,5. Эти значения близки к таковым для озер Мурманска (Галахина, Лозовик, 2017). С другой стороны, река Сюскуяййоки (Республика Карелия), характеризующаяся слабой освоенностью водосборной площади и отсутствием точечных источников загрязнения, считается чистой ($\text{ИЗВ}_{\text{рег}}$ 0,4) (Комулайнен и др., 2017). Дополнительно рассчитаны нормы $\text{ИЗВ}_{\text{рег}}$ для воды Чудского озера (45% площади озера принадлежит России, 55% – Эстонии). Данное озеро подвергается антропогенной нагрузке от точечных (городские сточные воды) и рассеянных (сельскохозяйственные объекты) источников загрязнения. $\text{ИЗВ}_{\text{рег}}$ для этого озера составил 0,77, что соответствует категории чистых вод (Лозовик, Фрумин, 2018). Таким образом, значения примененных индексов загрязненности отражают влияние городской среды на состояние исследуемых озер г. Мурманска. В свою очередь, применение значений РПДК

позволяет учитывать региональные особенности условий формирования качественного состава природных вод, что более объективно отражает степень загрязненности водных объектов.

Выводы по главе 4.

1. По показателю рН воды в большинстве исследуемых озер относятся к нейтральным. Влияние гумусовых кислот, поступающих с водосборных территорий, на значение водородного показателя воды в исследуемых озерах не установлено. Большинство исследуемых озер оценивается как озера, способные противостоять закислению, что определяется влиянием городской среды (например, разрушение городской инфраструктуры). Однако, в межгодовой динамике отмечается тенденция к снижению устойчивости озер к закислению. В исследуемых озерах значения показателя ANC находятся в прямой зависимости от содержания гидрокарбонат-ионов, а также от насыщенности вод обменными основаниями.

2. Согласно индексу трофического состояния Карлсона трофический статус большинства исследуемых озер оценивается как олиготрофный, оз. Ледовое – мезотрофный. Для исследуемых озер не характерна ярко выраженная межгодовая и межсезонная динамика индекса трофического состояния. При этом, в озерах г. Мурманска выявлено превышение значений уровня содержания хлорофилла «а» (в 7,5 – 134 раза) по сравнению с принятым фоновыми значениями для озер Кольского полуострова, что обусловлено повышенными концентрациями элементов минерального питания фитопланктона. Лимитирующим биогенным элементом развития фитопланктона в большинстве исследуемых озер является фосфор. Продуктивность оз. Треугольное и Южное в равной степени ограничивается азотом и фосфором. В озерах с повышенной трофностью (оз. Ледовое) в развитие фитопланктона лимитируется азотом. Угнетающее воздействие токсичных ТМ на фотосинтетическую активность фитопланктона в водах исследуемых озер не выявлено. С увеличением степени трофности доля автохтонного органического вещества повышается, что связано с большей

продуктивностью водоемов. Накопление аллохтонного органического вещества больше в водоемах, расположенных в естественных лесных зонах г. Мурманска.

3. Согласно значениям индексов экологического состояния природных вод, рассчитанных на основе pH, главных ионов минерализации и биогенных элементов, воды озер г. Мурманска оцениваются как воды отличного качества. Исключение – оз. Ледовое, воды которого по назначению рыбохозяйственного водопользования классифицируются как воды «плохого» качества. Несмотря на отсутствие непосредственных сбросов сточных вод от предприятий г. Мурманска, качество вод исследуемых озер по отношению к содержанию ТМ в большинстве случаев не соответствует категории «чистая». Воды оз. Ледовое характеризуются высокой степенью токсичности. Наибольший вклад в значения индексов внесли следующие показатели качества вод: pH, минерализация, концентрации NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe, V, Ni, Cu, Zn, Sr и Al. Значения индексов подвержены сезонной и вертикальной изменчивости. В годовой динамике для ряда озер отмечается тенденция к ухудшению качества природных вод в связи с увеличением концентраций ТМ.

Глава 5 Факторы, влияющие на химический состав озерных вод

Для выявления связи между концентрациями макро- и микроэлементов, и факторов, определяющих химический состав вод исследуемых озер, был проведен корреляционный (коэффициент корреляции Пирсона) и факторный анализы. Поскольку распределение концентраций гидрохимических показателей было отлично от нормального, с целью выполнения статистических требований используемых методов к исходным данным было применено Бокс-Кокс преобразование (Вох, Сох 1964; Порунов, 2011). Для статистического анализа были использованы данные по содержанию макро- и микроэлементов в составе озерных вод, а также таких показателей как pH, минерализация (TDS), цветность, гумусность, кислотонейтрализующая способность вод (ANC) и др. Факторный анализ проводился с использованием двух наборов данных: по однородной (с использованием концентраций химических элементов) (Приложение 4; таблица П. 4.2) и неоднородной базам данных (в анализ дополнительно были включены значения pH, TDS, цветности, гумусности, ANC, морфометрические параметры озер (площадь водного зеркала, площадь водосборного бассейна, показатель удельного водосбора (ΔF) коэффициенты глубинности ($K_{\text{гл}}$) и открытости ($K_{\text{откр}}$)).

5.1 Сопряженное поступление макро- и микроэлементов в воды озер г. Мурманска

Проведенный корреляционный анализ показал высокие положительные коэффициенты корреляции между минерализацией (TDS) исследуемых вод и содержанием всех главных ионов ($r=0,90-0,98$ при $p=0,001$ и $n=80$), а также таких щелочных и щелочноземельных металлов таких, как Sr ($r=0,98$), Li ($r=0,93$), Rb ($r=0,93$) и Ba ($r=0,90$). В тоже время, коэффициенты корреляции между величиной pH и концентрациями щелочных и щелочноземельных металлов были ниже и варьировали от 0,61 до 0,78, между значениями pH и минерализации – достигал 0,67 (Приложение 4; таблица П. 4.1).

Между концентрациями основных катионов и анионов в водах озер г. Мурманска была выявлена тесная связь, при этом наиболее высокие коэффициенты корреляции наблюдаются между ионами натрия и хлорид-ионами ($r=1,00$) – главными компонентами морских аэрозолей (Моисеенко и др, 2020).

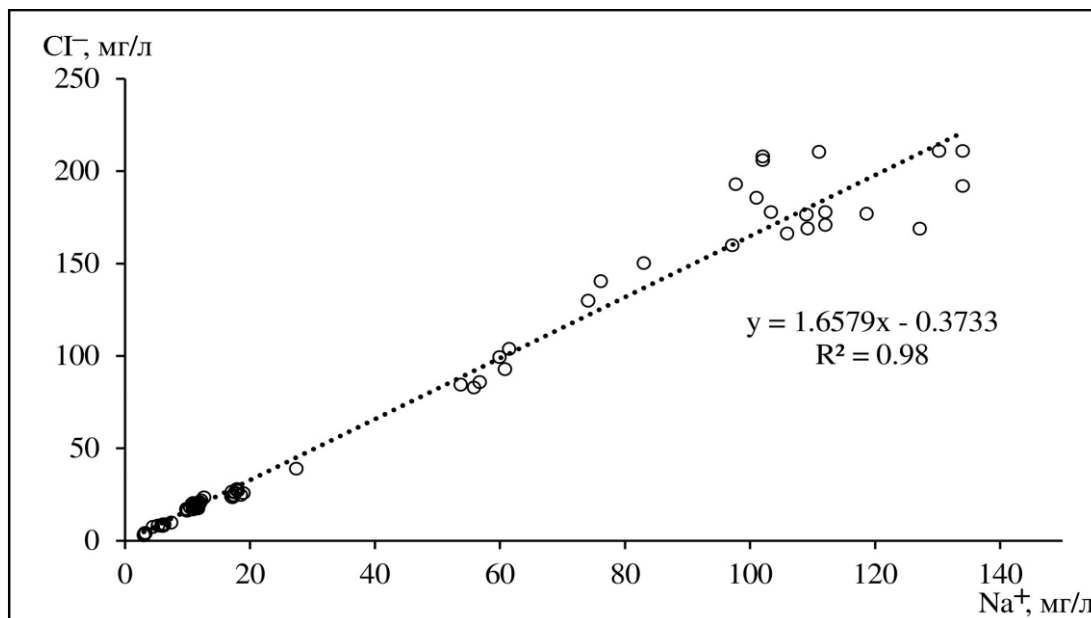


Рис. 5.1 Зависимость концентрации хлоридов от содержания ионов натрия в исследуемых озерах

В свою очередь данные ионы тесно коррелируют ($r = 0,85–0,93$ при $p = 0,001$) с концентрациями Li, Rb, Sr и Ba, что может указывать на их совместное поступление в водные объекты из морских аэрозолей и реагентов для противогололедной обработки городских дорог (Даувальтер и др., 2021). Вместе с тем, стронций в геохимических и биологических процессах сопряжен с кальцием, а рубидий является сопутствующим элементом калия (Моисеенко и др., 1997). Высокая корреляция между щелочными и щелочноземельными металлами ($r = 0,83–0,98$) обуславливается схожестью их физико-химических свойств (Базова, 2016; Постева и др., 2025б).

Кислотонейтрализующая способность вод (ANC) тесно коррелирует с показателями pH ($r=0,74$) и минерализации ($r=0,76$). В работе М.М. Базовой ранее отмечалось, что буферная способность поверхностных вод противостоять закислению в условиях Кольского севера зависит от насыщения вод обменными основаниями (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , Na^{+}) и поступления на водосборные территории

кислотообразующих соединений (Bazova, 2017). Под воздействием сильных кислот снижается насыщение почв обменными основаниями и, как следствие, их миграция в поверхностные воды становится ниже (Моисеенко, Дину, 2015). В исследуемых озерах г. Мурманска была установлена положительная зависимость между показателем ANC и концентрациями Ca – 0,83, Mg – 0,81, K – 0,87, Na – 0,66. Коэффициент корреляции между кислотонейтрализующей способностью и содержанием сульфатов ($r=0,56$) и хлоридов ($r=0,62$) несколько ниже. Однако, наибольшие коэффициенты корреляции величины ANC установлены с концентрациями гидрокарбонат-ионов ($r=0,95$), а также с содержанием таких щелочных и щелочноземельных металлов как Li ($r=0,90$), Rb ($r=0,89$), Sr ($r=0,94$) и Ba ($r=0,86$).

Общий органический углерод (ТОС), показатели цветности и гумусности тесно коррелируют между собой, а также с содержанием органического аниона (A^-), Si, Fe, Al, и редкоземельных элементов (Y, La, Pr, Nd, Sm, Gd). При этом отмечаются более высокие значения коэффициентов корреляции A^- с ТОС (1,00) и показателем гумусности ($r=0,95$), по сравнению с цветностью ($r=0,87$) озерных вод. В свою очередь более тесная связь показателя цветности отмечается с концентрациями Fe ($r=0,72$) и Al ($r=0,66$). В ряде исследований было установлено, что растворенное органическое вещество и Fe, входящие в состав природных вод бореальной зоны, являются основными факторами, определяющими цветность воды (Aschan, 1908; Kritzberg, Ekström, 2012; Xiao et al., 2015; Xiao, Riise, 2021). В исследованных озерах г. Мурманска ТОС и Fe коррелируют с показателем цветности воды. Коэффициенты корреляции между цветностью и ТОС, а также цветностью и Fe составили 0,87 и 0,72 соответственно (Постева и др., 2025б).

Несмотря на то, что Fe^{3+} обладает низкой растворимостью в озерах со значением pH воды выше 3,5, оно способно образовывать комплексные соединения с растворенным органическим веществом при околонеutralных значениях pH (Shapiro, 1964; Neubauer et al., 2013; Лозовик и др., 2017; Дину, Баранов, 2022).

В то же время, величина pH достоверно отрицательно коррелирует с показателем цветности и концентрациями Fe. Увеличение цветности озерных вод и уровня содержания Fe, вероятно образующего комплексные соединения с гумусовыми кислотами, приводит к снижению pH среды в сторону кислотных значений (Moiseenko et al., 2020a). Однако данная зависимость имеет слабый характер, коэффициенты корреляции составляют -0,42 для Fe и -0,37 для цветности. Достоверной зависимости между pH и содержанием органического аниона в исследуемых озерах не выявлено.

Установлена слабая отрицательная корреляционная зависимость концентраций La, Pr, Nd, Sm, Gd ($r=0,41-0,46$) от условий pH среды. Снижение значений величины pH приводит к увеличению содержания редкоземельных элементов в водоемах и водотоках (Sholkovitz, 1995; Gomes et al., 2022). Слабый характер выявленной зависимости обуславливается тем, что на процесс поступления и накопления редкоземельных элементов в результате водной миграции также оказывает влияние значение Eh воды, ее химический состав, присутствие взвесей (коллоидов), процессы сорбции, десорбции и биоаккумуляции и др. (Казак и др., 2021).

С увеличением концентрации общего фосфора возрастает содержание общего азота ($r=0,76$), ионов аммония и кремния ($r=0,46$), что обусловлено процессами продукции и деструкции органического вещества в водных экосистемах.

Средняя положительная корреляционная связь установлена для следующих групп соединений: V–Ni ($r=0,56$), V–Zn ($r=0,63$), Ni–Cr ($r=0,53$), Ni–Co ($r=0,60$), Ni–Zn ($r=0,54$). Даная зависимость может быть обусловлена, как геологическим, так и антропогенными источниками поступления. Так, никель является главным сидерофильным элементом Балтийского кристаллического щита и в природных условиях геологически сопряжен с Co (Моисеенко и др., 1997; Янин, 2016). В то же время Ni и V являются элементами-индикаторами сжигания мазута, используемого в г. Мурманска в качестве топлива для работы Мурманской ТЭЦ и котельных города (Zoller et al., 1973; Agrawal et al., 2008; Peltier et al., 2010). В

результате деятельности эксплуатации автотранспорта V также поступает в окружающую среду в составе твердых частиц, образующихся при неполном сгорании дизельного топлива (Shafer et al., 2012; Khussain et al., 2022). Истирание шин и тормозных колодок автомобильного транспорта выступает источником обогащения дорожной пыли Zn (Саг и др., 1990; Hwang et al., 2016).

5.2 Анализ факторов, влияющих на химический состав озерных вод г. Мурманска

Факторный анализ проводился методом главных компонент с последующим Варимакс нормальным вращением полученных факторов. Метод главных компонент основывается на выявлении минимального числа факторов, обладающих наибольшим вкладом в общую дисперсию. Данный анализ позволяет сократить количество переменных и определить структуру взаимосвязей между ними (Sahoo, Patra, 2015)

Количество главных компонент для анализа определялось при помощи критериев Кайзера (критерий собственных чисел) и Кеттела (критерий «каменистой осыпи»). Согласно критерию Кайзера для анализа, отбираются только те факторы, собственные значения которых превышают единицу. Критерий Кеттела является графическим методом, в соответствии с которым на графике определяется точка, где убывание собственных значений с лева на право максимально замедляется (на графике образуется излом) (Ким, 1989).

Анализ собственных значений согласно критерию Кайзера, позволил выделить 6 основных факторов со следующими собственными значениями: 1 фактор – 17,0; 2 фактор – 13,4; 3 фактор – 2,9; 4 фактор – 2,2; 5 фактор – 1,4; 6 фактор – 1,1. На графике собственных значений главных компонент (Приложение 4; Рис. П. 4.1) график претерпевает излом на уровне 4 фактора.

Таким образом, проведенный анализ главных компонент позволил выделить 4 основных фактора, объясняющих 82% общей дисперсии. За значимые факторные нагрузки принимались те, квадрат коэффициента корреляции которых превышал значения 0,5 (при $p = 0,05$ и $n = 80$). Распределение факторных нагрузок

представлено в таблице 5.1. Под величиной факторных нагрузок следует понимать коэффициенты корреляции между переменными и факторами. Чем больше абсолютное значение факторной нагрузки, тем сильнее связь данной переменной с фактором (Ким, 1989).

Таблица 5.1

Факторные нагрузки, собственные значения и процент объясняемой дисперсии выявленных факторов (по максимальному набору параметров)

	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 4
F	-0,605	-0,669	0,219	0,004
F _{бас}	0,144	-0,155	0,625	0,170
K _{гл}	0,573	0,350	-0,036	0,209
K _{октр}	-0,709	-0,602	0,155	-0,125
Δ F	0,669	0,424	0,226	0,057
pH	0,793	-0,316	-0,044	-0,176
TDS	0,977	-0,064	0,141	0,039
NH ₄	0,171	0,101	0,700	-0,124
Ca	0,961	-0,085	0,179	0,043
Mg	0,982	-0,091	0,100	-0,039
Na	0,952	-0,073	0,126	0,041
K	0,945	-0,207	0,196	0,003
HCO ₃	0,905	-0,146	0,308	-0,053
SO ₄	0,843	-0,282	-0,188	0,221
Cl	0,931	-0,093	0,135	0,046
TN	0,361	0,159	0,653	0,282
TP _{н/ф}	0,231	0,256	0,801	0,090
Цветность	-0,106	0,949	0,024	-0,016
Hum	-0,060	0,960	0,020	-0,082
TOC	0,018	0,928	0,029	-0,174
Si	0,175	0,833	0,300	0,197
ANC	0,896	-0,094	0,309	-0,073
A	0,018	0,928	0,029	-0,174
Al	-0,024	0,753	0,076	0,325
Fe	-0,183	0,761	0,509	0,085
Li	0,954	0,118	0,143	-0,001
V	-0,006	0,216	0,161	0,772
Cr	0,491	0,327	0,079	0,290
Co	0,501	0,472	0,451	0,191
Ni	0,445	0,097	0,256	0,761
Cu	0,055	0,236	-0,218	0,424
Zn	0,017	0,499	0,125	0,660

	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 4
Rb	0,923	-0,081	0,131	0,163
Sr	0,964	-0,083	0,195	0,049
Y	0,032	0,942	0,068	0,259
Mo	0,846	-0,017	-0,187	0,213
Ba	0,900	0,110	0,222	-0,016
La	-0,181	0,812	0,101	0,239
Pr	-0,106	0,909	0,093	0,305
Nd	-0,069	0,925	0,109	0,247
Sm	-0,078	0,929	0,068	0,259
Gd	-0,036	0,932	0,077	0,231
U	0,879	0,362	-0,179	0,056
Mn	0,009	0,326	0,715	-0,035
Собственные значения	17,0	13,4	3,2	2,2
% объясняемой дисперсии	38,7	30,4	7,9	4,9

Примечание: Жирным шрифтом выделены факторные нагрузки > 0,5.

Первый фактор имеет наибольшую информативность, на его долю приходится 38,7% от общей объясняемой дисперсии. Данный фактор объединяет такие показатели как рН, минерализацию, кислотонейтрализующую способность вод, содержание главных ионов и некоторых микроэлементов (Sr, Li, Rb, Ba, U, Mo). Первый фактор отражает связь химического состава озерных вод с поступлением вышеперечисленных элементов с водосборных территорий. Поскольку исследуемые озера располагаются на урбанизированных территориях, данный фактор отражает как природные (геологическое строение района исследования, морские аэрозоли Баренцева моря), так и антропогенные источники поступления главных ионов, а также щелочных и щелочноземельных металлов. Горные породы выступают в роли первичных источников основных ионов минерализации (Гашкина, 2014). Геология района исследования представлена изверженными и метаморфическими разностями пород архея и протерозоя: граниты, гнейсы, жильные диабазы, габбро, амфиболиты (Атлас Мурманской области, 1971). Однако, в условиях урбанизации в результате разрушения инфраструктуры, поступления ливневых вод, повышенной эрозии городских

почв, применения противогололедных реагентов основные ионы, щелочные и щелочноземельные металлы с городской пылью, частицами почв или четвертичных отложений могут попадать в водоемы и водотоки (Даувальтер, Слуковский и др., 2023). Кальцит, доломит, полевой шпат, биотит, хлорит и другие минералы, обычно встречающиеся в строительных материалах, при взаимодействии с агрессивными условиями городской среды (например, кислотные дожди) высвобождают катионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ (Wright et al., 2011; Camuffo, 2016; Kaushal et al., 2017; Kaushal et al., 2020). В процессе разрушения бетонных сооружений в окружающую среду поступают ионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} . Цемент, входящий в состав бетона, обладает высокой кислотонейтрализующей способностью (955 мг-экв $\text{CaCO}_3/\text{г}$) и способствует смещению pH среды озерных вод в сторону нейтральных и щелочных значений (Sephton, Webb, 2017; Kaushal et al., 2020; Постевая и др., 2025б).

Уран и молибден, также вошедшие в нагрузку первого фактора, имеют геологическое происхождение. Уран является ведущим литофильным элементом Балтийского кристаллического щита (Янин, 2016). Так, на северо-западе Мурманской области располагается Лицевский рудный район, характеризующийся урановыми рудопрооявлениями и оруденениями (Ильченко и др., 2022). Молибден выступает в качестве сопутствующего элемента в урановых рудах и совместно мигрирует из магматических и метаморфических горных пород с урановым оруденением (Слуковский и др., 2020а).

Также в первый фактор вошли такие морфометрические характеристики озер, как площадь водного зеркала, показатель удельного водосбора, коэффициенты открытости и глубинности. Отрицательные значения факторной нагрузки площади водного зеркала свидетельствуют о влиянии слабоминерализованных атмосферных осадков, поступающих в исследуемые озера. С увеличением площади водоема происходит снижение значений показателей, входящих в первый фактор. В свою очередь, показатель удельного водосбора демонстрирует обратную тенденцию в отношении первого фактора. Чем больше площадь водосбора по сравнению с площадью зеркала, тем сильнее

влияние водосбора на режим водоема. Данная связь обусловлена структурой водного баланса озер. Коэффициент открытости имеет отрицательное значение факторной нагрузки, а коэффициент глубинности – положительные. Коэффициент открытости отражает степень перемешивания водных масс под воздействием климатических факторов, в особенности ветра. А коэффициент глубинности характеризует степень стратифицированности водной массы и различий гидрохимических показателей в поверхностных и придонных слоях озер.

Второй фактор также имеет определяющее влияние на формирование химического состава исследуемых озер. Доля данного фактора в общей дисперсии составляет 30,4%. Фактор объединяет показатели цветности, гуммуемости и содержание TOC, Si, A^- , Al, Fe, Y, La, Pr, Nd, Sm, Gd. Площадь водного зеркала и коэффициент открытости также демонстрируют отрицательные связи со вторым фактором. Наличие тесной связи между содержанием органического вещества и концентрациями Si, Fe, Al, редкоземельных элементов позволяет предположить протекание процессов комплексообразования с органическими кислотами в водах исследуемых озер. Органическое вещество, в особенности гуминовые и фульвовые кислоты, из-за особенностей их строения способны проявлять сильное сродство к комплексообразованию с гидрооксидами Fe и Al, ионами металлов и редкоземельных элементов (Tang, Johannesson, 2003; Catrouillet et al. 2019; Xiao, Riise, 2021; Lafrenière et al., 2023). Так, способность редкоземельных элементов образовывать комплексы с гумусовыми веществами зависит от ряда факторов, среди которых значения pH, концентрации растворенного органического вещества и ионная сила конкурирующих ионов (Tang, Johannesson, 2003). В водоемах со слабокислой и кислой реакцией среды, а также высоким содержанием органического вещества редкоземельные элементы в большей степени образуют комплексные соединения органической природы (Johannesson et al., 2004; Гусева и др., 2012). В щелочных водах (pH > 8,5) с низким содержанием органического вещества, или преобладающим подземным типом питания, редкоземельные элементы склонны образовывать комплексы с карбонатами и лигандами неорганического происхождения (гидрооксиды Fe, Mn, Al) (Biddau et

al., 2002; Lafrenière et al., 2023). В свою очередь, гумусовые вещества при взаимодействии с ионами кремния способны образовывать устойчивые кремнийорганические соединения (Костикова и др., 2016). В водоемах и водотоках гумидной зоны (Карелия) была установлена линейная зависимость (коэффициент корреляции составил 0,85) между содержанием растворенного органического кремния и показателем гуммусности, характеризующим органическое вещество аллохтонного происхождения (Рыжаков и др., 2019). Таким образом, второй фактор обуславливает совместное поступление вышеперечисленных элементов в составе аллохтонного органического вещества и отражает влияние состава почв и коренных горных пород, слагающих водосборные территории исследуемых озер.

Процент третьего фактора от суммы общей объясняемой дисперсии составляет 7,9. Данный фактор объединил в себе гидрохимические показатели, которые демонстрируют тенденцию к накоплению в придонных слоях исследуемых озер, а именно NH_4 , TN, TP, Fe, Mn. Вероятно, третий фактор обуславливается эвтрофикацией исследуемых озер, а также образованием восстановительных условий внутри водоемов. В процессе эвтрофирования в водных объектах происходит накопление биогенных веществ, в частности азота и фосфора, поступающих с водосборных территорий, о чем свидетельствует корреляция площади водосборного бассейна с третьим фактором. В придонных горизонтах кислород потребляется для разложения органического материала, что способствует образованию восстановительных условий (Даувальтер, 2006). Железо и марганец чутко реагируют на изменение редокс-условий, в восстановительной обстановке, способны переходить в растворенное состояние и высвобождаться из донных отложений (Гореленко и др., 1977).

Стоит отметить, что в данный фактор не вошли такие параметры как коэффициент глубинности и открытости озерной котловины, которые характеризуют степень перемешивания водных масс, возможности возникновения стратификации и различий концентраций химических показателей в поверхностных и придонных слоях водоемов (Лопух, Якушко, 2011). Это,

согласно результатам факторного анализа, исключает влияние сезонной стратификации и ветрового перемешивания водных масс на содержание и распределение NH_4^+ , TN, TP, Fe, Mn (Постева и др., 2025б).

Четвертый фактор характеризуется наименьшим процентом (4,9 %) от общей объясняемой дисперсии. Данный фактор отражает особенности локальной антропогенной нагрузки на водоемы и объединяет в себе такие металлы как Ni, V и Zn (Постева и др., 2025б).

Стоит отметить, что проведенный факторный анализ по ограниченному набору параметров, с использованием только концентраций химических элементов (Приложение 4; таблица П. 4.2), показал сопоставимые результаты с результатами факторного анализа с максимальным набором данных. Однако, применение неоднородных баз данных, с использованием расширенного набора показателей, облегчает процесс интерпретации полученных результатов и в большей степени позволяет выявить закономерности формирования химический состав исследуемых озер.

Таким образом, на основе выполненного статистического анализа данных было установлено, что химический состав вод исследуемых озер определяется комплексным воздействием природных и антропогенных факторов. При проведении корреляционного анализа были выявлены закономерные зависимости показателей pH, минерализации, кислотонейтрализующей способности вод от содержания главных ионов, а также щелочных и щелочноземельных металлов в исследуемых озерах. Установлена связь между косвенными показателями содержания органического вещества (ТОС, цветность, гумусность) и концентрациями типоморфных (Fe, Al) и редкоземельных элементов (Y, La, Pr, Nd, Sm, Gd).

Метод главных компонент позволил выявить 4 значимых фактора, объясняющих 82% общей дисперсии. Первые два фактора обладают наибольшей информативностью и объясняют 38,7 и 30,4 % соответственно от общей дисперсии. В свою очередь, третий (7,9) и четвертый (4,9) факторы характеризуются низким процентным вкладом в общую дисперсию. Первый

фактор объединяет такие показатели как pH, TDS, ANC, концентрации главных ионов и следующих микроэлементов: Sr, Li, Rb, Ba, U, Mo. Также в данный фактор вошли такие морфометрические показатели озер, как площадь водного зеркала, показатель удельного водосбора, коэффициенты открытости и глубинности. Первый фактор отражает региональные особенности района исследования, в частности геологическое строение водосборных территорий и влияние морских аэрозолей, поступающих от Баренцева моря. Однако, в связи с тем, что объекты исследования расположены на урбанизированной территории из данного фактора нельзя исключать антропогенные источники поступления главных ионов, щелочных и щелочноземельных металлов. Второй фактор обуславливает влияние почвенного покрова и коренных горных пород на химический состав озерных вод и определяет совместное поступление Si, Al, Fe и редкоземельных элементов (Y, La, Pr, Nd, Sm, Gd) в составе аллохтонного органического вещества в исследуемые озера. Третий фактор объединил в себе факторные нагрузки по следующим показателям: площадь водосборного бассейна и концентрации NH_4^+ , TN, TP, Fe, Mn в озерных водах. Вероятно, в качестве третьего фактора выступает процесс эвтрофикации озер, а также окислительно-восстановительные условия внутри водоемов. Четвертый фактор демонстрирует локальную антропогенную нагрузку (сжигание мазутного топлива, деятельность автомобильного транспорта) на водоемы и объединяет в себе микроэлементы техногенного происхождения (Ni, V, Zn).

5.3 Особенности водной миграции химических элементов

Важное значения в формировании химического состава природных вод играет миграция химических элементов. Под данным явлением понимается совокупность процессов, связанных с пространственным перемещением химических элементов, что приводит к перераспределению их концентраций в различных типах ландшафта (Тарновский, 1980). Значительный вклад в понимание закономерностей миграции внесли работы К.Х. Смита (1917), В.И. Вернадского

(1960), В.М. Гольдшмидта (1954), А.Е. Ферсмана (1955), Б. Б. Польшова (1956), А.И. Перельмана (1979) и других зарубежных и российских ученых.

Воздействие водной среды на водовмещающие горные породы и почвогрунты, приводит к мобилизации и активному выносу из них химических элементов и соединений в виде разнообразных растворимых, коллоидных, взвешенных и других форм нахождения в процессе водной миграции (Перельман, Касимов, 1999; Даувальтер, Кашулин, 2014). Рассеивание и концентрирование химических элементов происходит под влиянием комплекса различных внутренних (физико-химические свойства элемента) и внешних факторов (параметры среды), определяющихся геохимическими и ландшафтными условиями водосбора (Ферсман, 1955).

При этом водные объекты выступают конечным звеном миграции химических элементов, поступающих в результате поверхностного и грунтового стоков с водосборов (Ковда, 1985; Шкаруба и др., 2010). В высоких широтах миграционная способность элементов и их соединений обладает специфическими особенностями, обусловленными климатическими и ландшафтно-географическими условиями арктических регионов (Даувальтер, Хлопцева, 2008). В свою очередь, антропогенная и техногенная нагрузка способствует изменению условий и интенсивности миграционных потоков веществ в окружающей среде, что как следствие, приводит к трансформации качественного состава поверхностных и подземных вод (Моисеенко и др., 1997; Касимов и др., 2016). Стремительное развитие инфраструктуры в ходе инженерно-хозяйственного освоения территорий приводят к нарушению естественных экосистем, что также влияет на динамику миграции химических элементов (Комарова, 2015; Кнох et al., 2000; Селезнев и др., 2023). Таким образом, понимание особенностей миграции химических элементов, особенно на городских территориях в условиях крайнего Севера позволяет выявить специфические механизмы влияния урбанизации на экосистемы малых водоемов.

Значения водной миграции химических элементов и ее контрастность.

Для оценки миграционной способности элементов в водах исследуемых озер были рассчитаны коэффициенты их водной миграции (K_x) (Перельман, Касимов, 1999), а также коэффициенты контрастности (K_k). Коэффициент водной миграции отражает отношение содержания химического элемента в минеральном остатке воды водоема к его содержанию в горных породах или почвах, слагающих водосборный бассейн, и рассчитывается по следующей формуле:

$$K_x = \frac{m_x \times 100}{a \times n_x}, \text{ где} \quad (5.1)$$

m_x – содержание элемента в воде, мг/л

a – сумма минеральных веществ, растворенных в воде (минерализация вод), мг/л

n_x – содержание элемента в породах, %.

Расчет K_x вод озер г. Мурманска осуществлялся на основе значений концентраций химических элементов, входящих в состав горных пород (граниты, диориты, лейкограниты) северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Мурманский ландшафтно-геохимических район) (Базова, 2016), представленных в приложении 5 таблица П. 5.1.

Коэффициент K_k определяется как отношение значений коэффициента водной миграции одного и того же элемента в условиях разных ландшафтов и позволяет количественно выразить степень изменчивости миграционной способности химических элементов из пород в условиях урбанизированной среды относительно природный условий.

$$K_k = \frac{K_x}{K_{x \text{ фон}}}, \text{ где} \quad (5.2)$$

K_x – значение коэффициента водной миграции элемента в водоеме, %

$K_{x \text{ фон}}$ – фоновое значение коэффициента водной миграции в водоеме, %

Анализ полученных средних значений K_x озерных вод г. Мурманска в целом (таблица 5.2) позволил разделить химические элементы по степени интенсивности водной миграции на следующие группы:

- очень сильно и сильно подвижные элементы ($K_x > 1$) Zn, Na, Mg, Ca, Cs, K;

- элементы со средней интенсивностью водной миграции ($0,1 < n < 1$) Mn, Ni, V, Sr, B, Li, Cu, Rb, Fe;

- слабо и очень слабо подвижные элементы ($K_x < 0,1$) Ba, La, Pb, Si, Ce, Nd, Cr, Ti, Y, Al, Zr.

Таблица 5.2

Ряды интенсивности водной миграции элементов в водах озер г. Мурманска и озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Bazova, 2017)

Озера	Коэффициент водной миграции (K_x)				
	Очень сильная $> 10 n$	Сильная $1 < n < 10$	Средняя $0,1 < n < 1$	Слабая $0,01 < n < 0,1$	Очень слабая $< 0,01 n$
Северное	Na	Mg, Ca, Zn	K, Mn, Sr, Ni, Cs, V, Li, B	Rb, Cu, Fe, Co, Ba, Si	Pb, Cr, Y, La, Ce, Nd, Ti, Al
Семеновское	Zn, Na, Mg	Ca, Cs, Mn, K	Ni, V, Sr, B, Li, Cu, Rb, Fe	Co, Ba, La, Pb, Ce, Cr, Si, Nd	Y, Zr, Ti, Al
Среднее	Mg, Ca, Na	Zn, K	Cs, Ni, V, Sr, B, Mn, Li, Rb, Cu	Co, Ba, Fe, Cr	Pb, La, Ce, Nd, Si, Al, Ti, Y, Zr
Большое	Zn, Na, Cs, Mg	Ca, Ni, V	Mn, K, Li, Cu, Sr, Fe, Rb, La, Ce	Nd, Si, Cr, Ba, Pb, Y, Al, Ti	-
Окуновое	Zn, Mg, Ca	Na, Cs, Ni, V	K, Fe, B, Sr, Li, Cu, Rb, Co	Ba, Ce, La, Nd, Si, Cr, Ti, Y, Al	Zr
Ледовое	Na	Ca, Mg, Mn, Zn	K, Ni, Sr, Fe, Li, V, Cs, B, Co	Rb, Cu, Ba, Si	La, Cr, Pb, Nd, Ce, Ti, Y, Zr, Al
Треугольное	Zn, Mg, Cs, Na	Ca, Mn, Fe, V, Ni, K, Cu	Li, La, B, Ce, Sr, Rb, Nd, Si, Pb, Co, Ba	Y, Cr, Al, Ti, Zr	-
Южное	Mg, Na	Ca, Cs	Zn, K, B, Sr, Li, Mn, Ni	Rb, V, Ba, Cu, Co, Fe	Cr, Pb, La, Si, Y, Ce, Nd, Ti, Al, Zr
В целом для г. Мурманска	Zn, Na, Mg	Ca, Cs, K	Mn, Ni, V, Sr, B, Li, Cu, Rb, Fe	Ba, La, Pb, Si, Ce, Nd, Cr	Ti, Y, Al, Zr
Условный фон (Bazova, 2017).	Cs, Na, La, B, Ce, Rb, Pb	Zn, Sr, Sc, Li, Ca, Mg, Nd, K, Mn, Y	Ni, Cr, V, Si, Fe	Al, Zr, Ti	-

Значения K_x для озер г. Мурманска в сопоставлении с интенсивностью водной миграции элементов в озерных водах условно-фоновых территорий демонстрируют как сходство, так и значительные отличия в распределении элементов. К очень сильным и сильным водным мигрантам ($K_x > 1$) как на городских территориях, так и на условно-фоновых относятся Zn, Na, Mg, Ca, Cs, K; средним ($0,1 < n < 1$) - Ni, V, Cu, Fe; слабым (инертным) - Al, Zr, Ti.

Наибольшие средние значения коэффициента контрастности водной миграции отмечаются для Mg (K_k 3,9), Ca (K_k 2,4), и Zn (K_k 2,1) (Приложение 5; таблица П. 5.2). Данные элементы в гумидных районах активно мигрируют из состава почв и горных пород благодаря своей широкой распространенности и высокой растворимости соединений. При этом, в слабокислых и кислых условиях среды мобильность Ca, Mg и Zn увеличивается (Перельман, Касимов, 1999). Однако, контрастность миграции Ca и Mg отмечается также в водах оз. Ледовое, Северное, Среднее и Южное для которых характерны нейтральные значения pH. Значения K_k Ca в данных озерах варьировали от 1,5 до 2,7, для K_k Mg от 2,3 до 3,6. Вероятно, контрастность миграции этих элементов обусловлена процессом благоустройства городских территорий, который включает в себя изменения рельефа, физико-химических свойств горных пород и почвенного покрова, а также гидрологических условий, характерных для урбанизированных районов (Комарова, 2015; Кнох et al., 2000; Селезнев и др., 2023).

Для Fe и Mn степень изменчивости водной миграции несколько ниже, средние значения K_k по озерам г. Мурманска для данных элементов составили 1,3. Однако, степень подвижности одних и тех же элементов в водах исследуемых озер неоднородна. Из всех озер особенно выделяется оз. Треугольное, для которого характерна наибольшая контрастность для следующих элементов: Fe (K_k 40), Zn (K_k 7,6), Mn (K_k 4,7), V (K_k 3,6), Cu (K_k 2,8), Ni (K_k 2,0), Ti (K_k 1,9). Интенсивность миграции Al в данном озере соответствует условно-фоновым значениям, K_k находится на уровне 1. Также следует выделить оз. Окуновое, в котором контрастной миграцией отличаются Fe (K_k 5,0), Zn (K_k 4,2), V (K_k 2,0), Ni (K_k 1,5) и оз. Большое – Zn (K_k 5,0), V (K_k 2,7), Ni (K_k 2,6), Fe (K_k 1,4).

Восстановительная обстановка в придонных слоях данных озер способствует увеличению интенсивности миграции Fe и Mn. При этом, марганец в сравнении с железом (среднее значения K_k Mn в 4,8 раза больше) выступает более активным водным мигрантом и проявляет миграционную способность в нейтральных и слабощелочных водах (Иванова, 2013). Помимо этого, со снижением значений pH в сторону слабокислых значений увеличивается

подвижность Zn, Cu, Ni. А образующиеся в процессе биохимического выветривания горных пород и почвообразования коллоиды также способствуют миграции Fe, Al, Ti, Mn, V, Ni, Cu в составе комплексных соединений (Перельман, Касимов, 1999).

Вместе с тем, такие элементы, как $Cs_{(130)} > La_{(24)} = Na_{(24)} > B_{(21)} > Ce_{(19)} > Rb_{(14)} > Pb_{(10)} > Sr_{(6,3)} > Li_{(3,9)} > Nd_{(3,2)} > K_{(2,2)} > Mn_{(1,5)} > Y_{(1,4)} > Cr_{(0,58)} > Si_{(0,46)} > Cu_{(0,44)} > Zr_{(0,05)} > Ti_{(0,03)}$ (в скобках представлены значения коэффициентов водной миграции) демонстрируют большую подвижность в водах озер северо-восточной части водосбора Баренцева моря. Данные озера располагаются на значительном удалении от антропогенных и техногенных источников загрязнения, и большинство химических элементов поступает в них в результате выветривания и ветровой эрозии горных пород (Bazova, 2017). Кроме того, усиленный поток органического вещества с неурбанизированных территорий, а также слабокислая реакция среды (pH 6,15) способствуют миграции указанных элементов из состава горных пород, слагающих водосборные бассейны.

Коэффициент концентрации химических элементов относительно условно-фоновых величин

Для оценки трансформации химического состава вод городских озер под влиянием антропогенной нагрузки, а также выявления гидрохимических аномалий относительно условно-фоновых содержаний химических элементов был использован коэффициент концентрации. Данный коэффициент отражает степень накопления химических элементов в объектах исследования в сравнении с природным фоном и рассчитывается по следующей формуле (Саэт и др., 1990):

$$K_c = \frac{C_i}{C_{i \text{ фон}}}, \text{ где} \quad (5.3)$$

C_i – концентрация химического элемента в природных водах,

$C_{i \text{ фон}}$ – фоновая концентрация данного химического элемента

Коэффициенты концентрации были рассчитаны для следующих макро- и микроэлементов: Ca, Mg, Na, K, HCO_3^- , SO_4^{2+} , Cl, Si, Mn, Fe, Al, Li, Sc, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Y, Zr, Mo, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, W, Tl, Pb,

Bi, U, B, Ti, Be. Уровень содержания химических элементов со значением $K_c \leq 1$ соответствует условно-фоновому и ниже. В свою очередь, значения K_c от 1 до 1,5 обусловлен естественными колебаниями фона и указывает на отсутствие загрязнения по данным показателям. Распределение значений коэффициентов концентрации ($K_c \geq 1,5$) в водах озер г. Мурманска представлены на рисунке 5.2 и в таблице и приложении 5 таблица П. 5.3.

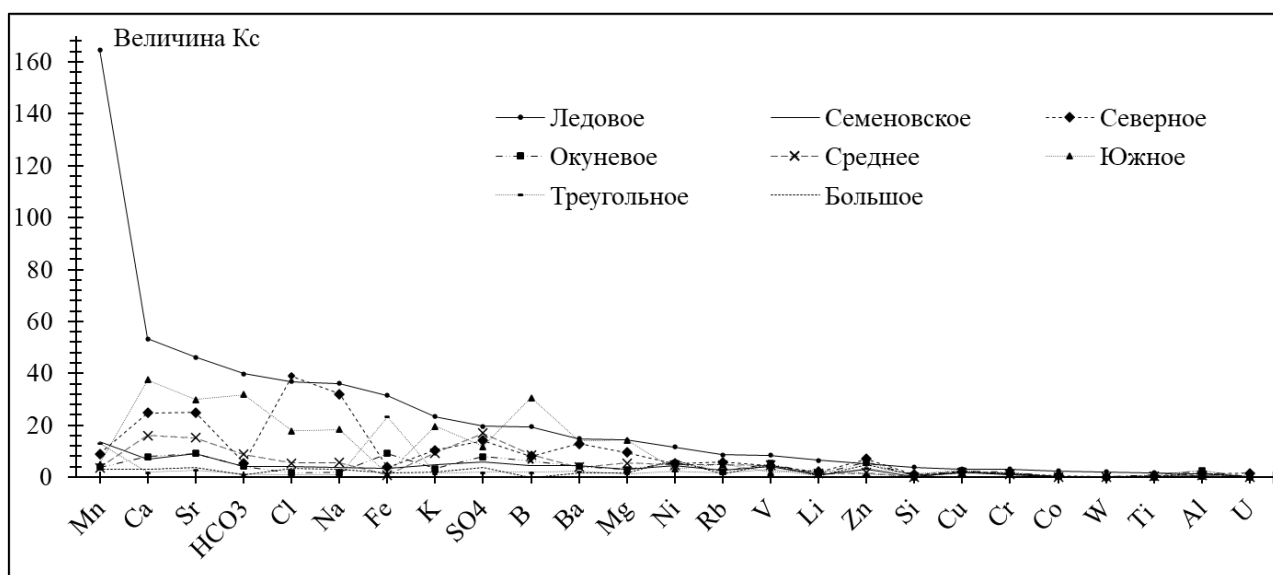


Рис. 5.2 Распределение значений коэффициентов концентрации ($K_c \geq 1,5$) в водах озер г. Мурманска относительно условно-фоновых величин.

Для озер г. Мурманска характерен достаточно высокий уровень превышения над фоном для главных ионов минерализации. В целом величина K_c имеет следующее распределение значений: $Ca_{(19)} > Cl_{(14)} > Na_{(13)} > HCO_{3(12)} > SO_{4(10)} > K_{(9)} > Mg_{(6,6)}$. В водах оз. Северное, Среднее, Ледовое и Южное все макроэлементы отличаются очень высокой степенью концентрирования ($K_c > 10$). Для остальных озер степень превышения элементов над условным фоном несколько ниже. В оз. Семеновское и Окуновое сильное превышение ($5 < K_c < 10$) отмечается только для кальция и сульфат-ионов. Наименьшие значения коэффициента концентрации характерны для вод оз. Большое и Треугольное, в которых K_c варьирует в пределах от 1,6 до 3,7, что соответствует слабому ($1,5 < K_c < 3$) и умеренному ($3 < K_c < 5$) загрязнению природных вод.

Средние значения коэффициента концентрации микроэлементов в водах исследуемых озер демонстрируют следующее распределение: $Mn_{(27)} > Sr_{(18)} > Fe_{(9,4)} > Ba_{(7,2)} > Ni_{(5,4)} > V_{(4,6)} > Rb_{(4,0)} = Zn_{(4,0)} > Cu_{(2,1)} > Li_{(2,0)} > Cr_{(1,6)}$. В то же время, Si, Ti, Co, Mo, Pb, W, U, Sb, Sc, Nd, Y, La, Zr, Cs, Ce, Cd, Sn, Gd, Pr, Sm, Be, Bi, B, Tl характеризуется низкой концентрирующей способностью ($K_c < 1$) и в целом не превышает условно-фоновых значений.

Среди исследуемых озер оз. Ледовое выделяется наибольшим количеством микроэлементов, значительно превышающих условный фон, особенно по таким элементам, как Mn, Sr, Fe, B и Ni. На втором месте находится оз. Южное, в котором $K_c > 10$ характерен для B, Sr, Ba. Также следует отметить, что Sr в значительной степени накапливается в водах озер Северное и Среднее. Однако распределение коэффициентов концентрации микроэлементов не является однозначным, и степень превышения одного и того же элемента над фоновыми значениями варьировала в различных водоемах. Так, например, коэффициенты концентрации V и Ni изменялись в пределах от 2,3 (оз. Треугольное) до 12 (оз. Ледовое) и от 1,9 (оз. Южное) до 8,5 (оз. Ледовое) соответственно. В водах оз. Большое и Окуновое, согласно K_c , данные элементы обладают сильной концентрирующей способностью, а водах оз. Семеновское и Среднее – умеренной. В водах большинства исследованных озер Mn характеризуется как элемент, значительно превышающий условно-фоновый уровень, за исключением оз. Среднее, Большое и Окуновое. В свою очередь, Fe демонстрирует высокую степень концентрирования в водах оз. Ледовое (32), Треугольное (23) и в несколько меньшей степени – Окуновое (9,2). Значения K_c таких элементов, как Cu, Al, Cr, Co, Li, Ti, W, U соответствуют слабому уровню загрязнения природных вод на исследуемых урбанизированных территориях.

Превышение условно-фоновых концентраций для различного рода химических элементов, в особенности тяжелых металлов, является характерной чертой для водных объектов, располагающихся в условиях городской среды. Помимо высокой антропогенной нагрузки от различных источников загрязнения немаловажное значение на поступление поллютантов оказывает интенсивность

поверхностного стока с загрязнённых водосборных территорий водоемов и водотоков. Проведенный расчет коэффициентов концентрации для вод реки Лососинка (г. Петрозаводск) по данным Д.С. Рыбакова (2024) показал, что в 2023 г. в сухую погоду на участке реки, приуроченной к зоне бывшего промышленного загрязнения (тракторный завод) отмечалось превышение фоновых концентраций по следующим элементам: $K_c U_{(1,9)} > Mg_{(1,7)} = Na_{(1,7)} > P_{(1,5)} = Mo_{(1,5)} > Sb_{(1,4)} > K_{(1,3)} = Cr_{(1,3)} > As_{(1,2)}$. В результате сильного дождя, значения коэффициентов концентраций многих элементов многократно увеличились и имели следующие распределения: $Ag_{(391)} > Mn_{(24)} > Cu_{(19)} > Pb_{(18)} > Co_{(16)} = Sb_{(16)} > Cd_{(13)} > V_{(8,6)} > Ni_{(6,9)} > U_{(6,7)} = Zn_{(6,7)} > Cr_{(6,4)} > Ba_{(5,5)} > Fe_{(5,4)} > As_{(4,0)} > Mo_{(3,9)} > K_{(3,8)} > Th_{(3,7)} > Li_{(2,3)} > Mg_{(2,1)} > Sr_{(1,8)} > Na_{(1,7)} > Ca_{(1,6)}$ (Рыбаков, 2024).

Сопоставление значений коэффициентов концентрации вод озер г. Мурманска с величинами K_c вод реки Лососинка (после дождя) показало, что на данных урбанизированных территориях отмечается превышение условного фона по схожим химическим элементам (Mn, Cu, Co, V, Ni, U, Zn, Cr, Ba, Fe, K, Li, Mg, Sr, Na, Ca). Однако, уровень превышения по каждому химическому элементу в различной степени может варьировать как в большую, так и в меньшую сторону. Отличительной чертой вод реки Лососинка являются значительное превышение над фоном для Ag, Pb, Sb, Cd, As, Mo, Th, что не характерно для вод озер г. Мурманска.

Из полученных результатов следует, что в целом воды озер г. Мурманска отличаются меньшими значениями водной миграции большинства исследованных элементов по сравнению с величинами условного фона. Исключение составляет миграционная способность Ca, Mg, Zn, Mn, V, Ni, Cu, Ti, что обусловлено антропогенной нагрузкой и условиями среды в самих водоемах и на их водосборах. Вместе с тем, анализ значений коэффициентов концентрации позволил выявить значительный уровень превышения над фоном для главных ионов минерализации, а также таких элементов как Mn, Sr, Fe, Ba, Ni, V, Rb, Zn, Cu, Li, Cr. Таким образом, урбанизированная среда выступает не только как источник поступления различных видов поллютантов в водные экосистемы, но и

может способствовать ускорению миграционных процессов химических элементов в результате антропогенной деятельности человека.

Выводы по главе 5.

1. Проведен анализ закономерностей формирования химического состава озер г. Мурманска. На основе статистического анализа данных было выявлено, что химический состав вод исследуемых озер определяется комплексным воздействием природных и антропогенных факторов. Установлены корреляционные зависимости показателей pH, минерализации, кислотонейтрализующей способности вод от содержания главных ионов, а также щелочных и щелочноземельных металлов в исследуемых озерах. Установлена связь между косвенными показателями содержания органического вещества (ТОС, цветность, гумусность) и концентрациями типоморфных (Fe, Al) и редкоземельных элементов (Y, La, Pr, Nd, Sm, Gd).

2. По результатам проведенного факторного анализа данных выявлено 4 значимых фактора, объясняющих 82% общей дисперсии. В первый фактор вошли такие параметры, как pH, TDS, ANC, а также концентрации главных ионов и следующих микроэлементов: Sr, Li, Rb, Ba, U, Mo. Кроме того, в первый фактор вошли такие морфометрические показатели озер, как площадь водного зеркала, показатель удельного водосбора, коэффициенты открытости и глубинности. Данный фактор отражает региональные особенности района исследования, в частности геологическое строение водосборных территорий и влияние морских аэрозолей, поступающих от Баренцева моря. Второй фактор обуславливает влияние почвенного покрова и коренных горных пород на химический состав озерных вод и определяет совместное поступление Si, Al, Fe и редкоземельных элементов (Y, La, Pr, Nd, Sm, Gd) в составе аллохтонного органического вещества в исследуемые озера. Третий фактор объединил в себе факторные нагрузки по следующим показателям: площадь водосборного бассейна и концентрации NH_4^+ , TN, TP, Fe, Mn в озерных водах. Вероятно, в качестве третьего фактора выступает процесс эвтрофикации озер, а также окислительно-восстановительные условия

внутри водоемов. Четвертый фактор демонстрирует локальную антропогенную нагрузку (сжигание мазутного топлива, деятельность автомобильного транспорта) на водоемы и объединяет в себе микроэлементы техногенного происхождения (Ni, V, Zn).

3. Установлено, что сильной миграционной способностью в водах исследуемых озер обладают Zn, Na, Mg, Ca, Cs, K; средней – Mn, Ni, V, Sr, B, Li, Cu, Rb, Fe; слабой – Ba, La, Pb, Si, Ce, Nd, Cr, Ti, Y, Al, Zr. Воды озер г. Мурманска отличаются меньшими значениями водной миграции большинства исследованных элементов по сравнению с величинами условного фона, за исключением Ca, Mg, Zn, Mn, V, Ni, Cu, Ti. Согласно значениям коэффициентов концентрации для вод озер г. Мурманска характерен значительный уровень превышения над фоном для главных ионов минерализации, а также таких элементов как Mn, Sr, Fe, Ba, Ni, V, Rb, Zn. Таким образом, урбанизированная среда выступает не только как источник поступления различных видов загрязнителей в водные экосистемы, но и может способствовать ускорению миграционных процессов химических элементов в результате антропогенной деятельности человека.

Заключение

1. Формирование химического состава озерных вод г. Мурманска обусловлено комплексным воздействием природных и антропогенных факторов. К основным факторам, определяющим поступление и распределение химических элементов в исследуемых озерах относятся: физико-географические особенности района исследования, в частности климат, поступление морских аэрозолей, геологическое строение водосборных территорий, состав почвенного покрова; процессы протекающие внутри водоема (эвтрофикация, геохимическая обстановка, характеризующаяся такими показателями, как pH, окислительно-восстановительный потенциал); антропогенная нагрузка (поступление загрязняющих веществ в результате деятельности предприятий г. Мурманска и эксплуатации автотранспорта, а также работ по благоустройству урбанизированной среды).

2. Установлено, что по содержанию главных ионов исследуемые озера в основном относятся к хлоридному классу и натриевой группе, а также к смешанному гидрокарбонатно-хлоридному классу групп натрия и кальция, что отличается от распределения главных ионов в озерах Мурманской области, в которых, как правило, воды относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы. Формирование катионно-анионного состава озер г. Мурманска в значительной степени определяется влиянием физико-географических особенностей района исследования и поступлением растворимых и взвешенных веществ с урбанизированных территорий.

3. Выявлено, что под воздействием урбанизированной среды химический состав вод исследуемых озер значительно трансформирован по сравнению со значениями условно-фоновых озер северо-восточной части Мурманской области, что выражается в увеличении показателей pH, минерализации, концентраций главных ионов, биогенных элементов и микроэлементов (V, Ni, Cu, Zn, Al, Mn, Fe, Sr, Li, Rb, Ba, B). Кроме того, исследуемые озера характеризуются более низким уровнем содержания

органического вещества по сравнению с природными условиями, что обусловлено уменьшением поступления аллохтонного органического вещества в составе поверхностного стока с городских территорий, в меньшей степени покрытых почвенно-растительным слоем.

4. Химический состав вод исследуемых озер подвержен значительным сезонным колебаниям и изменению вертикального распределения гидрохимических показателей, что обусловлено сменой преобладающих типов питания водоемов, осенним перемешиванием озерных вод и биолого-химическими процессами, протекающими внутри водоемов (процессами продукции и деструкции органического вещества), а также возникновением стратификации окислительно-восстановительных условий в водной толще озер. В зимне-весенний период в придонных слоях озер выявлено увеличение минерализации и концентрации гидрокарбонатов. Максимальные значения pH, биогенных элементов и микроэлементов характерны для весеннего периода. В поверхностных горизонтах отмечаются повышенные концентрации V, Ni, Zn, Mo, в придонных - биогенных элементов, Fe, Mn, Al, Co, Ba, Sr, Rb.

5. Анализ качества озерных вод г. Мурманска показал, что по показателю pH исследуемые озера в основном оцениваются как нейтральные, а по значениям щелочности и кислотонейтрализующей способности способны противостоять закислению. Показатель ANC находится в прямой зависимости от содержания гидрокарбонат-ионов, а также насыщения вод обменными основаниями. Показатели pH и щелочности демонстрируют выраженную сезонную динамику, увеличиваясь в летне-осенний период и снижаясь зимой и весной. Эти изменения связаны с процессами продукции и разложения органического вещества в самих водоемах. В межгодовой динамике устойчивости исследуемых озер к закислению отмечается тенденция к снижению значений показателя ANC.

6. По индексу трофического состояния Карлсона трофический статус озер г. Мурманска оценивается как олиготрофный, за исключением оз. Ледовое – мезотрофный. Для исследуемых озер не характерна ярко выраженная межгодовая

и межсезонная динамика индекса трофического состояние. При этом, в озерах г. Мурманска выявлено превышение значений уровня содержания хлорофилла «а» (в 7,5 – 134 раза) по сравнению с принятыми фоновыми значениями для озер Кольского полуострова, что обусловлено повышенными концентрациями элементов минерального питания фитопланктона. Лимитирующим биогенным элементом развития фитопланктона в большинстве исследуемых озерах является фосфор. С увеличением трофности биологическая продуктивность фитопланктона в большей степени ограничивается содержанием общего азота, а также повышается доля автохтонного органического вещества. Накопление аллохтонного органического вещества больше в водоемах, расположенных в естественных лесных зонах г. Мурманска. Угнетающее воздействие токсичных ТМ на фотосинтетическую активность фитопланктона в водах исследуемых озер не выявлено.

7. Проведена оценка экологического состояния озер г. Мурманска на основе интегральных индексов загрязненности вод для различных типов водопользования. Согласно значениям индекса загрязненности вод, определенных по отношению к региональным предельно допустимым концентрациям, качество вод в исследуемых озерах соответствует категориям от «загрязненная» до «очень грязная». Несмотря на отсутствие непосредственных сбросов сточных вод от предприятий г. Мурманска, качество вод исследуемых озер по отношению к содержанию ТМ в большинстве случаев не соответствует категории «чистая». Наибольший вклад в значения индексов загрязненности вод внесли следующие показатели качества вод: pH, минерализация, концентрации NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe, V, Ni, Cu, Zn, Sr и Al. Значения индексов загрязнения подвержены сезонной и вертикальной изменчивости. В годовой динамике для ряда озер отмечается тенденция к ухудшению качества природных вод в связи с увеличением концентраций ТМ.

8. Анализ коэффициентов водной миграции в озерах г. Мурманска показал, что Zn, Na, Mg, Ca, Cs, K обладают сильной миграционной способностью. Такие элементы, как Mn, Ni, V, Sr, B, Li, Cu, Rb проявляют

среднюю миграцию, а Ba, La, Pb, Si, Ce, Nd, Cr, Ti, Y, Al и Zr характеризуются как слабые водные мигранты. В исследуемых озерах выявлена повышенная миграция Ca, Mg, Zn, Mn, V, Ni, Cu, Ti по сравнению с озерами северо-восточной части водосбора Баренцева моря. При этом, для озерных вод г. Мурманска характерен значительный уровень превышения над условным фоном для главных ионов минерализации, также таких элементов как Mn, Sr, Fe, Ba, Ni, V, Rb, Zn. На основе гидрохимического состава вод исследуемых озер, а также значений водной миграции элементов выявлено, что урбанизированная среда выступает не только как источник поступления различных видов поллютантов в водные экосистемы, но и может способствовать ускорению миграционных процессов химических элементов в результате антропогенной деятельности человека.

Список литературы

1. Агамирова А.С., Гончаров К.В., Садыхов Г.Б. О комплексной переработке титаном агнетитов с высоким содержанием диоксида титана // Труды Кольского научного центра РАН. Серия: Технические науки. – 2022. – Т. 13. – №1. – С. 13-16.
2. Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 413 с.
3. Александрова Е.Ю., Троценко А.А., Светлова М.В. Сравнительная характеристика почвы и растительности поселка Дальние Зеленцы и территорий города Мурманска // Международный научно-исследовательский журнал. – 2020. – № 03(93). – Часть 1. – С. 129–132.
4. Алисов Б.П. Климат СССР. – М.: Издательство Московского университет, 1956. – 547 с.
5. Апасова Е.Г., Клещенко Л.К. Описание массива данных суммарной за месяц продолжительности солнечного сияния на станциях России. Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации. URL: <http://meteo.ru/data/160-sunshine-duration> (дата обращения: 08.02.2022).
6. Атлас Мурманской области. – Москва: ГУГК НИГЭИ ЛГУ, 1971. – 33 с.
7. Базова М.М. Геохимические закономерности формирования вод малых озер кольского региона в условиях аэротехногенного загрязнения: диссертация... кандидата геолого-минералогических наук: 25.00.09. – Москва, 2016. – 170 с.
8. Базова М.М., Кошевой Д.В. Оценка современного состояния качества вод Норильского промышленного района //Арктика: экология и экономика. – 2017. – Т. 3. – №. 27. – С. 49-60.
9. Батуева И.Ю., Гайле А.А., Поконова Ю.В. Химия нефти. – Л.: Химия, 1984. – 360 с.

10. Белкина Н.А. Фосфор в донных отложениях Онежского озера // Известия Российского государственного педагогического университета им. АИ Герцена. – 2015. – № . 173. – С. 97-109.

11. Белкина Н.А., Субетто Д.А. Современный седиментогенез озер Южной Карелии // География: развитие науки и образования Коллективная монография по материалам ежегодной международной научно-практической конференции, Санкт-Петербург, 22–25 апреля 2020 года Т. I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2020. – С. 267-271.

12. Битюкова В.Р., Касимов Н.С., Власов Д.В. Экологический портрет российских городов // Экология и промышленность России. – 2011. – № 4. – С. 6-18.

13. Борнеман-Старынкевич И.Д. Химические анализы и формулы минералов. – М.: Наука, 1969. – 256 с.

14. Бреки А.Д., Васильева Е.С., Толочко О.В. [и др.]. Триботехнические характеристики жидких смазочных и полиимидных композиционных материалов, содержащих антифрикционные наночастицы дихалькогенидов вольфрама. – Тула: Изд-во ТулГУ, 2015. – 276 с.

15. Булыгина О.Н., Разуваев В.Н., Трофименко Л.Т., Швец Н.В. Описание массива данных среднемесячной температуры воздуха на станциях России. Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации. URL: <http://meteo.ru/data/156-temperature> (дата обращения: 08.02.2022).

16. Быховский Л.З., Архангельская В.В., Тигунов Л.П., Ануфриева С.И. Перспективы освоения минерально-сырьевой базы и развития производства скандия в России и других странах СНГ // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление. – 2007. – № 5. – С. 27-32.

17. Вернадский В.И. Избранные сочинения. Т.4. – М.: Изд-во АН СССР, 1960. – 652 с.

18. Вецлер Н.М., Уколова Т.К., Свириденко В.Д. Гидрохимический режим озера дальнее в 1999-2004 гг. // Исследования водных биологических

ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана. – 2006. – № 8. – С. 142-149.

19. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555-571.

20. Вихман М.И., Ингрии А.А., Кислых Е.Е., Лисеенко Л.А. Агроэкологическая характеристика урбаноземов Заполярного города Мурманска //Агрохимический вестник. – 2009. – № . 5. – С. 31-33.

21. Временные методические указания, по комплексной оценке, качества поверхностных и морских вод № 250–1163. – М.: Госкомгидромет, 1986. – 5 с.

22. Галахина Н.Е., Лозовик П.А. Оценка загрязненности водных объектов и нормирование допустимого антропогенного воздействия на них токсичными веществами // 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, 09–10 марта 2017 года. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2017. – С. 101-105.

23. Галушин Д.А., Громов С.А., Авдеев С.М. Межгодовая динамика химического состава и кислотности атмосферных осадков на территории Приморского края за период с 2011 по 2020 г // Успехи современного естествознания. – 2022. – № 3. – С. 42.

24. Гашкина Н.А. Пространственно-временная изменчивость химического состава вод малых озер в современных условиях изменения окружающей среды: диссертация ... доктора географ. наук: 25.00.27. – Москва, 2014. – 207 с.

25. Генеральный план муниципального образования город Мурманск. – Омск, 2015. – 168 с.

26. Голованова О.А., Маловская Е.А. Динамика загрязнения ионами тяжелых металлов поверхностных вод рек Сибирского региона // Вестник Омского университета. – 2016. – № 3 (81). – С. 64-73.

27. Гонтарь О.Б., Жиров В.К., Казаков Л.А., Святковская Е.А., Тростенюк Н.Н. Зеленое строительство в городах Мурманской области. – Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2010. – 224 с.
28. Гонтарь О.Г., Святковская Е.А., Тростенюк Н.Н., Коробейникова Н.М., Шлапак Е.П., Носатенко О.Ю. Мониторинг состояния древесных насаждений на некоторых объектах озеленения в центральной части города Мурманска // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2013. – Т. 15. – № 3-2. – С. 621-625.
29. Горленко В.М., Дубинина Г.А., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. – М.: Наука, 1977. – 289 с.
30. Горячева Н., Гладкий В., Бундуки Е. Исследование взаимосвязи бихроматной и перманганатной окисляемости вод Днестра и его притоков // *Studia Universitatis Moldaviae (Seria Științe Reale și ale Naturii)*. – 2017. – Т. 106. – №. 6. – С. 120-123.
31. ГОСТ 31957 – 2012. Вода. Методы определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов. – М.: Стандартинформ, 2019.
32. ГОСТ17.1.4.02 – 90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла «а». Государственный контроль качества воды. – М.: ИПК «Изд-во стандартов», 2003.
33. Григорьев С.В. О некоторых определениях и показателях в озераведении // Труды Карельского филиала АН СССР. – 1959. – Вып. 18. – С. 29-45.
34. Гусева Т. В., Молчанова Я. П., Заика Е. А., Виниченко В. Н., Аверочкин Е. М. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. – М.: Эколайн, 2000. – 87 с.
35. Гусева Н.В., Копылова Ю.Г., Леушина С.К. Распространенность редкоземельных элементов в природных водах междуречья Юньяхи и Ензоряхи (восточный склон Полярного Урала) // Вода: химия и экология. – 2012. – № 12. – С. 121-129.

36. Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах европейской субарктики: Природоохранные аспекты проблемы: диссертация ... доктора географ. наук: 11.00.11. – Апатиты, 1999. – 398 с.
37. Даувальтер В.А. Факторы формирования химического состава донных отложений озер. Учеб. пособие по дисциплине «Геохимия окружающей среды». – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2002. – 75 с.
38. Даувальтер В.А. Исследование физического и химического состава донных отложений при оценке экологического состояния водоёмов. Учеб. пособие по дисциплине «Геохимия окружающей среды». – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2006. – 84 с.
39. Даувальтер В.А., Ильяшук Б.П. Условия образования железомарганцевых конкреций в донных отложениях озер в пределах Балтийского кристаллического щита // Геохимия. – 2007. – № 6. – С. 680-684.
40. Даувальтер В.А., Даувальтер М.В., Салтан Н.В., Семенов Е.Н. Химический состав атмосферных выпадений в зоне влияния комбината "Североникель" // Геохимия. – 2008. – № 10. – С. 1131-1136.
41. Даувальтер В.А., Хлопцева Е.В. Гидрологические и гидрохимические особенности озер Большеземельской тундры // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2008. – Т. 11. – № 3. – С. 407-414.
42. Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Геоэкология озер Мурманской области: монография. В 3 ч. Ч. 2. Гидрохимия водоемов. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2014. – 222 с.
43. Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Геоэкология озер Мурманской области: монография. В 3 ч. Ч. 3: Донные отложения водоемов. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2014. – 214 с.
44. Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Влияние деятельности горно-металлургических предприятий на химический состав донных отложений озера Имандра, Мурманская область // Биосфера. – 2015. – Т. 7. – № 3. – С. 295-314.

45. Даувальтер В.А., Слуковский З.И., Денисов Д.Б., Черепанов А.А. Геоэкология городских озер Мурманска // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2020. – № 17. – С. 153-157.

46. Даувальтер В.А., Слуковский З.И., Денисов Д.Б., Черепанов А.А. Особенности химического состава воды городских озер Мурманска // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2021. – Т. 66. – № 2. – С. 252-266.

47. Даувальтер В.А., Слуковский З.И., Постевая М.А., Денисов Д.Б. Гидрохимический мониторинг озер города Мурманска // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции к 225-летию Герценовского университета. Санкт-Петербург, 20–23 апреля 2022 года. Том I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2022 а. – С. 157-161.

48. Даувальтер В.А., Слуковский З.И., Постевая М.А., Денисов Д.Б., Черепанов А.А., Гузева А.В. Гидрохимия редкоземельных элементов озер города Мурманска // Наука и образование-2021: Материалы всероссийской научно-практической конференции, Мурманск, 01 декабря 2021 года. – Мурманск: МГТУ, 2022 б. – С. 554-560.

49. Демин В.И. Основные климатические тенденции на Кольском полуострове за период инструментальных метеорологических измерений // Труды Кольского научного центра РАН. – 2012. – Т. 1. – № .2. – С. 98-110.

50. 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.

51. Денисов Д.Б., Валькова С.А., Терентьев П.М., Черепанов А.А., Разумовская А.В. Экологическая характеристика малых озер в зоне деятельности Мончегорской площадки АО" Кольская ГМК" // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2018. – №. 9. – С. 65-76.

52. Денисов Д.Б., Слуковский З.И., Косова А.Л. Содержание хлорофилла «а» в планктоне озер урбанизированных территорий Мурманской области //

Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2020. – №. 17. – С. 163-167.

53. Денисов Д.Б. Фитопланктон озер города Мурманска в оценке качества вод урбанизированных территорий // Вопросы современной альгологии. – 2022. – № 1 (28). – С. 42–49.

54. Дзюбан А.Н. Деструкция органического вещества и цикл метана в донных отложениях внутренних водоемов. – Ярославль: Принтхаус, 2010. – 192 с.

55. Дину М.И., Баранов Д.Ю. Роль органических веществ гумусовой природы в формировании равновесных форм элементов в водах озер Кольского полуострова: экспериментальные исследования и расчетные результаты //Геохимия. – 2022. – Т. 67. – № 1. – С. 57-68.

56. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 1997 году. – Мурманск: КаэМ, 1998. – 164 с.

57. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 1998 году. – Мурманск: КаэМ, 1999. – 197 с.

58. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 1999 году. – Мурманск: КаэМ, 2000. – 217 с.

59. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2000 году. – Мурманск: КаэМ, 2001. – 203 с.

60. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2002 году. – Мурманск: КаэМ, 2003. – 128 с.

61. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2003 году. – Мурманск: КаэМ, 2004. – 138 с.

62. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2004 году. – Мурманск: КаэМ, 2005. – 128 с.

63. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2005 году. – Мурманск: КаэМ, 2006. – 120 с.

64. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2006 году. – Мурманск: КаэМ, 2007. – 160 с.

65. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2007 году. – Мурманск: КаэМ, 2008. – 147 с.
66. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2008 году. – Мурманск: Кн. изд-во, 2009. – 152 с.
67. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2009 году. – Мурманск: Кн. изд-во, 2010. – 152 с.
68. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2010 году. – Мурманск: ООО «Рекламное агентство XXI век», 2011. – 152 с.
69. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2011 году. – Мурманск: ООО «Ростсервис», 2012. – 152 с.
70. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2012 году. – Мурманск: Индивидуальный предприниматель Щербаков Максим Леонидович, 2013. – 152 с.
71. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2013 году. – Нижний Новгород: Индивидуальный предприниматель Кузнецов Никита Владимирович, 2014. – 152 с.
72. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2014 году. – Мурманск, 2015. – 177 с.
73. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2015 году. – Мурманск, 2016. – 166 с.
74. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2016 году. – Мурманск, 2017. – 180 с.
75. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2017 году. – Мурманск, 2018. – 165 с.
76. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2018 году. – Мурманск, 2019. – 185 с.
77. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2019 году. – Мурманск, 2020. – 177 с.

78. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2020 году. – Мурманск, 2021. – 176 с.
79. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2022 году. – Мурманск, 2023. – 151 с.
80. Другова Т.П. Сравнительный анализ бриофлоры городов Мурманской области // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2017. – № 1. – С. 32-49.
81. Дрябжинский О.Е., Зубкова В.М., Пугачёва Т.Г. Мониторинг содержания в снеговой воде компонентов противогололёдных реагентов и подвижных форм тяжёлых металлов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – 2017. – Т. 28. – № 5. – С. 56-69.
82. Еделев А.В., Саева О.П., Юркевич Н.В. Гидрохимический состав поверхностных водных объектов в зоне воздействия Норильского промышленного района // Интерэкспо Гео-Сибирь. – 2021. – Т. 2. – №. 2. – С. 55-61.
83. Жигачева Е.С., Громов С.А. Оценка поступления соединений серы и азота с осадками на территорию водосбора реки дождевого питания в Приморье по данным многолетнего мониторинга ЕАНЕТ // Современные тенденции и перспективы развития гидрометеорологии в России. – 2018. – С. 141-145.
84. Захарова О.Л., Савельева И.Н., Полонский В.И., Сумина А.В. Пространственное распределение тяжелых металлов в почвах как геоэкологическая проблема предприятий теплоэнергетики // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. – 2018. – № 6 (141). – С. 266-270.
85. Зенин, А. А. Гидрохимический словарь. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1988. – 240 с.
86. Иванов А.А. Верхнекамское месторождение калийных солей. – Ленинград: Недра, 1975. – 219 с.

87. Иванова И.С. Формы миграции марганца в подземных водах южной части Среднеобского бассейна (Западная Сибирь) // Гидрогеология и карстоведение. – 2013. – № 19. – С. 112-118.
88. Израэль Ю.А., Назаров И.М., Прессман А.Я. [и др.]. Кислотные дожди. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 269 с.
89. Ильченко В.Л., Афанасьева Е.Н., Каулина Т.В., Лялина Л.М., Ниткина Е.А., Мокрушина О.Д. Лицевское рудопоявление урана (арктическая зона Фенноскандинавского щита): новые результаты петрофизических и геохимических исследований // Записки Горного института. – 2022. – Т. 255. – С. 393-404.
90. Истратов Р.А. Повышение эффективности управления перегрузочными процессами в морском порту: диссертация. ... кандидата технических наук: 05.22.19. – Мурманск, 2015. – 198 с.
91. Казак Е.С., Лебедева Е.Г., Харитонов Н.А., Челноков Г.А., Еловский Е.В. Фракционирование редкоземельных элементов и иттрия в водных средах: роль органотрофных бактерий // Вестник Московского университета. Серия 4. Геология. – 2021. – № 3. – С. 99-112.
92. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. – М.: АПР, 2016. – 276 с.
93. Кашулин Н.А., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А. [и др.]. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области (Восточная часть. Бассейн Баренцева моря). 2 ч. – Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 2010. – 235 с.
94. Кашулин Н.А., Беккелунд А.К. Изменения климата и цветение арктического озера Имандра // Биосфера. – 2022. – Т. 14. – №. 2. – С. 98-125.
95. Ким Д.О. Факторный, дискриминантный и кластерный анализ. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 215 с.
96. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 395 с.

97. Ковалева Г.В., Старожилов В.Т., Дербенцева А.М. [и др.]. Почвы и техногенные поверхностные образования в городских ландшафтах: монография. – Владивосток: Изд-во Дальнаука, 2012. – 159 с.
98. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 263 с.
99. Кокош Ю.Г., Какарека С.В. Сезонная динамика содержания формальдегида в атмосферном воздухе городов Беларуси // Природопользование. – 2019. – № 1. – С. 28-36.
100. Колесников Р.А., Красненко А.С., Шинкарук Е.В., Печкин А.С. Современные экологические проблемы старичных озер бассейна реки Надым // Научный вестник Ямало-Ненецкого автономного округа. – 2021. – № 4(113). – С. 22-36.
101. Комарова Н.Г. Опасные природные и техноприродные экзогенные процессы на урбанизированных территориях России // Климат и природа. – 2015. – №. 1. – С. 20-27.
102. Комулайнен С.Ф., Лозовик П.А., Круглова А.Н., Барышев И.А., Сластина Ю.Л., Галибина Н. А. Современное состояние реки Сюскюяййоки (бассейн Ладожского озера, Республика Карелия) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2017. – № 7. – С. 19-33.
103. Костикова Л.А., Шиян Л.Н., Мачехина К.И., Егоров Н.Б. Образование кремнийорганических соединений в процессах очистки воды // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2016. – Т. 327. – № 1. – С. 60-67.
104. Котегов Б.Г., Аксенова Н.П., Захаров В.Ю., Холмогорова Н.В., Фефилова К.К. Биологические и химические эффекты антропогенного эвтрофирования Ижевского водохранилища: Монография. – Ижевск: Удмуртский университет, 2013. – 177 с.
105. Кошелева О.Ю. Оценка запечатанности почвенного покрова города Волгограда // Вестник ВГУ. Серия: География. Геоэкология. – 2019. – № 1. – С. 12-18.

106. Красавина Л.Н. Большая Российская Энциклопедия. – Москва, 2004 - 2017. URL: <https://bigenc. Ru> (дата обращения: 08.02.2022).

107. Красненко А.С., Печкин А.С., Кобелев В.О., Агбалян Е.В., Шинкарук Е.В. Озеро Янтарное-состояние, проблемы, перспективы //Научный вестник Ямало-Ненецкого автономного округа. – 2018. – №. 4. – С. 37-43.

108. Кремлева А.Т., Моисеенко Т.И., Хорошавин В.Ю., Шавнин А.А. Геохимические особенности природных вод Западной Сибири: микроэлементный состав // Вестник Тюменского государственного университета. Серия: Экология. – 2012. – № 12. – С. 80-89.

109. Кремлева Т.А., Паничева Л.П. Участие различных форм азота в биогеохимической трансформации нефтяных углеводородов в водной среде // Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах: материалы III Международной школы-семинара молодых исследователей, Тюмень, 23–28 апреля 2018 года. – Тюмень: Тюменский государственный университет, 2018. – С. 80-89.

110. Кривоpusкова Е.В. Влияние рекреационной нагрузки на экологическое состояние российской прибрежной части акватории озера Виштынецкого в летний период // Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование: Материалы IX Всероссийской научно-практической конференции, Петропавловск-Камчатский, 20–22 марта 2018 года. – Петропавловск-Камчатский: КамчатГТУ, 2018. – С. 50-54.

111. Курганов К.Ю. Программа инженерно-гидрографических и гидрометеорологических изысканий на озерах Рог-озеро и Большое URL: http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:vEa8hKE3nigJ:murmanvoda.ru/documents/Program_Rogzero18.12.15.doc+&cd=8&hl=ru&ct=clnk&gl=ru (дата обращения: 11.11.2021).

112. Лапицкий Н.В. Экологические последствия термической переработки твердых бытовых отходов // Техногенно-экологическая безопасность и гражданская защита. – 2010. – № 1. – С. 80-83.

113. Легостаева Я.Б., Руфова А.А. Анализ гидрохимического режима наиболее крупных озер города Якутска // Природные ресурсы Арктики и Субарктики. – 2022. – Т. 27. – №. 4. – С. 572-591.
114. Линник П.Н., Дикая Т.П. Содержание, формы нахождения и особенности распределения и миграции кремния в поверхностных водах Украины // Водные ресурсы. – 2014. – Т. 41. – № 6. – С. 606-606.
115. Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. Водные объекты города Петрозаводска. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – 109 с.
116. Лиферович Р.П., Субботин В.В., Пахомовский Я.А., Лялина, М.Ф. Новый генетический тип минерализации скандия в породах железорудного комплекса Ковдорского массива // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2000. – Т. 3. – № 2. – С. 253-262.
117. Лозовик П.А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: диссертация. ... д-ра хим. наук: 25.00.36. – Петрозаводск, 2006. – 481 с.
118. Лозовик П.А., Рыжаков А.В., Бородулина Г.С. [и др.]. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. – Спб.: Нестор-История, 2017. – 272 с.
119. Лозовик П.А., Фрумин Г.Т. Современное состояние и допустимые биогенные нагрузки на Псковско-Чудское озеро // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2018. – № 3. – С. 3-10.
120. Лопух П.С., Якушко О.Ф. Общая лимнология: пособие для студентов геогр. фак. – Минск: БГУ, 2011. – 366 с.
121. Малкина В.Д. Экологический вопрос в комплексном развитии мурманского транспортного узла как российской арктической гавани // Экологический вестник России. – 2015. – № 4. – С. 46-47.
122. Мартемьянова Е.С. Концептуальные основы формирования региональной системы управления отходами производства и потребления //

Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2005. – Т. 8. – № 2. – С. 268-277.

123. Марчевская В.В., Корнеева У.В. Корреляционные связи между компонентами вещественного состава в апатит-нефелиновых рудах Хибинского массива (Кольский полуостров) // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2020. – Т. 23. – № 2. – С. 173-181.

124. Мелентьев Г.Б., Калиничева О.В., Малинина Е.Н., Степанова Е. Ю., Хабатулина М.Н. Методика и результаты комплексной эколого-геохимической оценки химического загрязнения водных бассейнов // Экология промышленного производства. – 2009. – № 1. – С. 16-29.

125. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. – Москва: Наука, 2004. – 156 с.

126. Минин В.А. Теплоснабжение городов Мурманской области // Труды Кольского научного центра РАН. – 2014. – № 3 (22). – С. 68-77.

127. Мишурина О.А. Технология электрофлотационного извлечения марганца в комплексной переработке гидротехногенных георесурсов медноколчеданных месторождений: автореф. дис. ... канд. тех. наук: 25.00.13. – Магнитогорск, 2010. – 22 с.

128. Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Родюшкин И. В. Геохимическая миграция элементов в субарктическом водоеме (на примере озера Имандра). – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. – 127 с.

129. Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А. [и др.]. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. – М., Наука. 2002. – 487 с.

130. Моисеенко Т.И., Паничева Л.П., Гашкина Н.А., Кремлева Т.А., Пологрудова О.А. Метод расчета критических нагрузок выпадения кислот на водосборы // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. – 2011. – № . 5. – С. 20-29.

131. Моисеенко Т.И., Дину М.И., Гашкина Н.А., Кремлева Т.А. Формы нахождения металлов в природных водах в зависимости от их химического состава // Водные ресурсы. – 2013. – Т. 40. – № 4. – С. 375-385.

132. Моисеенко Т.И., Дину М.И. Феномен нарастания органических кислот в природных водах и их влияние на закисление вод // Доклады академии наук. – 2015. – Т. 460. – № 5. – С. 574-574.
133. Моисеенко Т.И., Калабин Г.В., Хорошавин В.Ю. Закисление водосборов арктических регионов // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2015. – № 2. – С. 49-58.
134. Моисеенко Т.И., Дину М.И., Гашкина Н.А., Кремлева Т.А., Хорошавин В.Ю. Геохимические закономерности распространения элементов в водах озер арктических регионов // Геохимия. 2020. – Т. 65. – №. 6. – С. 521-532.
135. Мязин В.А. Углеводороды в донных отложениях городских озёр г. Мурманска. // Изучение водных и наземных экосистем: история и современность: Тезисы докладов Международной научной конференции, посвящённой 150-летию Севастопольской биологической станции - Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского и 45-летию НИС «Профессор Водяницкий», Севастополь, 13–18 сентября 2021 года. – Севастополь: ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А. О. Ковалевского РАН, 2021. – С. 639-640.
136. Неверова-Дзиопак Е.В., Цветкова Л.И. Оценка трофического состояния поверхностных вод. – СПб.: СПбГАСУ, 2020. – 176 с.
137. Некипелов Д.А. Молибденовое оруденение и содержание молибдена в водоёмах Хибинского массива // Минералогия техногенеза. – 2015. – № 16. – С. 194-198.
138. Нигаматзянова Г.Р., Федорова И.В. Оценка экологического состояния озер оазисов Холмов Ларсеманн и Ширмахера (Восточная Антарктида) // Успехи современного естествознания. – 2015. – № 12. – С. 140-144.
139. Никаноров А.М. Гидрохимия. 2-е изд. – СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
140. Никонова Р.А., Дрягина Д.Р. Защита окружающей среды при эксплуатации ТЭС // Современные инновации. – 2018. – № 3 (25). – С. 12-15.

141. Никулина В.Н. Фитопланктон // Биологическая продуктивность северных озер. В 2-х ч. Ч. 2. Озера Зеленецкое и Акулькино. – Л. Изд-во: Наука, 1975. С. 37–52.
142. Новоселов С.С. Исследование выбросов в атмосферу твердых продуктов сгорания мазута и разработка методов их сокращения: диссертация ... канд. техн. наук: 05.14.14. – Москва, 1983. – 171 с.
143. Носова О. В., Кармановская Н.В., Каверзин А.В., Сквородина Т.В. Сибирь В.А., Плотникова Д.В. Мониторинг вод открытых водоемов юга Таймырского полуострова // Культура. Наука. Производство. – 2021. – № 8. – С. 26-36.
144. Осауленко В.Е. Влияние экологических факторов на микробиоту почв Кольского Заполярья: монография. – Москва: Спутник +, 2012. – 160 с.
145. Отчет об устойчивом развитии генерирующих компаний Группы "Газпром энергохолдинг" за 2012–2013 гг. URL: https://www.moek.ru/d/textpage/b3/179/gri_geh_2012_2013_rus.pdf (дата обращения: 11.11.2020)
146. Отчет об устойчивом развитии генерирующих компаний Группы "Газпром энергохолдинг" за 2014–2015 гг. URL: https://energoholding.gazprom.ru/d/textpage/5c/92/gri_geh_2014_2015_rus.pdf (дата обращения: 11.11.2020).
147. Павлов К.В., Селин И.В. Перспективы освоения рудных месторождений Мурманской области // Экономика развития региона: проблемы, поиски, перспективы. – 2012. – № 13. – С. 154-161.
148. Паничева Л.П., Моисеенко Т.И., Кремлева Т.А., Волкова С.С. Формирование состава органических веществ в малых озерах Западной Сибири // Вестник Тюменского государственного университета. Серия: Экология и природопользование. – 2015. – Т. 1. – № 1 (1). – С. 151–163.
149. Пегов С.А. Антропогенное воздействие на биосферу // Труды Института системного анализа Российской академии наук. – 2009. – Т. 42. – С. 5-32.

150. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. – М.: Недра, 1972. – 288 с.
151. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. – М.: Астрель-2000, 1999. – 763 с.
152. Першина Н.А., Полищук А.И., Павлова М.Т., Семенец Е.А. Ежегодные данные по химическому составу и кислотности атмосферных осадков за 2016-2020 гг. (Обзор данных). – СПб., ФГБУ «ГГО» Росгидромета, 2021. – 150 с.
153. Польшов Б.Б. Геохимия ландшафта. – М.: Изд-во АН СССР, 1956. – 751 с.
154. Полякова Е.В. Стронций в подземных водах Мезенской синеклизы: монография. – Saarbrücken: LAP LAMBERT, 2012. – 185 с.
155. Поронов А.Н. Методика приведения ненормально распределенного ряда к нормальному распределению и оценка методической ошибки // Прикладная информатика. – 2011. – № 2 (32). – С. 3-11.
156. Постева М.А., Слуковский З.И., Даувальтер В.А. Сезонная динамика химических показателей воды озера Семеновского (город Мурманск) в 2019 г // Водные ресурсы: изучение и управление (школа-практика): материалы VI Международной конференции молодых ученых, Петрозаводск, 1-5 сентября 2020 г. – Петрозаводск: Карельский Научный центр РАН, 2020. – С. 63-67.
157. Постева М.А., Слуковский З.И. Анализ атмосферных выбросов в г. Мурманске и их связь с загрязнением городских озер // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2021. – Т. 24. – №2. – С. 190-201.
158. Постева М.А., Слуковский З.И. Оценка концентраций тяжелых металлов в воде озер города Мурманска // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXIV Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 21–23 апреля 2021 года. Т. 2. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2021. – С. 111-115.

159. Постевая М.А., Даувальтер В.А., Слуковский З.И., Денисов Д.Б. Трофический статус и лимитирующие факторы трофности озёр г. Мурманска // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXVI Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 19–21 апреля 2023 года. Том I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2023. – С. 284-288.

160. Постевая М.А., Даувальтер В.А., Слуковский З.И. Оценка устойчивости урбанизированных водоемов Арктической зоны РФ к закислению // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXVII Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 22–26 апреля 2024 года. Том I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2024 а. – С. 317-321.

161. Постевая М.А., Слуковский З.И., Даувальтер В.А. Оценка устойчивости городских озер к закислению в условиях Арктики // Экология урбанизированных территорий. – 2024 б. – № 4. – С. 32-39.

162. Постевая М.А., Даувальтер В.А., Слуковский З.И. Оценка качества вод городских озер по гидрохимическим индексам (на примере г. Мурманска) // Российский журнал прикладной экологии. – 2025 а. – Т. 24. – №1. – С. 10-18.

163. Постевая М.А., Даувальтер В.А., Слуковский З.И. Закономерности формирования химического состава озерных вод урбанизированной среды в Арктике (на примере озер города Мурманска) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. Серия Лимнология и океанология. – 2025 б. – №2. – С. 33-50.

164. Приваленко А.Н., Балак Г.М., Баграмова Э.К., Зуева В.Д., Пуляев Н.Н. Атомно-абсорбционное определение содержания металлов в нефтяных топливах // Международный технико-экономический журнал. – 2013. – № 5. – С. 97-108.

165. Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13.12.2016 № 552 (с изменениями на 22 августа 2023 года) «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов

рыбохозяйственного значения» // Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов, 2023. – URL: <https://docs.cntd.ru/document/420389120> (дата обращения: 26.06.24).

166. Разуваев В.Н. Булыгина О.Н., Коршунова Н.Н. [и др.]. Научно-прикладной справочник «Климат России». Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации. URL: <http://meteo.ru/climate/197-nauchno-prikladnoj-spravochnik-klimat-rossii> (дата обращения: 08.02.2022).

167. РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. – СПб.: Гидрометеиздат, 2003. – 50 с.

168. Решение Совета депутатов г. Мурманска от 23 июня 2014 г. № 75-1093 "Об утверждении программы комплексного развития систем коммунальной инфраструктуры муниципального образования город Мурманск на 2014–2025 годы". URL: <http://docs.cntd.ru/document/432826768> (дата обращения: 11.11.2020).

169. Романовская С.Л. Изучение влияния ряда природных и антропогенных факторов на химический состав водоисточника и питьевой воды: диссертация... кандидата технических наук: 02.00.02. – Уфа, 2005. – 223 с.

170. Руфова А.А., Ксенофонтова М.И. Гидрохимический состав как один из индикаторов современных условий формирования озер (на примере г. Якутска) // Природные ресурсы Арктики и Субарктики. – 2015. – №. 2 (78). – С. 145-151.

171. Рыбаков Д.С. Влияние городской среды на элементный состав вод реки Лососинки (г. Петрозаводск) // Географический вестник. – 2024. – №. 4 (71). – С. 106-120.

172. Рыжаков А.В., Вапиров В.В., Степанова И.А. Кремний в поверхностных водах гумидной зоны (на примере водных объектов Карелии) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2019. – № 3. – С. 52-60.

173. Рыжаков А.В., Зобкова М.В., Лозовик П.А. Особенности содержания и распределения форм фосфора в водоемах гумидной зоны // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2016. – № 9. – С. 33-45.
174. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. [и др.]. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
175. Сандимиров С.С. Пространственно-временные закономерности формирования химического состава поверхностных вод Мурманской области: дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11. – Апатиты, 1999. – 168 с.
176. СанПиН 2.1.3684-21. "Санитарно-эпидемиологические требования к содержанию территорий городских и сельских поселений, к водным объектам, питьевой воде и питьевому водоснабжению, атмосферному воздуху, почвам, жилым помещениям, эксплуатации производственных, общественных помещений, организации и проведению санитарно-противоэпидемических (профилактических) мероприятий». – М.: АО «Кодекс», 2021. – 75 с.
177. Светлова М.В. Эколого-географическое положение Мурманской области: основные аспекты // Региональные геосистемы. – 2011. – Т. 17. – № 21 (116). – С. 183-190.
178. Свистов П.Ф. Першина Н.А., Полищук А.И., [и др.]. Ежегодные данные по химическому составу и кислотности атмосферных осадков за 2011–2015 гг. – СПб.: Санкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого, 2016. – 150 с.
179. Седельникова А.Л., Макаров В.Н. Влияние атмосферных осадков на геохимию озерных систем г. Якутска // Природные ресурсы Арктики и Субарктики. – 2016. – №. 1 (81). – С. 47-51.
180. Селегей Т.С. Формирование уровня загрязнения атмосферного воздуха в городах Сибири. – Новосибирск: Наука, 2005. – 347 с.
181. Селегей Т.С., Филоненко Н.Н., Шлычков В.А., Леженин А.А., Ленковская Т.Н. Формальдегидное загрязнение городской атмосферы и его зависимость от метеорологических факторов // Оптика атмосферы и океана. – 2013. – Т. 26. – № 5. – С. 422-426.

182. Селезнев А.А., Торопов А.С., Окунева Т.Г., Киселева Д.В., Ярмошенко И.В., Рянская А.Д. Миграция естественных радионуклидов в системе «гидрокриогенные компоненты-вода-поровые воды донных осадков» в городских водоемах // Известия Томского политехнического университета. – 2023. – Т. 334. – №. 5. – С. 189-204.

183. Семкина О.С., Непомнящий В.В. Изучение ландшафтов озер Беле и Иткуль с целью оценки рекреационной нагрузки // Вестник Томского государственного университета. – 2012. – № 356. – С. 183-186.

184. Скубневская Г.И., Дульцева Г.Г. Загрязнение атмосферы формальдегидом: Аналитический обзор. – Новосибирск: РАН. Сиб. отд-ние ГПНТБ ИКХиГ, 1994. – 70 с.

185. Слуковский З.И., Ильмаст Н.В., Суховская И.В. [и др.]. Геохимическая специфика процесса современного осадконакопления в условиях техногенеза (на примере оз. Ламба, Петрозаводск, Карелия) // Труды Карельского научного центра РАН. – 2017а. – № 10. – С. 45–63.

186. Слуковский З.И., Медведев А.С., Новицкий Д.Г., Сыроежко Е.В. Свинец в разрезе современных озёрных отложений (сапропелей) урбанизированных территорий республики Карелии // Современные проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых: материалы Международной научной конференции, посвящённой 110-летию со дня рождения академика Константина Игнатьевича Лукашёва (1907-1987), Минск, 23–25 мая 2017 года. Том Часть 2. – Минск: Право и экономика, 2017б. – С. 120-124.

187. Слуковский З., Гузева А. В., Даувальтер В. А., [и др.]. Урановые аномалии в современных донных отложениях озер северной части Мурманской области, Арктика // Геохимия. – 2020а. – Т. 65. – № 12. – С. 1231-1236.

188. Слуковский З.И., Даувальтер В.А., Гузева А.В., **Постевая М. А.** Оценка загрязнения тяжелыми металлами урбанизированных водоемов Арктической зоны РФ // Глобальные проблемы Арктики и Антарктики: Сборник научных материалов Всероссийской конференции с международным участием, посвященной 90-летию со дня рождения акад. Николая Павловича Лавёрова,

Архангельск, 02–05 ноября 2020 года. – Архангельск: ФБГУН ФИЦКИА РАН, 2020б. – С. 573-577.

189. Слуковский З.И., Денисов Д.Б., Даувальтер В.А. [и др.]. Озера города Мурманска: гидрологические, гидрохимические и гидробиологические особенности. – Апатиты: Издательство ФИЦ КНЦ РАН, 2023. – 174 с.

190. Смагин А.В. Теория и методы оценки физического состояния почв // Почвоведение. – 2003. – № 3. – С. 328-341.

191. Снежко С.И., Шевченко О.Г. Источники поступления тяжелых металлов в атмосферу // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. – 2011. – № 18. – С. 35-37.

192. Соколов Э.М., Максимович Н.Г., Мещерякова О.Ю. Формирование нефтяного загрязнения сульфатного массива в карстовых районах и методы его ликвидации // Известия Тульского государственного университета. Науки о земле. – 2015. – № 2. – С. 79-89.

193. Ступникова Н. А. Экологический статус озера Култучное и его устойчивость к эвтрофированию // Актуальные проблемы природопользования природообустройства: сб. ст. II междунар. науч.-практ. конф. – Пенза: РИО ПГАУ, 2019. С. 68–79.

194. Субетто Д.А. Донные отложения озер: палеолимнологические реконструкции: монография. – Санкт-Петербург: Изд-во РГПУ имени Герцена, 2009. – 339 с.

195. Сулименко Л.П., Кошкина Л., Мингалёва Т.А., Светлов А.В. [и др.]. Молибден в зоне гипергенеза Хибинского горного массива. – Мурманск: Мурманский государственный технический университет, 2017. – 148 с.

196. Схема теплоснабжения муниципального образования город Мурманск с 2014 по 2029 гг. – Санкт-Петербург, 2016. – 176 с. URL: https://www.citymurmansk.ru/strukturnye_podr/?itemid=311 (дата обращения: 11.11.2020).

197. Тарасова А.А., Абакумов Е.В. Почвы различных функциональных зон города Мурманска // Почвоведение - продовольственной и экологической

безопасности страны : Тезисы докладов VII Съезда почвоведов им. В.В. Докучаева и Всероссийской с международным участием научной конференции, Белгород, 15–22 августа 2016 года, Белгород: Издательский дом "Белгород", 2016. – С. 279 – 278.

198. Терентьева И.А., Кашулин Н.А., Денисов Д.Б. Оценка трофического статуса субарктического озера Имандра // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2017. – Т. 20. – № 1-2. – С. 197-204.

199. Томберг И.В., Сороковикова Л.М., Нецветаева О., Сезько Н.П., Жученко Н.А. Химический состав и тенденции закисления снеговых вод и вод притоков Южного Байкала // Оптика атмосферы и океана. – 2016. – Т. 29. – № 6. – С. 516-520.

200. Федеральный закон от 22 марта 2003 г. № 34-ФЗ "О запрете производства и оборота этилированного автомобильного бензина в Российской Федерации"// Официальный интернет портал информации. URL: https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_41429/ (дата обращения: 11.11.2020)

201. Ферсман А.Е. Избранные труды. Т. III. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 798 с.

202. Филов В.А. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов V-VIII групп. – Л.: Химия, 1989. – 452 с.

203. Фофанова А.Н. Функционирование морского портового комплекса в региональной экономике (в экономике Мурманской области) //Региональные проблемы преобразования экономики. – 2010. – № 1. – С. 7.

204. Фрумин Г. Т., Терещенко О. В. Трофический статус озера Ильмень (по данным 2003–2020 гг.) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2022. – № 6. – С. 50-57.

205. Хатчинсон Д. Лимнология. Географические, физические и химические характеристики озер. – М.: Прогресс, 1969. – 592 с.

206. Хохряков А.В., Студенок А.Г., Студенок Г.А. Исследование процессов формирования химического загрязнения дренажных вод соединениями азотана примере карьера крупного горного предприятия // Известия Уральского государственного горного университета. – 2016. – № 4 (44). – С. 35-37.
207. Черногаева Г.М., Жадановская Е.А., Журавлева Л.Р. [и др.]. Загрязнение окружающей среды в регионах России в начале XXI века. – Москва: ООО «ПОЛИГРАФ-ПЛЮС», 2019. – 232 с.
208. Чукаева М.А., Пашкевич М.А. Причины и последствия загрязнения водных экосистем молибденом в зоне воздействия предприятия ОАО «Апатит» // Качество и жизнь. – 2015. – № 4. – С. 8.
209. Шкаруба А.М., Дитц Л.Ю., Путилин А.Ф., Чичулин А.В. Миграционные геохимические потоки как основа экологических исследований системы водосбор водоем // Интерэкспо Гео-Сибирь. – 2010. – Т. 4. – №. 2. – С. 91-95.
210. Шумилова М.А., Лебедева М.Г., Петров В.Г., Садидулина О.В. Распределение соединений марганца как поллютанта урбанотерриторий на примере городов УР // Вестник Удмуртского университета. Серия Физика и Химия. – 2013. – № 4. – С. 33-38.
211. Юдович Я.Э., Кетрис М.П., Рыбина Н.В. Геохимия титана. – Сыктывкар: ИГ Коми НЦ УрО РАН, 2018. 432 с.
212. Яковлев Б.А. Климат Мурманской области. – Мурманск: кн. изд-во, 1961. – 180 с.
213. Яковлев Е.Ю., Дружинина А.С., Дружинин С.В., Иванченко Н.Л. Оценка воздействия промышленных выбросов на качество поверхностных вод Кольского полуострова // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2022. – № 6. – С. 88-101.
214. Янин Е.П. Скандий в окружающей среде (распространенность, техногенные источники, вторичные ресурсы) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – 2007. – Т. 8. – С. 70-90.

215. Янин Е.П., Кузьмич В.Н., Иваницкий О.М. Региональная природная неоднородность химического состава поверхностных вод суши и необходимость ее учета при оценках их экологического состояния и интенсивности техногенного загрязнения // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – 2016. – № 6. – С. 3-72.
216. Aas W., Eckhardt S., Fiebig M., Solberg S., Yttri K. E. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2019. NILU rapport. — Kjeller: NILU, 2020. – 132 p.
217. Agrawal H., Malloy Q. G. J., Welch W. A. [et al.]. In-use gaseous and particulate matter emissions from a modern ocean going container vessel // Atmospheric Environment. – 2008. – Vol. 42. – № 21. – P. 5504-5510.
218. Akinlawo S.O. Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies // Environmental Challenges. – 2023. – Vol. 12. – P. 100733.
219. Algül F., Beyhan M. Concentrations and sources of heavy metals in shallow sediments in Lake Bafa, Turkey. // Scientific reports. – 2020. – Vol. 10. – № 1. – P. 11782.
220. Aschan O. Soluble humus material of northern fresh waters // J PraktChemie. – 1908. – Vol. 77. – P. 172.
221. ATSDR. The Priority List of Hazardous Substances // Agency for Toxic Substances and Disease Registry. – 2022. URL: <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html#2022spl> (дата обращения: 19.07.2024).
222. Ayala-Borda P., Lovejoy C., Power M., Rautio M. Evidence of eutrophication in Arctic lakes // Arctic Science. – 2021. – Vol. 7. – № 4. – P. 859-871.
223. Baban S.M.J. Trophic classification and ecosystem checking of lakes using remotely sensed information // Hydrological sciences journal. – 1996. – Vol. 41. – № 6. – P. 939-957.
224. Bai X., Jiang Z., Fang Y., Zhu L., Feng J. Effects of Environmental Concentrations of Total Phosphorus on the Plankton Community Structure and Function

in a Microcosm Study // International Journal of Environmental Research and Public Health. – 2022. – Vol. 19. – № 14. – P. 8412.

225. Ball J.S., Whisman M.L., Wenger W.J. Nitrogen content of crude petroleum // Industrial & Engineering Chemistry. – 1951. – Vol. 43. – № 11. – P. 2577-2581.

226. Bazova M.M. Specifics of the elemental composition of waters in environments with operating mining and ore-processing plants in the Kola North. // Geochemistry International. – 2017. – Vol. 55. – № 1. – P. 131-143.

227. Biddau R., Cidu R., Frau F. Rare earth elements in waters from the albitite-bearing granodiorites of Central Sardinia, Italy // Chemical Geology. – 2002. – Vol. 182. – № 1. – P. 1-14.

228. Bouslah S., Djemili L., Houichi L. Water quality index assessment of KoudiatMedouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method // Journal of water and land development. – 2017. – Vol. 35. – № 1. – P. 221.

229. Box G.E.P., Cox D.R. An Analysis of Transformations // Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological) . – 1964. – Vol. 26. – № 2. – P. 211-252.

230. Boyd C.E. Eutrophication // Water Quality: An Introduction. – 2020. – P. 311-322.

231. Bradla H.B., Chapter 1. Sources and origins of heavy metals // Interface Science and Technology. – 2005. – Vol. 6. – P.1-27.

232. Breemen N., Driscoll C. T., Mulder J. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters // Nature. – 1984. – Vol. 307. – № 5952. – P. 599—604.

233. Brown R.M., McClelland N. I., Deininger R.A., Tozer R.G. A water quality index-do we dare // Water and sewage works. – 1970. – Vol. 117. – № 10. – P. 339-343.

234. Brunberg A.K., Nilsson E., Blomqvist P. Characteristics of oligotrophic hardwater lakes in a postglacial land-rise area in mid-Sweden //Freshwater Biology. – 2002. – Vol. 47. – № 8. – P. 1451-1462.

235. Bryntesen T. Intercomparison 2135: pH, Conductivity, Alkalinity, NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Tot-P, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni, and Zn // ICP Waters report 147/ 2021/. – Oslo: Norwegian Institute for Water Research, 2021. – 77 p.
236. Campbell J.L., Hornbeck J.W., Mitchell M.J. [et al.]. Input-output budgets of inorganic nitrogen for 24 forest watersheds in the northeastern United States: a review // Water, Air, & Soil Pollution. – 2004. – Vol. 151. – № 1-4. – P. 373-396.
237. Camuffo D. Weathering of building materials // Urban Pollution and Changes to Materials and building surfaces. – London: Imperial College Press, 2016. – P. 19-64.
238. Carlson R.E. A trophic state index for lakes // Limnology and oceanography. – 1977. – Vol. 22. – №2. – P. 361–369.
239. Catrouillet C., Guenet H., Pierson-Wickmann A.C. [et al.]. Rare earth elements as tracers of active colloidal organic matter composition // Environmental Chemistry. – 2019. – Vol. 17. – № 2. – P. 133-139.
240. CCME Water Quality Index User's Manual 2017 Update // Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. – 2017. – P. 23.
241. Chang N. Luo L., Wang X.C. [et al.]. A novel index for assessing the water quality of urban landscape lakes based on water transparency // Science of the Total Environment. – 2020. – Vol. 735. – P. 139351.
242. Chang C.T., Yang C.J., Huang K.H. [et al.]. Changes of precipitation acidity related to sulfur and nitrogen deposition in forests across three continents in north hemisphere over last two decades // Science of the Total Environment. – 2022. – Vol. 806. – P. 150552.
243. Clescerl L.S., Greenberg A.E., Eaton A.D. Standard Methods for Examination for Water and Wastewater, 20th ed. – Washington: American Public Health Association USA, 1999. – 2671 p.
244. Cloutier R.G., Sanchez M. Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: monitoring and recommendations // Water Quality Research Journal. – 2007. – Vol. 42. – № 4. – P. 252-268.

245. Collett R.S., Oduyemi K., Lill D.E. An investigation of environmental levels of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator // *Science of the total environment*. – 1998. – Vol. 209. – № 2-3. – P. 157-167.
246. Costadone L., Sytsma M. D. Identification and characterization of urban lakes across the continental United States // *Lake and Reservoir Management*. – 2022. – Vol. 38. – № 2. – P. 126-138.
247. Dauvalter V.A., Kashulin N.A. Mercury Pollution of Lake Imandra Sediments, the Murmansk Region, Russia. // *International Journal of Environmental Research*. – 2018. – Vol. 12. – № 6. – P. 939-953.
248. Davis A.P., Shokouhian M., Ni S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources // *Chemosphere*. – 2001. – Vol. 44. – № 5. – P. 997-1009.
249. de Wit H.A., Garmo Ø.A., Jackson-Blake L.A. [et al.]. Changing water chemistry in one thousand Norwegian lakes during three decades of cleaner air and climate change // *Global Biogeochemical Cycles*. – 2023. – Vol. 37. – № 2. – P. e2022GB007509.
250. Determination of photosynthetic pigments in sea water: monography / Rep. of SCOP-UNESCO Working Group 17. – Paris: UNESCO, 1966. – P. 9–18.
251. Dranga S.A., Hayles S., Gajewski K. Synthesis of limnological data from lakes and ponds across Arctic and Boreal Canada // *Arctic Science*. – 2018. – Vol. 4. – № 2. – P. 167-185.
252. Dunalska J. Total organic carbon as a new index for monitoring trophic states in lakes // *Oceanological and Hydrobiological Studies*. – 2011. – Vol. 40. – P. 112-115.
253. Edet A.E., Offiong O.E. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria) // *GeoJournal*. – 2002. – Vol. 57. – P. 295-304.

254. Ertaş A., Boz T., Kızılkaya İ.T. The determination of Water Quality in Balaban Lake (West Anatolia of Turkey) with Trophic State Indices // *Acta Aquatica Turcica*. – 2021. – Vol. 17. – № 3. – P. 350-360.
255. Evans C.D., Monteith D.T., Fowler D., Cape J.N., Brayshaw S. Hydrochloric acid: an overlooked driver of environmental change // *Environmental Science & Technology*. – 2011. – Vol. 45. – № 5. – P. 1887-1894.
256. Galloway J.N., Likens G.E., Hawley M.E. Acid precipitation: natural versus anthropogenic components // *Science*. – 1984. – Vol. 226. – № 4676. – P. 829-831.
257. Ganor E., Altshuler S., Foner H. A., Brenner S. [et al.]. Vanadium and nickel in dustfall as indicators of power plant pollution // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1988. – Vol. 42. – P. 241-252.
258. Gashkina N.A. Zonal features of the distribution of biogenic elements and organic matter in small lakes // *Water Resources*. – 2011. – Vol. 38. – P. 352-371.
259. Gilarranz L.J. Narwani A., Odermatt D., Siber R., Dakos V. Regime shifts, trends, and variability of lake productivity at a global scale // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 2022. – Vol. 119. – № 35. – P. e2116413119.
260. Goldschmidt V.M. *Geochemistry*. – Oxford, 1954. – 730 P.
261. Gomes P., Valente T., Marques R., Prudêncio M. I., Pamplona, J. Rare earth elements-Source and evolution in an aquatic system dominated by mine-Influenced waters // *Journal of Environmental Management*. – 2022. – Vol. 322. – P. 116125.
262. González C.M., Aristizábal B.H. Acid rain and particulate matter dynamics in a mid-sized Andean city: The effect of rain intensity on ion scavenging // *Atmospheric Environment*. – 2012. – Vol. 60. – P. 164-171.
263. Greeson P.E. Lake eutrophication—a natural process // *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. – 1969. – Vol. 5. – № 4. – P. 16-30.
264. Gundersen C.B. Intercomparison 1933: pH, Conductivity, Alkalinity, NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Tot-P, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni, and Zn. // *ICP*

Waters report 141/2019/. – Oslo: Norwegian Institute for Water Research, 2019. – 77 p.

265. Hanf K. The problem of long-range transport of air pollution and the acidification regime // International Environmental Agreements and Domestic. – New York: Routledge, 2019. – P. 21-48.

266. Haque A., Jewel A. S., Hasan J., Islam M., Ahmed S., Alam L. Seasonal variation and ecological risk assessment of heavy metal contamination in surface waters of the Ganges river (northwestern Bangladesh) // Malaysian Journal of Analytical Sciences 2019. – Vol. 23. – № 2. P. 300–311.

267. Hatvani I.G., de Barros V. D., Tanos P. [et al.]. Spatiotemporal changes and drivers of trophic status over three decades in the largest shallow lake in Central Europe, Lake Balaton // Ecological engineering. – 2020. – Vol. 151. – P. 105861.

268. Henriksen A., Kämäri J., Posch M., Wilander A. Critical loads of acidity: Nordic surface waters// Ambio. – 1992. – P. 356-363.

269. Henriksen A., Skjelkvaale B. L., Mannio J. Results of national lake surveys 1995 in Finland, Norway, Sweden, Denmark, Russian Kola, Russian Karelia, Scotland and Wales. – Oslo: Norsk institutt for vannforskning, 1997. – 80-91.

270. Hernandez H., Rodriguez R. Geochemical evidence for the origin of vanadium in an urban environment // Environmental Monitoring and Assessment. – 2002. – Vol. 184. – №. 9. – P. 5327-5342.

271. Hesthagen T., Fjellheim A., Schartau A.K., Wright R.F., Saksgård R., Rosseland B. O. Chemical and biological recovery of Lake Saudlandsvatn, a formerly highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition // Science of the Total Environment. – 2011. – Vol. 409. – № 15. – P. 2908-2916.

272. Horton R.K. An index number system for rating water quality. p 300–305 // Water quality criteria-stream vs. effluent standards. J Wat PollutContr Fed. – 1965. – Vol. 37. – № 3. – P. 292-315.

273. Hu M., Ma R., Xiong J., Wang M., Cao Z., Xue K. Eutrophication state in the Eastern China based on Landsat 35-year observations // Remote Sensing of Environment. – 2022. – Vol. 277. – P. 113057.

274. Huang K., Zhuang G., Xu, C., Wang Y., Tang A. The chemistry of the severe acidic precipitation in Shanghai, China // *Atmospheric Research*. – 2008. – Vol. 89. – № 1-2. – P. 149-160.
275. Hwang H.M., Fiala M.J., Park D., Wade T.L. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles // *International Journal of Urban Sciences*. – 2016. – Vol. 20. – № 3. – P. 334-360.
276. Irwin J.G., Williams M.L. Acid rain: chemistry and transport // *Environmental Pollution*. – 1988. – Vol. 50. – № 1-2. – P. 29-59.
277. Jang H.N., Seo Y.Ch., Lee J.H. [et al.]. Formation of fine particles enriched by V and Ni from heavy oil combustion: Anthropogenic sources and drop-tube furnace experiments // *Atmospheric Environment*. – 2007. – Vol. 41. – № 5. – P. 1053–1063.
278. Jenny J.P., Normandeau A., Francus P., [et al.]. Urban point sources of nutrients were the leading cause for the historical spread of hypoxia across European lakes // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 2016. – Vol. 113. – № 45. – P. 12655-12660.
279. Jermakka J., Wendling L., Sohlberg E., Heinonen H., Vikman M. Potential technologies for the removal and recovery of nitrogen compounds from mine and quarry waters in subarctic conditions // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. – 2014. – Vol. 45. – №7. – P. 703-748.
280. Johannesson K.H., Tang J., Daniels J. M., Bounds W. J., Burdige D. J. Rare earth element concentrations and speciation in organic-rich blackwaters of the Great Dismal Swamp, Virginia, USA // *Chemical Geology*. – 2004. – Vol. 209. – № 3-4. – P. 271-294.
281. Johnson A.W., Gutiérrez M., Gouzie D., McAliley L.R. State of remediation and metal toxicity in the Tri-State Mining District, USA // *Chemosphere*. – 2016. – Vol. 144. – P. 1132-1141.
282. Karaouzas I., Kapetanaki N., Mentzafou A. [et al.]. Heavy metal contamination status in Greek surface waters: A review with application and evaluation of pollution indices // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 263. – P. 128192.

283. Kashulin N., Kashulina T., Bekkelund A. Long-term eutrophication and dynamics of bloom-forming microbial communities during summer HAB in large Arctic lake // *Environments*. – 2021. – Vol. 8. – № 8. – P. 82.
284. Kaushal S.S., Duan S., Doody T.R. [et al.]. Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalization in fresh water across land use // *Applied geochemistry*. – 2017. – Vol. 83. – P. 121-135.
285. Kaushal S.S., Wood K.L., Galella J.G. [et al.]. Making «chemical cocktails»—Evolution of urban geochemical processes across the periodic table of elements // *Applied Geochemistry*. – 2020. – Vol. 119. – P. 104632.
286. Khussain B., Brodskiy A., Sass A. [et al.]. Synthesis of vanadium-containing catalytically active phases for exhaust gas neutralizers of motor vehicles and industrial enterprises // *Catalysts*. – 2022. – Vol. 12. – № 8. – P. 842.
287. Kim H.S., Hwang S.J., Shin J.K., An K.G., Yoon C.G. Effects of limiting nutrients and N: P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir // *Eutrophication of shallow lakes with special reference to Lake Taihu, China*. – Dordrecht: Springer, 2007. – P. 255-267.
288. Klavins M., Potapovics O., Rodinov V. Heavy Metals in Fish from Lakes in Latvia: Concentrations and Trends of Changes // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2009. – Vol. 82. – P. 96–100.
289. Knox E.G., Bouchard C.E., Barrett J.G. Erosion and sedimentation in urban areas // *Managing Soils in an Urban Environment*. – 2000. – T. 39. – C. 179-197.
290. Kratzer C.R., Brezonik P.L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes // *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. – 1981. – Vol. 17. – № 4. – P. 713-715.
291. Kremleva T.A., Panicheva L.P., Tretiakova M.N., Morozova N.V. Estimation of acidification resistance of small lakes in the north of West Siberia // *Tyumen State University Herald*. – 2013. – № 5. – P. 20-30.
292. Kritzberg E.S., Ekström S.M. Increasing iron concentrations in surface waters—a factor behind brownification? // *Biogeosciences*. – 2012. – Vol. 9. – № 4. – P. 1465-1478.

293. Lafrenière M.C., Lapierre J.F., Ponton D.E., Guillemette F., Amyot M. Rare earth elements (REEs) behavior in a large river across a geological and anthropogenic gradient // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2023. – Vol. 353. – P. 129-141.
294. Lajtha K., Jones J. Trends in cation, nitrogen, sulfate and hydrogen ion concentrations in precipitation in the United States and Europe from 1978 to 2010: a new look at an old problem // *Biogeochemistry*. – 2013. – Vol. 116. – P. 303—334.
295. Li J., Zheng Z., Liu G. [et al.]. Estimating effects of natural and anthropogenic activities on trophic level of inland water: analysis of Poyang Lake Basin, China, with Landsat-8 observations // *Remote Sensing*. – 2023. – Vol. 15. – № 6. – P. 1618.
296. Liang Z., Soranno P.A., Wagner T. The role of phosphorus and nitrogen on chlorophyll a: Evidence from hundreds of lakes // *Water Research*. – 2020. – Vol. 185. – P. 116236.
297. Maas R., Grennfelt P. Towards cleaner air. Arctic Monitoring and Assessment Programme. – Oslo: EMEP, 2016. – 50 p.
298. Masindi V., Muedi K.L. Environmental contamination by heavy metals // *Heavy metals*. – 2018. – Vol. 10. – № 4. – P. 115-133.
299. Mejia J. A., Rodriguez R., Armienta A., Mata E. [et al.]. Aquifer vulnerability zoning, an indicator of atmospheric pollutants input? Vanadium in the Salamanca Aquifer, Mexico // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2007. – Vol.185. – P. 95–100.
300. Mohan S.V., Nithila P., Reddy S.J. Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index // *Journal of Environmental Science & Health Part A*. – 1996. – Vol. 31. – № 2. – P. 283-289.
301. Moiseenko T.I., Gashkina N.A. Zonal features of lake acidification. // *Water resources*. – 2011. – Vol. 38. – P. 47-62.
302. Moiseenko T.I., Dinu M.I., Bazova M.M., de Wit H.A. Long-term changes in the water chemistry of arctic lakes as a response to reduction of air pollution: case study in the Kola, Russia // *Water, Air, & Soil Pollution*. – 2015. – Vol. 226. – P. 1-12.

303. Moiseenko T.I. Anthropogenic processes in continental waters of Arctic regions and criteria for their assessment // *Water resources*. – 2018. – Vol. 45. – P. 578-588.
304. Moiseenko T.I., Dinu M.I., Gashkina N.A., Kremleva T.A. Aquatic environment and anthropogenic factor effects on distribution of trace elements in surface waters of European Russia and Western Siberia // *Environmental Research Letters*. – 2019. – Vol. 14. – № 6. – P. 065010.
305. Moiseenko T.I., Gashkina N.A., Dinu M.I. [et al.]. Water chemistry of Arctic lakes under airborne contamination of watersheds // *Water*. – 2020a. – Vol. 12. – № 6. – P. 1659.
306. Moiseenko T.I., Dinu M.I., Gashkina N.A., Kremleva T.A., Khoroshavin V. Y. Geochemical Features of Elements Distributions in the Lake Waters of the Arctic Region // *Geochemistry International*. – 2020b. – Vol. 58. – № 6. – P. 613-623.
307. Moiseenko T.I., Gashkina N.A. Distribution and bioaccumulation of heavy metals (Hg, Cd and Pb) in fish: influence of the aquatic environment and climate // *Environmental Research Letters*. – 2020. – Vol. 15, № 11. – P. 115013.
308. Moiseenko T.I., Bazova M.M., Gashkina N.A. Development of lake from acidification to eutrophication in the arctic region under reduced acid deposition and climate warming // *Water*. – 2022. – Vol. 14. – № 21. – P. 3467.
309. Mortimer C.H. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes // *Journal of ecology*. – 1941. – Vol. 29. – № 2. – P. 280-329.
310. Nenonen M. Report on acidification in the Arctic countries: man-made acidification in a world of natural extremes // *The state of the Arctic environment*. Rovaniemi, Finland: Arctic Centre Publications, 1991. – 7-81 p.
311. Nestler A., Berglund M., Accoe F. [et al.]. Isotopes for improved management of nitrate pollution in aqueous resources: review of surface water field studies // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2011. – Vol. 18. – P. 519-533.

312. Neubauer E., Köhler S.J., von der Kammer F., Laudon H., Hofmann T. Effect of pH and stream order on iron and arsenic speciation in boreal catchments // *Environmental science & technology*. – 2013. – Vol. 47. – № 13. – P. 7120-7128.
313. Oliver B.G., Thurman E.M., Malcolm R.L. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1983. – Vol. 47. – № 11. – P. 2031-2035.
314. Osadchyy V., Nabyvanets B., Linnik P. [et al.]. Processes determining surface water chemistry. – Switzerland: Springer International Publishing, 2016. – 265 p.
315. Oswald C.J., Giberson G., Nicholls E. [et al.]. Spatial distribution and extent of urban land cover control watershed-scale chloride retention // *Science of the Total Environment*. – 2019. – Vol. 652. – P. 278-288.
316. Pacyna J.M., Pacyna E.G. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide // *Environmental Reviews*. – 2001. – V. 4 – P. 269-298.
317. Pal J., Teja P. S., Subramanian R. Sodium and lithium ions in aerosol: thermodynamic and rayleigh light scattering properties // *Theoretical Chemistry Accounts*. – 2020. – Vol. 139. – № 11. – P. 173.
318. Peltier R.E., Lippmann M. Residual oil combustion: 2. Distributions of airborne nickel and vanadium within New York City // *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*. – 2010. – Vol. 20. – P. 342–350.
319. Perera N.; Gharabaghi B.; Noehammer P.; Kilgour B. Road salt application in Highland Creek watershed, Toronto, Ontario-Cl mass balance // *Water Quality Research Journal*. – 2010. – Vol. 45. – № 4. – C. 451-461.
320. Postevaya M.A., Slukovskii Z.I., Dauvalter V.A., Bernadskaya D.S. Estimation of Heavy Metal Concentrations in the Water of Urban Lakes in the Russian Arctic (Murmansk) // *Water*. – 2021. – Vol. 13. – №. 22. – P. 3267.
321. Postevaya M., Dauvalter V., Slukovskii Z., Kudryavtseva L. Chemical composition and trophic status of urban lakes of the Arctic zone of the Russian Federation (Murmansk) // *Ecohydrology*. – 2023. – Vol. 16. – №2. – P. e2505.

322. Quina M.J., Bordado J.C.M., Quinta-Ferreira R.M. Air pollution control in municipal solid waste incinerators // The impact of air pollution on health, economy, environment and agricultural sources. – 2011. – Vol. 1. – P. 331-358.
323. Rask M., Vuori K.M., Hämäläinen H. [et al.]. Ecological classification of large lakes in Finland: comparison of classification approaches using multiple quality elements // *Hydrobiologia*. – 2011. – Vol. 660. – P. 37-47.
324. Reimann C., Äyräs M., Chekushin V.A., [et al.]. Environmental Geochemical Atlas of the Central Barents Region. – Trondheim: Geological Survey of Norway, 1998. – 745 p.
325. Rentz R., Öhlander B. Urban impact on water bodies in the Luleå area, northern Sweden, and the role of redox processes // *Hydrology Research*. – 2012. – Vol. 43. – № 6. – P. 917-932.
326. Ruane R.J., Krenkel P. A. Nitrification and other factors affecting nitrogen in the Holston River // *Proceedings of the Conference on nitrogen as a water pollutant*. – Pergamon, 2013. – P. 209-224.
327. Rudnick R.L., Gao S. Composition of the Continental Crust. // *Treatise on Geochemistry*. – Oxford: Elsevier–Pergamon, 2014. – P.1-51.
328. Saha P., Paul, B. Assessment of heavy metal toxicity related with human health risk in the surface water of an industrialized area by a novel technique // *Human and ecological risk assessment: an international journal*. – 2019. – Vol. 25. – №. 4. – P. 966-987.
329. Sahoo M.M., Patra K.C., Khatua K. K. Inference of water quality index using ANFIA and PCA // *Aquatic Procedia*. – 2015. – Vol. 4. – P. 1099-1106.
330. Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P. Parker B.R., Paterson M.J., Beaty K.G., Lyng M., Kasian S.E.M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 2008. – Vol. 105. – № 32. – P. 11254-11258.

331. Schlesinger W.H., Klein E.M., Wang Z., Vengosh A. Global biogeochemical cycle of lithium // *Global Biogeochemical Cycles*. – 2021. – Vol. 35. – P. e2021GB006999.
332. Scott R., Goulden T., Letman M., Hayward J., Jamieson R. Long-term evaluation of the impact of urbanization on chloride levels in lakes in a temperate region // *Journal of Environmental Management*. – 2019. – Vol. 244. – P. 285–293.
333. Sephton M.G., Webb J.A. Application of Portland cement to control acid mine drainage generation from waste rocks // *Applied Geochemistry*. – 2017. – Vol. 81. – P. 143-154.
334. Shafer M.M., Toner B.M., Overdier J.T. [et al.]. Chemical speciation of vanadium in particulate matter emitted from diesel vehicles and urban atmospheric aerosols // *Environmental science & technology*. – 2012. – Vol. 46. – № 1. – P. 189-195.
335. Shapiro J. Effect of yellow organic acids on iron and other metals in water // *Journal-American Water Works Association*. – 1964. – Vol. 56. – № 8. – P. 1062-1082.
336. Shapiro W.J. Protocol to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone // *Colo. J. Int'l Env'tl. L. & Pol'y*. – 2000. – Vol. 11. – P. 208.
337. Sholkovitz E.R. The aquatic chemistry of rare earth elements in rivers and estuaries // *Aquatic geochemistry*. – 1995. – Vol. 1. – P. 1-34.
338. Singh M., Jaques P. A., Sioutas C. Size distribution and diurnal characteristics of particle-bound metals in source and receptor site of the Los Angeles Basin // *Atmospheric Environment*. – 2002. – Vol. 36. – № 10. – P. 1675-1689.
339. Skjelkvåle B.L., Stoddard J.L., Andersen T. Trends in surface water acidification in Europe and North America (1989–1998) // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2001. – Vol. 130. – P. 787-792.
340. Skjelkvåle B.L. Bishop K., Laudon H., Wilander A., Yakovlev V. Effects on freshwater ecosystems // *AMAP Assessment 2006: Acidifying Pollutants, Arctic Haze, and Acidification in the Arctic*. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo: Norway. – 2007. – 112 p.

341. Slukovskii Z., Dauvalter V., Guzeva A., Denisov D. [et al.]. The hydrochemistry and recent sediment geochemistry of small lakes of Murmansk, Arctic Zone of Russia // *Water*. – 2020. – Vol. 12. – № 4. – P. 1130.
342. Slukovskii Z. Uranium in Lake Sediments of Humid Zone: A Case Study in the Southeast Fennoscandia (Karelia, Russia) // *Water*. – 2023. – Vol. 15. – №7. – P. 1360.
343. Smith V.H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis // *Limnology and oceanography*. – 1982. – Vol. 23. – P. 1248-1255.
344. Standard Method for Examination of Water and Wastewater; American Water Works Association. – Denver: CO, 1975. – 119 p.
345. Steinnes E. Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 1990. – Vol. 9. – № 7. P. –825-831.
346. Stoddard J.L., Jeffries D.S., Lükewille A. [et al.]. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe // *Nature*, – 1999. – Vol. 401. – № 6753. – P. 575-578.
347. Szklarek S., Górecka A., Wojtal-Frankiewicz A. The effects of road salt on freshwater ecosystems and solutions for mitigating chloride pollution-A review // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 805. – P. 150289.
348. Tammi J., Lappalainen A., Mannio J., Rask M., Vuorenmaa J. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finnish lakes: a survey based on random sampling // *Fisheries Management and Ecology*. – 1999. – Vol. – № 3. – P. 173-186.
349. Tang J., Johannesson K.H. Speciation of rare earth elements in natural terrestrial waters: assessing the role of dissolved organic matter from the modeling approach // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2003. – Vol. 67. – № 13. – P. 2321-2339.
350. Tang J., Steenari B.M. Leaching optimization of municipal solid waste incineration ash for resource recovery: A case study of Cu, Zn, Pb and Cd // *Waste Management*. – 2016. – Vol. 48. – P. 315-322.

351. Tank S.E., Lesack L F.W., McQueen D.J. Elevated pH regulates bacterial carbon cycling in lakes with high photosynthetic activity // *Ecology*. – 2009. – Vol. 90. – № 7. – P. 1910-1922.

352. Thrane J.E., de Wit H., Austnes K. Effects of nitrogen on nutrient-limitation in oligotrophic northern surface waters. NIVA-rapport. – Oslo: Norsk institutt for vannforskning, 2021. – 46 p.

353. Tian H., Gao J., Lu L., Zhao D., Cheng K., Qiu P. Temporal Trends and Spatial Variation Characteristics of Hazardous Air Pollutant Emission Inventory from Municipal Solid Waste Incineration in China. // *Environmental Science & Technology*. 2012. – Vol. 46. – №18. – P. 10364-10371.

354. United Nations. Economic Commission for Europe. 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution: and its 1998 protocols on persistent organic pollutants and heavy metals. (NoTitle). – Economic Commission for Europe, 1999. – 91 p.

355. Venäläinen E.R. The levels of heavy metals in moose, reindeer and hares in finlandresults of twenty years' monitoring: Ph.D. Academic Dissertation. – Helsinki, 2007. – 96 p.

356. Vollenweider R.A., KerekesJ. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. – Paris: OECD. – 1982. – 150 p.

357. Vollenweider R.A. Coastal marine eutrophication: principles and control // *Marine coastal eutrophication.Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy, 21–24 March 1990*. – Elsevier, 1992. – P. 1–20.

358. Watmough S.A., Eimers M.C. Rapid recent recovery from acidic deposition in Central Ontario Lakes // *Soil Systems*. – 2020. – Vol. 4. – № 1. – P.10.

359. Welch E.B., Cooke G.D. Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control // *Lake and reservoir management*. – 2005. – Vol. 21. – № 2. – P. 209-217.

360. Wright I. A., Davies P. J., Findlay S. J., Jonasson O. J. A new type of water pollution: concrete drainage infrastructure and geochemical contamination of urban waters // *Marine and Freshwater Research*. – 2011. – Vol. 62. – № 12. – P. 1355-1361.

361. Xia W., Wang R., Zhu B. [et al.] Heavy metal gradients from rural to urban lakes in central China // *Ecological Processes*. – 2020. – Vol. 9. – № 47. – P. 11.
362. Xiao Y.H., Räike A., Hartikainen H., Vähätalo A.V. Iron as a source of color in river waters // *Science of the Total Environment*. – 2015. – Vol. 536. – P. 914-923.
363. Xiao Y., Riise G. Coupling between increased lake color and iron in boreal lakes // *Science of the Total Environment*. – 2021. – Vol. 767. – P. 145104.
364. Xuan C., Xiaoran S., Zhaoji S. [et al.]. Analysis of the spatio-temporal changes in acid rain and their causes in China (1998–2018) // *Journal of Resources and Ecology*. – 2021. – Vol. 12. – № 5. – P. 593-599.
365. Yan Z., Han W., Peñuelas J. [et al.]. Phosphorus accumulates faster than nitrogen globally in freshwater ecosystems under anthropogenic impacts // *Ecology letters*. – 2016. – Vol. 19. – № 10. – P. 1237-1246.
366. Yan T., Shen S.L., Zhou A. Indices and models of surface water quality assessment: Review and perspectives // *Environmental Pollution*. – 2022. – Vol. 308. – P. 119611.
367. Yevtushenko N.Y., Dudnyk S.V., Rudyk-Leuska N.Y. [et al.]. Factors Determining the Degree of Heavy Metals' Toxicity to Fish (a Review) // *Hydrobiological Journal*. – 2021. – Vol. 57. – №. 4. – P. 75-85.
368. Zakir H.M., Sharmin S., Akter A., Rahman M. S. Assessment of health risk of heavy metals and water quality indices for irrigation and drinking suitability of waters: a case study of Jamalpur Sadar area, Bangladesh // *Environmental advances*. – 2020. – Vol. 2. – P. 100005.
369. Zhang X., Roesner L. A., Carlson K., Liang Q. Responses of urban shallow lakes to early stages of rehabilitation. *Hydrology Days*. – 2011. – Vol. 12. – P. 134-143.
370. Zhou J., Leavitt P.R., Zhang Y., Qin B. Anthropogenic eutrophication of shallow lakes: is it occasional? // *Water Research*. – 2022. – Vol. 221. – P. 118728.

371. Zoller W.H., Gordon G.E., Gladney E.S., Jonesl A.G. The sources and distribution of vanadium in the atmosphere // Trace Elements in the Environment. Chapter 3. – Washington: American Chemical Society, 1973. Chapter 3. – P. 31-47.

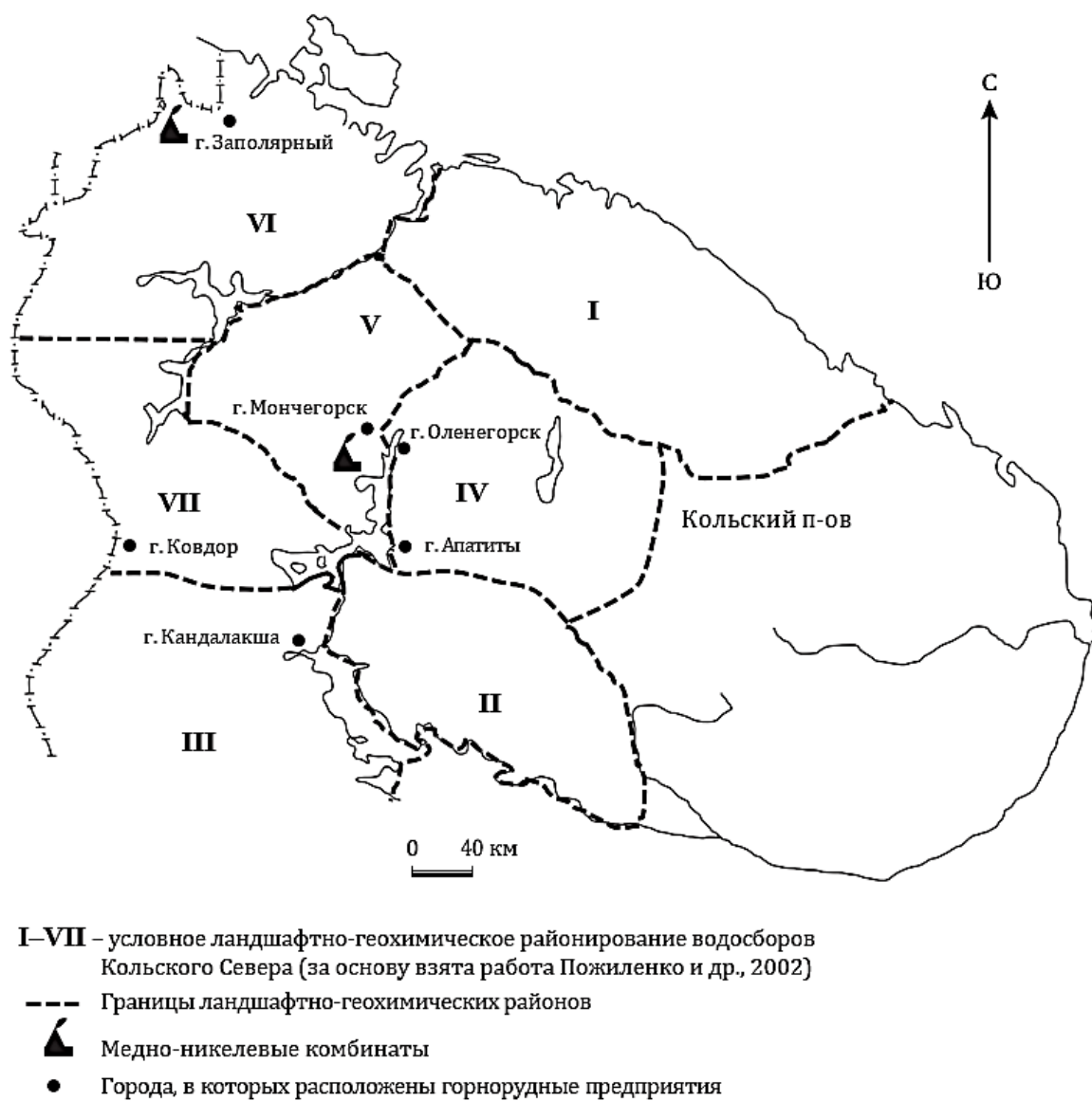


Рис. П1.1. Карта-схема расположения условно-фонового района (I Мурманский ландшафтно-геохимический район) северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Базова, 2016).

Приложение 2

Таблица П. 2.1

Медианные значения pH, главных ионов и минерализации воды (мг/л) в
поверхностном (числитель) и придонном (знаменатель) горизонтах озер г.

Мурманска за 2018 – 2022 гг.

Озеро	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	TDS
Северное n = 9	<u>6,98</u> 6,39	<u>25,89</u> 31,6	<u>6,65</u> 7,5	<u>97,70</u> 102	<u>3,89</u> 4,39	<u>25,8</u> 39,0	<u>25,15</u> 33,43	<u>168</u> 206	<u>376</u> 424
Семеновское n = 26	<u>6,88</u> 6,59	<u>7,72</u> 7,63	<u>1,99</u> 2,06	<u>11,09</u> 11,12	<u>1,87</u> 1,87	<u>18,27</u> 19,28	<u>10,56</u> 10,46	<u>18,93</u> 18,20	<u>70,62</u> 71,89
Среднее n = 11	<u>7,40</u> 7,08	<u>17,42</u> 17,95	<u>3,85</u> 3,84	<u>17,28</u> 17,91	<u>3,76</u> 3,70	<u>41,57</u> 41,91	<u>30,55</u> 31,26	<u>25,25</u> 26,16	<u>140,44</u> 140,7
Большое n = 3	<u>6,47</u> 6,49	<u>3,11</u> 3,24	<u>1,21</u> 1,23	<u>9,89</u> 9,83	<u>0,75</u> 0,73	<u>4,21</u> 4,21	<u>6,69</u> 6,40	<u>16,78</u> 16,43	<u>42,62</u> 42,07
Окуневое n = 7	<u>6,88</u> 6,99	<u>8,60</u> 8,73	<u>2,09</u> 2,00	<u>6,02</u> 6,07	<u>1,34</u> 1,26	<u>20,10</u> 18,18	<u>14,65</u> 14,10	<u>8,36</u> 8,97	<u>60,8</u> 59,3
Ледовое n = 11	<u>7,81</u> 7,17	<u>44,63</u> 73,30	<u>8,82</u> 12,10	<u>110,5</u> 112,0	<u>7,62</u> 10,86	<u>118,43</u> 285,97	<u>43,35</u> 14,70	<u>177,50</u> 169,10	<u>513,45</u> 676,11
Треугольное n = 6	<u>6,40</u> 6,13	<u>1,79</u> 2,29	<u>0,81</u> 0,94	<u>3,17</u> 3,17	<u>0,60</u> 0,67	<u>5,73</u> 8,66	<u>3,67</u> 3,26	<u>3,67</u> 4,07	<u>18,90</u> 23,06
Южное n = 7	<u>8,06</u> 7,90	<u>40,18</u> 42,26	<u>10,00</u> 10,02	<u>56,70</u> 57,22	<u>7,81</u> 8,07	<u>151,83</u> 155,37	<u>21,30</u> 23,56	<u>85,91</u> 88,68	<u>377,38</u> 385,18
Фон (Bazova. 2017) n = 10	6,15	1,1	0,7	3,1	0,4	3,5	1,8	4,8	15,4
Фон (Кашулин и др... 2010)	6,42	1,4	0,71	2,5	0,33	4,8	1,7	2,3	17
ПДК _{рх}	—	180	40	120	$\frac{50}{10^*}$	—	100	300	—

Примечание: числитель – поверхностный слой; знаменатель – придонный слой; n – количество проб; TDS – общая минерализация; * – для озер с минерализацией до 100 мг/л.

Таблица П. 2.2

Медианные концентрации биогенных элементов и показателей содержания органического вещества вод в поверхностном (числитель) и придонном (знаменатель) горизонтах озер г. Мурманска за 2018 – 2022 гг.

Озеро	NH ₄ ⁺ , мкгN/л	NO ₃ ⁻ , мкгN/л	TN, мкгN/л	PO ₄ ³⁻ , мкгP/л	TP _{н/ф} , мкгP/л	TP _ф , мкгP/л	ТОР, мкгP/л	TSP, мкгP/л	Цветность, Pt°	ПО мгО/л	ТОС, мг/л	Si, мг/л
Северное n = 9	<u>26,0</u> 22,0	<u>2,50</u> 450	<u>356,5</u> 650	<u>2,0</u> 18,0	<u>13,50</u> 153	<u>6,0</u> 23,0	<u>13,5</u> 153,0	<u>12,0</u> 135,0	<u>24,50</u> 42	<u>5,96</u> 6,16	<u>6,1</u> 6,3	<u>1,55</u> 4,03
Семеновское n = 26	<u>48,0</u> 83,5	<u>73,5</u> 85,0	<u>454,5</u> 551,5	<u>2,0</u> 4,5	<u>23</u> 31,5	<u>8,0</u> 11,0	<u>20,5</u> 24,5	<u>14,5</u> 18,0	<u>12,0</u> 13,5	<u>4,95</u> 4,74	<u>5,33</u> 5,17	<u>0,28</u> 0,47
Среднее n = 11	<u>24,0</u> 27,0	<u>3,5</u> 96,0	<u>286</u> 301	<u>0,0</u> 1,0	<u>9,0</u> 11,0	<u>3,0</u> 3,0	<u>8,5</u> 10,0	<u>5,5</u> 8,0	<u>7,0</u> 8,0	<u>3,54</u> 3,38	<u>4,25</u> 4,13	<u>0,07</u> 0,31
Большое n = 3	<u>14,5</u> 9,0	<u>0,5</u> 0,0	<u>155,5</u> 150,0	<u>2,5</u> 4,0	<u>8,0</u> 8,0	<u>5,0</u> 5,0	<u>5,5</u> 4,0	<u>3,0</u> 3,0	<u>29,5</u> 30,0	<u>6,0</u> 5,7	<u>6,13</u> 5,9	<u>1,39</u> 1,34
Окуновое n = 7	<u>17,5</u> 5,0	<u>1,0</u> 1,0	<u>311</u> 220	<u>1,5</u> 1,0	<u>14,0</u> 15,0	<u>5,0</u> 4,0	<u>11,5</u> 14,0	<u>8,0</u> 11,0	<u>49,5</u> 57,0	<u>9,54</u> 9,92	<u>8,84</u> 9,13	<u>0,93</u> 0,99
Ледовое n = 11	<u>320,5</u> 4295	<u>336,5</u> 1,0	<u>1321</u> 5803	<u>7,0</u> 29,0	<u>66,0</u> 941	<u>18,0</u> 80,0	<u>52,5</u> 885	<u>42,0</u> 867	<u>20,0</u> 33,0	<u>6,6</u> 9,7	<u>6,56</u> 8,96	<u>1,22</u> 8,96
Треугольное n = 6	<u>12,0</u> 23,0	<u>1,0</u> 3,0	<u>278</u> 312	<u>0,0</u> 1,0	<u>13,0</u> 22,0	<u>3,0</u> 4,0	<u>11,0</u> 18,0	<u>8,0</u> 18,0	<u>53,0</u> 42,0	<u>10,0</u> 9,8	<u>9,19</u> 9,04	<u>1,73</u> 2,46
Южное n = 7	<u>29,0</u> 37,5	<u>2,0</u> 0,0	<u>288</u> 253,5	<u>1,0</u> 5,5	<u>16,0</u> 22,0	<u>7,0</u> 15,5	<u>15,0</u> 16,5	<u>12,0</u> 15,0	<u>12,0</u> 14,0	<u>5,32</u> 6,09	<u>5,61</u> 6,20	<u>0,16</u> 0,32
Фон (Bazova, 2017) n=10	20	1	160	0	6	–	–	–	15	–	4,2	0,7
Фон (Кашулин и др., 2010)	12	2	248	0,75	8	–	–	–	64	8,47	8,02	1,49
ПДК _{рх}	400	9 100	–	50 – 200**	–	–	–	–	–	–	–	–

Примечание: числитель – поверхностный слой; знаменатель – придонный слой; n – количество проб; TN – общий азот; ТОР – общий органический фосфор; TSP – общий взвешенный фосфор; ПО – перманганатная окисляемость; ТОС – общий органический углерод; ** – 50 мкг/л для олиготрофных, 150 мкг/л для мезотрофных и 200 мкг/л для эвтрофных водоемов.

Таблица П. 2.3

Медианные значения концентраций микроэлементов (мкг/л) вод в поверхностном (числитель) и придонном (знаменатель) горизонтах озер г. Мурманска за 2018 – 2022 гг.

Элемент	Северное	Семеновское	Среднее	Большое	Окуновое	Ледовое	Треугольное	Южное	Bazova, 2017	Reimannetal., 1998	ПДК _{рх}
n	9	26	11	3	7	11	6	7			
V	<u>2,78</u> 10,53	<u>3,49</u> 2,56	<u>3,71</u> 2,84	<u>3,90</u> 3,32	<u>3,56</u> 3,23	<u>1,97</u> 9,16	<u>1,62</u> 3,20	<u>1,26</u> 1,53	0,67	<0,3	1 (10)**
Cr	<u>0,70</u> 0,88	<u>0,47</u> 0,45	<u>0,54</u> 0,53	<u>0,65</u> 1,12	<u>0,94</u> 0,97	<u>1,25</u> 1,97	<u>0,53</u> 0,70	<u>0,58</u> 1,41	0,50	<0,1	70
Co	<u>0,24</u> 1,85	<u>0,06</u> 0,27	<u>0,07</u> 0,10	<u>0,13</u> 0,11	<u>0,16</u> 0,16	<u>1,04</u> 1,53	<u>0,07</u> 0,83	<u>0,17</u> 0,14	0,47	0,05	10
Ni	<u>5,53</u> 9,70	<u>4,20</u> 5,03	<u>4,94</u> 5,38	<u>6,25</u> 6,93	<u>5,79</u> 5,09	<u>12,83</u> 8,07	<u>2,24</u> 3,40	<u>2,96</u> 3,32	1,06	0,33	10
Cu	<u>2,09</u> 3,20	<u>1,82</u> 1,84	<u>1,88</u> 1,68	<u>1,51</u> 1,37	<u>2,50</u> 2,31	<u>3,92</u> 1,48	<u>1,94</u> 3,01	<u>1,88</u> 1,57	0,94	0,41	1
Zn	<u>11,49</u> 17,22	<u>3,67</u> 5,80	<u>1,43</u> 3,28	<u>8,32</u> 7,96	<u>8,80</u> 10,97	<u>7,68</u> 9,54	<u>3,97</u> 6,18	<u>1,81</u> 2,36	1,66	1,70	10
Mo	<u>0,75</u> 0,74	<u>0,13</u> 0,11	<u>0,25</u> 0,19	<u>0,05</u> 0,06	<u>0,16</u> 0,11	<u>0,75</u> 0,31	<u>0,02</u> 0,03	<u>0,33</u> 0,37	0,55	<0,04	1 (500)*
Cd	<u>0,02</u> 0,04	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,03</u> 0,03	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,02</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,01	0,36	<0,02	5
Sn	<u>0,03</u> 0,04	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,01	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,03</u> 0,04	<u>0,03</u> 0,06	<u>0,03</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,01	0,50	-	112
Sb	<u>0,16</u> 0,14	<u>0,13</u> 0,11	<u>0,37</u> 0,30	<u>0,21</u> 0,21	<u>0,24</u> 0,25	<u>0,31</u> 0,12	<u>0,07</u> 0,05	<u>0,17</u> 0,18	0,69	0,03	-
W	<u>0,08</u> 0,17	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,66</u> 1,81	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,03	0,61	-	0,8
Tl	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,004</u> 0,003	<u>0,01</u> 0,003	<u>0,001</u> 0,001	<u>0,005</u> 0,004	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,004</u> 0,004	<u>0,004</u> 0,001	1,85	-	60
Pb	<u>0,19</u>	<u>0,12</u>	<u>0,12</u>	<u>0,11</u>	<u>0,48</u>	<u>0,25</u>	<u>0,21</u>	<u>0,08</u>	0,47	0,18	6

Элемент	Северное	Семеновское	Среднее	Большое	Окуновое	Ледовое	Треугольное	Южное	Bazova, 2017	Reimannetal., 1998	ПДК _{px}
n	9	26	11	3	7	11	6	7			
	0,28	0,17	0,04	0,10	0,40	0,23	0,45	0,05			
Bi	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,004</u> 0,003	<u>0,004</u> 0,01	<u>0,001</u> 0,001	<u>0,004</u> 0,003	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,004</u> 0,003	<u>0,00</u> 0,02	1,06	-	-
Al	<u>41,50</u> 35,00	<u>13,05</u> 12,85	<u>24,95</u> 12,80	<u>57,30</u> 44,9	68 101	<u>48,01</u> 35,70	75 96	<u>12,30</u> 6,10	30,56	-	40 (81)*
Mn	<u>16,69</u> 176,1	<u>15,6</u> 126	<u>3,56</u> 45,60	<u>7,80</u> 6,64	<u>8,71</u> 6,12	<u>17,19</u> 517,21	<u>14,03</u> 237,5	<u>8,00</u> 11,26	2,09	3,43	10 (100)**
Fe	<u>171</u> 1921	<u>85,18</u> 407,5	<u>37,14</u> 39,01	<u>99,5</u> 84	<u>460</u> 392	<u>157</u> 2178	<u>775</u> 3217	<u>59,20</u> 40,90	47,26	60,7	100
Sr	<u>180,9</u> 250,2	<u>67,75</u> 71,24	<u>119,2</u> 114,5	<u>27,37</u> 27,67	<u>71,20</u> 66,21	<u>333,8</u> 482,4	<u>20,16</u> 24,17	<u>225,8</u> 236,6	7,56	5,91	400 (1100)**
Li	<u>1,51</u> 2,05	<u>0,71</u> 0,72	<u>0,99</u> 0,99	<u>0,49</u> 0,47	<u>1,02</u> 0,99	<u>3,42</u> 5,43	<u>0,44</u> 0,44	<u>2,02</u> 1,92	0,72	0,17	80
Sc	<u>0,19</u> 0,80	<u>0,00</u> 0,00	<u>0,05</u> 0,08	-	<u>0,14</u> 0,00	<u>0,44</u> 2,03	<u>0,98</u> 1,08	<u>0,00</u> 0,00	0,41	-	-
Rb	<u>6,03</u> 6,62	<u>2,89</u> 3,03	<u>5,19</u> 5,07	<u>1,51</u> 1,43	<u>2,58</u> 2,22	<u>8,47</u> 10,16	<u>1,72</u> 1,95	<u>5,32</u> 5,39	1,07	0,49	100
Y	<u>0,08</u> 0,17	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,06</u> 0,06	<u>0,06</u> 0,07	<u>0,04</u> 0,09	<u>0,09</u> 0,13	<u>0,01</u> 0,01	0,43	-	-
Zr	<u>0,04</u> 0,07	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,03</u> 0,02	-	<u>0,05</u> 0,05	<u>0,05</u> 0,19	<u>0,09</u> 0,08	<u>0,03</u> 0,003	0,46	-	70
Cs	<u>0,08</u> 0,08	<u>0,17</u> 0,17	<u>0,04</u> 0,05	<u>0,37</u> 0,39	<u>0,05</u> 0,05	<u>0,05</u> 0,16	<u>0,07</u> 0,41	<u>0,68</u> 1,20	2,19	-	1000
Ba	<u>64,92</u> 100,1	<u>19,63</u> 23,66	<u>18,79</u> 20,66	<u>8,11</u> 8,06	<u>21,85</u> 21,14	<u>70,85</u> 78,64	<u>9,73</u> 12,67	<u>71,45</u> 70,66	5,08	3,08	740
La	<u>0,14</u> 0,28	<u>0,08</u> 0,08	<u>0,03</u> 0,03	<u>0,20</u> 0,23	<u>0,18</u> 0,17	<u>0,13</u> 0,17	<u>0,30</u> 0,47	<u>0,05</u> 0,10	1,36	-	-
Ce	<u>0,12</u> 0,21	<u>0,03</u> 0,06	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,19</u> 0,21	<u>0,20</u> 0,20	<u>0,12</u> 0,19	<u>0,39</u> 0,64	<u>0,02</u> 0,02	1,63	0,212	--
Pr	<u>0,02</u>	<u>0,005</u>	<u>0,003</u>	<u>0,03</u>	<u>0,03</u>	<u>0,02</u>	<u>0,05</u>	<u>0,003</u>	1,21	-	-

Элемент	Северное	Семеновское	Среднее	Большое	Окуновое	Ледовое	Треугольное	Южное	Bazova, 2017	Reimannetal., 1998	ПДК _{px}
n	9	26	11	3	7	11	6	7			
	0,04	0,01	0,004	0,02	0,03	0,02	0,08	0,002			
Nd	<u>0,09</u> 0,18	<u>0,02</u> 0,03	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,09</u> 0,09	<u>0,10</u> 0,12	<u>0,06</u> 0,08	<u>0,16</u> 0,25	<u>0,01</u> 0,01	0,54	0,15	-
Sm	<u>0,02</u> 0,03	<u>0,004</u> 0,01	<u>0,002</u> 0,002	<u>0,02</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,03</u> 0,05	<u>0,002</u> 0,003	0,83	<0,03	-
Gd	<u>0,02</u> 0,04	<u>0,004</u> 0,004	<u>0,003</u> 0,002	<u>0,02</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,02</u> 0,04	<u>0,002</u> 0,003	0,46	-	-
B	<u>14,20</u> -	<u>7,46</u> 7,39	<u>15,84</u> 14,74	-	<u>10,10</u> 10,97	<u>33,31</u> 63,66	<u>3,45</u> 3,11	<u>53,94</u> 52,79	1,74	1,41	500
U	<u>1,56</u> 3,59	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,03</u> 0,03	<u>0,28</u> 0,38	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,11</u> 0,16	1,01	0,041	-
Ti	<u>0,87</u> 1,24	<u>0,31</u> 0,46	<u>0,42</u> 0,38	<u>1,97</u> 0,67	<u>1,51</u> 1,44	<u>2,77</u> 4,57	<u>1,35</u> 1,49	<u>0,27</u> 0,33	1,85	4,86	60
Be	<u>0,005</u> 0,01	<u>0,005</u> 0,001	<u>0,001</u> 0,003	<u>0,02</u> 0,01	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,00</u> 0,01	<u>0,01</u> 0,01	<u>0,00</u> 0,01	0,82	<0,01	0,3

Примечание: числитель – поверхностный слой; знаменатель – придонный слой; n – количество проб; *Региональная ПДК для водных объектов в границах бассейнов р.Белая и оз.Большой Вудъявр, Мурманская область. **Региональная ПДК для бассейна реки Ковдора, левый приток реки Ёна Мурманской области (вместе с озером Ковдор и притоками)

Приложение 3

Таблица П. 3.1

Параметры качества воды, используемы для расчета индекса $ИЗВ_{рег}$, их условно-фоновые значения, стандартные значения ПДК $рх$ назначения, а также расчетные значения РПДК

Параметры качества воды	Условный фон (Bazova, 2017)	ПДК _{рх}	РПДК
Ca^{2+} , мг/л	1,1	180	14,07
Mg^{2+} , мг/л	0,7	40	5,29
Na^{+} , мг/л	3,1	120	19,29
K^{+} , мг/л	0,4	50	4,47
SO_4^{2-} , мг/л	1,8	100	13,42
Cl^{-} , мг/л	4,8	300	37,95
NH_4^{+} , мкгN/л	20	400	89,44
NO_3^{-} , мкгN/л	1	9000	94,87
PO_4^{3-} , мкгP/л	0	50	0,02
V, мкг/л	0,67	1	0,82
Cr, мкг/л	0,5	70	5,92
Co, мкг/л	0,47	10	2,17
Ni, мкг/л	1,06	10	3,26
Cu, мкг/л	0,94	1	1,94
Zn, мкг/л	1,66	10	4,07
Mo, мкг/л	0,55	1	0,74
Cd, мкг/л	0,36	5	1,34
Sn, мкг/л	0,5	112	7,48
W, мкг/л	0,61	0,8	0,70
Tl, мкг/л	1,85	60	10,54
Pb, мкг/л	0,47	6	1,68
Al, мкг/л	30,56	40	34,96
Mn, мкг/л	2,09	10	4,57
Fe, мкг/л	47,26	100	68,75
Sr, мкг/л	7,56	400	54,99
Li, мкг/л	0,72	80	7,59
Rb, мкг/л	1,07	100	10,34
Zr, мкг/л	0,46	70	5,67
Cs, мкг/л	2,19	1000	46,80
Ba, мкг/л	5,08	740	61,31
B, мкг/л	1,74	500	29,50
Ti, мкг/л	1,85	60	10,54

Таблица П. 3.2

Процентный вклад параметров качества воды в значения индексов WAWQI, HMPI, HMEI, HMTL и ИЗВ_{рег} для вод озер г. Мурманска

Озеро	Индексы загрязненности вод	Величина индекса	Процентный вклад элементов в общее значение индекса
Северное	WAWQI _{хп/кб}	2,8	NH ₄ – 31%, К – 31%, pH – 12%, Mg – 8%, Na – 8%, Ca – 2%, TDS – 1%, PO ₄ – 1%
	WAWQI _{рх}	6,0	PO ₄ – 88%, NH ₄ – 11%, Na – 1%
	HMPI _{хп/кб}	10,7	TI – 96%, Cd – 2%, Ni – 1%
	HMPI _{рх}	125	V – 46%, Cu – 33%, Mo – 23%, Mn – 3%, Zn – 2%, W – 2%, Ni – 1%
	HMEI	11,4	V – 26 %, Cu – 19%, Mn – 17%, Fe – 16%, Zn – 10%, Mo – 7%, Ni – 5%, W – 1%
	HMTL	36,1	Mn – 42%, Zn – 29%, Ni – 15%, Cu – 5%, V – 5 %, Cr – 2%, Pb – 1%, Co – 1%
	ИЗВ _{рег}	2,5	Na – 14%, Cl – 13%, Mn – 11%, V – 9%, Sr – 9%, Zn – 8%, Fe – 7%, Ca – 5%, SO ₄ – 5%, Ni – 5%, Mg – 3%, Cu – 3%, Mo – 3%, Ba – 3%, Al – 3%
Семеновское	WAWQI _{хп/кб}	5,4	PO ₄ – 47%, К – 7%, pH – 43%, Mg – 1%
	WAWQI _{рх}	7,2	PO ₄ – 73%, NH ₄ – 25%, pH – 2%
	HMPI _{хп/кб}	3,6	TI – 92%, Cd – 3%, Ni – 3%, Mn – 1%
	HMPI _{рх}	103	V – 55 %, Cu – 35%, Mn – 6%, Mo – 2%, Ni – 1%, Zn – 1%
	HMEI	10,3	Mn – 28%, V – 28%, Cu – 18%, Fe – 15%, Zn – 5%, Ni – 4%, Mo – 1%
	HMTL	36,5	Mn – 64%, Zn – 13 %, Ni – 12%, V – 5 %, Cu – 4 %, Cr – 1%, Pb – 1%
	ИЗВ _{рег}	2,4	Mn – 37%, V – 20%, Fe – 14%, Zn – 7%, Sr – 7%, Cu – 6%
Среднее	WAWQI _{хп/кб}	3,7	pH – 47%, NH ₄ – 25%, К – 21%, Mg – 4%, Ca – 1%, Na – 1%
	WAWQI _{рх}	2,6	PO ₄ – 67%, NH ₄ – 26%, pH – 3%, SO ₄ – 1%

	HMPI _{хп/кб}	4,7	Ti – 94%, Cd – 4%, Ni – 2%
	HMPI _{рх}	103	V – 59 %, Cu – 33%, Mo – 4%, Mn – 1%, Ni – 1%, Zn – 1%
	HMEI	7,0	V – 44 %, Cu – 24%, Mn – 11%, Ni – 7%, Fe – 5%, Zn – 4%, Mo – 3%
	HMTL	17,6	Mn – 34%, Ni – 28%, Zn – 14%, V – 11%, Cu – 8%, Cr – 3%
	ИЗВ _{рег}	2,1	V – 30%, SO ₄ – 18%, Sr – 17%, Mn – 13%, Ni – 12%, Ca – 10%
Большое	WAWQI _{хп/кб}	4,2	pH – 82%, NH ₄ – 12%, K – 4%, Mg – 1%, PO ₄ – 1%,
	WAWQI _{рх}	7,6	PO ₄ – 92%, NH ₄ – 5%, pH – 2%
	HMPI _{хп/кб}	1,7	Ti – 72%, Cd – 18%, Ni – 9%
	HMPI _{рх}	99	V – 67 %, Cu – 27%, Zn – 2%, Mo – 1%, Mn – 1%, Ni – 1%
	HMEI	7,8	V – 43 %, Cu – 18%, Fe – 11%, Zn – 10%, Mn – 9%, Ni – 9%, Mo – 1%
	HMTL	23,7	Zn – 31%, Ni – 29%, Mn – 22%, V – 9 %, Cu – 5 %, Cr – 3%, Pb – 1%
	ИЗВ _{рег}	2,0	V – 34%, Ni – 18%, Zn – 16%, Mn – 12%, Al – 11%, Fe – 10%
Окуневое	WAWQI _{хп/кб}	1,3	pH – 36%, NH ₄ – 32%, K – 21%, Mg – 5%, Ca – 1%, Na – 1%, PO ₄ – 1%,
	WAWQI _{рх}	2,1	PO ₄ – 84%, NH ₄ – 14%, pH – 1%
	HMPI _{хп/кб}	3,9	Ti – 89%, Cd – 5%, Ni – 3%, Pb – 1%, Fe – 1%
	HMPI _{рх}	125	V – 56 %, Cu – 37%, Zn – 2%, Mo – 2%, Mn – 1%, Ni – 1%, Fe – 1%, W – 1%
	HMEI	12,8	Fe – 34%, V – 28 %, Cu – 18%, Zn – 8%, Mn – 6%, Pb – 1%, Mo – 1%
	HMTL	26,9	Zn – 33%, Mn – 24%, Ni – 21%, V – 9 %, Cu – 7%, Cr – 3%, Pb – 2%, Co – 1%
	ИЗВ _{рег}	2,5	Fe – 28%, V – 19, Zn – 11%, Al – 10%, Ni – 8%, Mn – 8%, Sr – 6%, SO ₄ – 5%
Ледовое	WAWQI _{хп/кб}	25,0	NH ₄ – 80%, pH – 8%, K – 8%, Mg – 1%, PO ₄ – 1%, Na – 1%
	WAWQI _{рх}	51,6	PO ₄ – 71%, NH ₄ – 28%
	HMPI _{хп/кб}	7,9	Ti – 88%, Mn – 4%, Ni – 3%, Cd – 2%, Fe – 2%
	HMPI _{рх}	292	V – 39 %, Mn – 23%, Cu – 19%, W – 13%, Mo – 3%, Zn – 1%, Ni – 1%, Fe – 1%

	HMEI	62,1	Mn – 55%, Fe – 24%, V – 9 %, Cu – 4%, Ni – 2%, W – 2%, Zn – 1%, Mo – 1%
	HMTL	304	Mn – 91%, Ni – 4%, Zn – 2%, V – 1%, Cu – 1%
	ИЗВ _{рег}	8,0	Mn – 49%, Fe – 14%, V – 5 %, Na – 4%, Sr – 4%, NH ₄ – 4, Ca – 3%, Cl – 3%, SO ₄ – 2%, PO ₄ – 2%, Ni – 2 %, Ba – 1%, B – 1%, Al – 1%, W – 1%, Zn – 1%, Cu – 1%, K – 1%, Mg – 1%,
Треугольное	WAWQI _{хп/кб}	6,2	pH – 86%, NH ₄ – 11%, K – 2%, Mg – 2%
	WAWQI _{рх}	1,6	PO ₄ – 55%, NH ₄ – 30%, pH – 17%,
	HMPI _{хп/кб}	3,5	TI – 90%, Cd – 4%, Fe – 3%, Ni – 2%, Mn – 1%, Pb – 1%
	HMPI _{рх}	96,9	Cu – 48%, V – 41%, Mn – 6%, Fe – 2 %, Mo – 1%, Ni – 1%, Zn – 1%,
	HMEI	19,1	Fe – 58%, Mn – 14%, Cu – 12%, V – 11%, Zn – 3%, Ni – 1%
	HMTL	33,8	Mn – 64%, Zn – 15%, Ni – 7%, Cu – 6%, V – 4%, Cr – 1%, Pb – 1%
	ИЗВ _{рег}	4,9	Fe – 54%, Mn – 20%, V – 8%, Al – 8%, Zn – 5%, Cu – 4%
Южное	WAWQI _{хп/кб}	10,2	pH – 67%, K – 16%, NH ₄ – 11%, Mg – 3%, Ca – 1%, Na – 1%, Cl – 1%
	WAWQI _{рх}	3,0	PO ₄ – 59%, NH ₄ – 27%, pH – 12%, Mg – 1%, Na – 1%
	HMPI _{хп/кб}	2,1	TI – 90%, Ni – 4%, Cd – 5%
	HMPI _{рх}	67,7	V – 37 %, Cu – 48%, Mo – 10%, Mn – 3%, Ni – 1%, Zn – 1%, W – 1%
	HMEI	5,4	Cu – 30%, V – 23 %, Mn – 19%, Fe – 10%, Ni – 6%, Mo – 6%, Zn – 3%
	HMTL	16,3	Mn – 51%, Ni – 20%, Zn – 10%, Cu – 8%, V – 5 %, Cr – 4%, Pb – 1%, Co – 1%
	ИЗВ _{рег}	2,1	Sr – 16%, Na – 12%, Ca – 12%, Cl – 9%, Mn – 9%, K – 7%, Mg – 7%, SO ₄ – 6%, Ni – 4%

Приложение 4

Таблица П. 4.1

Корреляционная матрица (критическое значение $r = 0,36$ при $p = 0,001$, $n = 80$)

	pH	TDS	NH ₄	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl	TN	TP _{н/ф}	Цв	Гум	TOC	Si	ANC	A ⁻	Al
pH	1,00	0,67	-	0,70	0,71	0,61	0,75	0,74	0,65	0,58	-	-	-0,37	-	-	-	0,74	-	-
TDS	0,67	1,00	-	0,98	0,98	0,98	0,96	0,90	0,78	0,97	0,48	-	-	-	-	-	0,76	-	-
NH ₄	-	-	1,00	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,46	-	-	-	-		-	-
Ca	0,70	0,98	-	1,00	0,98	0,93	0,97	0,95	0,79	0,90	0,49	0,37	-	-	-	-	0,83	-	-
Mg	0,71	0,98	-	0,98	1,00	0,94	0,97	0,93	0,78	0,92	0,44	-	-	-	-	-	0,81	-	-
Na	0,61	0,98	-	0,93	0,94	1,00	0,92	0,81	0,74	1,00	0,46	-	-	-	-	-	0,66	-	-
K	0,75	0,96	-	0,97	0,97	0,92	1,00	0,96	0,76	0,89	0,49	0,37	-	-	-	-	0,87	-	-
HCO ₃	0,74	0,90	-	0,95	0,93	0,81	0,96	1,00	0,69	0,78	0,53	0,44	-	-	-	-	0,95	-	-
SO ₄	0,65	0,78	-	0,79	0,78	0,74	0,76	0,69	1,00	0,72	-	-	-	-	-	-	0,56	-	-
Cl	-	0,97	-	0,90	0,92	1,00	0,89	0,78	0,72	-	0,45	-	-	-	-	-	0,62	-	-
TN	-	0,48	0,43	0,49	0,44	0,46	0,49	0,53	-	-	1,00	0,76	-	-	-	0,43	0,49	-	-
TP _{н/ф}	-	-	0,46	0,37	-	-	0,37	0,44	-	-	0,76	1,00	-	-	-	0,46	0,41	-	-
Цв	-0,37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,98	0,87	0,77	-	0,87	0,66
Гум	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,98	1,00	0,95	0,75	-	0,95	0,66
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87	0,95	1,00	0,67	-	1,00	0,60
Si	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,46	0,77	0,75	0,67	1,00	-	0,69	0,61
ANC	0,74	0,76	-	0,83	0,81	0,66	0,87	0,95	0,56	0,62	0,49	0,41	-	-	-	-	1,00	-	-
A ⁻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87	0,95	1,00	0,69	-	1,00	0,60
Al	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66	0,66	0,60	0,61	-	0,60	1,00
Fe	-0,42		-	-	-	-	-	-	-0,40	-	0,41	0,57	0,72	0,71	0,64	0,71	-	0,64	0,57
Li	0,76	0,93	-	0,94	0,94	0,88	0,91	0,90	0,75	0,85	0,46	-	-	-	-		0,90	-	-
V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43		-	-
Cr	-	0,44	-	0,44	0,42	0,43	-	-	-	0,41	-	-	-	-	-	0,41		-	-
Co	-	0,51	-	0,48	0,47	0,50	0,42	0,46		0,49	0,50	0,51	-	-	-	0,62	0,46	-	0,41
Ni	-	0,42	-	0,41		0,42			0,44	0,42	0,43	-	-	-	-			-	-
Cu	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			-	-
Zn	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,53	0,45		0,65		-	0,48
Rb	0,69	0,93	-	0,93	0,93	0,89	0,94	0,90	0,81	0,86	0,53	-	-	-	-	-	0,89	-	-
Sr	0,78	0,98	-	0,98	0,98	0,93	0,97	0,96	0,80	0,91	0,48	-	-	-	-	-	0,94	-	-
Y	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84	0,81	0,73	0,90		0,79	0,79
Mo	0,59	0,83	-	0,80	0,82	0,83	0,77	0,70	0,74	0,80	-	-	-	-	-	-	0,69	-	-
Ba	0,65	0,90	-	0,89	0,91	0,87	0,88	0,87	0,60	0,86	0,51	0,50	-	-	-	-	0,86	-	-

	pH	TDS	NH ₄	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	SO ₄	Cl	TN	TP _{н/ф}	Цв	Гум	TOC	Si	ANC	A ⁻	Al
La	-0,46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79	0,77	0,72	0,73	-	0,74	0,58
Pr	-0,43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82	0,80	0,72	0,80	-	0,76	0,84
Nd	-0,41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84	0,82	0,75	0,84	-	0,78	0,79
Sm	-0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84	0,82	0,75	0,84	-	0,78	0,78
Gd		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83	0,81	0,73	0,83	-	0,79	0,78
U	0,56	0,79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	-	-
Mn	-	-	0,48	-	-	-	-	-	-	-	0,49	0,59	-	-	-	0,50	-	-	-

Продолжение таблицы П. 4.1

	Fe	Li	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Y	Mo	Ba	La	Pr	Nd	Sm	Gd	U	Mn
pH	-0,42	0,76	-	-	-	-	-	-	0,69	0,78	-	0,59	0,65	-	-	-	-	-	0,56	-
TDS	-	0,93	-	0,44	0,51	0,42	-	-	0,93	0,98	-	0,83	0,90	-	-	-	-	-	0,79	-
NH ₄	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,48
Ca	-	0,94	-	0,44	0,48	0,41	-	-	0,93	0,98	-	0,80	0,89	-	-	-	-	-	-	-
Mg	-	0,94	-	0,42	0,47	-	-	-	0,93	0,98	-	0,82	0,91	-	-	-	-	-	0,79	-
Na	-	0,88	-	0,43	0,50	-	-	-	0,89	0,93	-	0,83	0,87	-	-	-	-	-	0,78	-
K	-	0,91	-	-	0,42	-	-	-	0,94	0,97	-	0,77	0,88	-	-	-	-	-	0,69	-
HCO ₃	-	0,90	-	-	0,46	-	-	-	0,90	0,96	-	0,70	0,87	-	-	-	-	-	0,62	-
SO ₄	-0,40	0,75	-	-	-	0,44	-	-	0,81	0,80	-	0,74	0,60	-	-	-	-	-	0,59	-
Cl	-	0,85	-	0,41	-	0,42	-	-	0,86	0,91	-	0,80	0,86	-	-	-	-	-	0,73	-
TN	-	0,46	-	-	0,50	0,43	-	-	0,53	0,48	-	-	0,51	-	-	-	-	-	-	0,49
TP _{н/ф}	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-	0,59
Цв	0,72	-	-	-	-	-	-	0,53	-	-	0,84	-	-	0,79	0,82	0,84	0,84	0,83	-	-
Гум	0,71	-	-	-	-	-	-	0,45	-	-	0,81	-	-	0,77	0,80	0,82	0,82	0,81	-	-
TOC	0,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73	-	-	0,72	0,72	0,75	0,75	0,73	-	-
Si	0,71		0,43	0,41	0,62	-	-	0,65	-	-	0,90	-	-	0,73	0,80	0,84	0,84	0,83	-	0,50
ANC	-	0,90	-	-	0,46	-	-	-	0,89	0,94		0,69	0,86	-	-	-	-	-	0,64	
A ⁻	-	-	-	-		-	-	-	-	-	0,79	-	-	0,74	0,76	0,78	0,78	0,79	-	-
Al	0,57	-	-	-	0,41	-	-	0,48	-	-	0,79	-	-	0,58	0,84	0,79	0,78	0,78	-	-
Fe	1,00	-	-	-	0,59	-	-	0,45	-	-	0,73	-	-	0,63	0,77	0,75	0,75	0,73	-	0,71
Li	-	1,00		0,45	0,54	0,41	-	-	0,91	0,95	-	0,75	0,88	-	-	-	-	-	0,81	-
V	-		1,00	-	-	0,56	-	0,63	-	-	0,44	-	-	0,46	0,42	0,41	0,43	0,40	-	-
Cr	-	0,45	-	1,00	-	0,53	-	-	0,41	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	0,46	-
Co	0,59	0,54	-	-	1,00	0,60	-	0,40	0,49	0,51	0,50		0,58		0,46	0,46	0,46	0,47	0,54	0,64
Ni	-	0,41	0,56	0,53	0,60	1,00	-	0,54	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu	-	-	-	-	-	-	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	0,45	-	0,63	-	0,40	0,54	-	1,00	-	-	0,66			0,58	0,64	0,64	0,62	0,60	-	-
Rb	-	0,91	-	-	0,49	-	-	-	1,00	0,94		0,79	0,83	-	-	-	-	-	0,70	-
Sr	-	0,95	-	-	0,51	-	-	-	0,94	1,00		0,80	0,92	-	-	-	-	-	0,72	-

	Fe	Li	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Sr	Y	Mo	Ba	La	Pr	Nd	Sm	Gd	U	Mn
Y	0,73	-	0,44	-	0,50	-	-	0,66			1,00			0,84	0,94	0,96	0,96	0,95	-	-
Mo	-	0,75	-	-	-	-	-	-	0,79	0,80	-	1,00	0,78	-	-	-	-	-	0,76	-
Ba	-	0,88	-	-	0,58	-	-	-	0,83	0,92	-	0,78	1,00	-	-	-	-	-	0,71	-
La	0,63	-	0,46	-	-	-	-	0,58	-	-	0,84	-	-	1,00	0,83	0,84	0,84	0,81	-	-
Pr	0,77	-	0,42	-	0,46	-	-	0,64	-	-	0,94	-	-	0,83	1,00	0,97	0,96	0,95	-	-
Nd	0,75	-	0,41	-	0,46	-	-	0,64	-	-	0,96	-	-	0,84	0,97	1,00	0,97	0,95	-	-
Sm	0,75	-	0,43	-	0,46	-	-	0,62	-	-	0,96	-	-	0,84	0,96	0,97	1,00	0,96	-	-
Gd	0,73	-	0,40	-	0,47	-	-	0,60	-	-	0,95	-	-	0,81	0,95	0,95	0,96	1,00	-	-
U	-	0,81	-	0,46	0,54	-	-	-	0,70	0,72	-	0,76	0,71	-	-	-	-	-	1,00	-
Mn	0,71	-	-	-	0,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00

Примечание: жирным шрифтом выделены коэффициенты корреляции >0,70, n – количество проб = 80, p=0,001

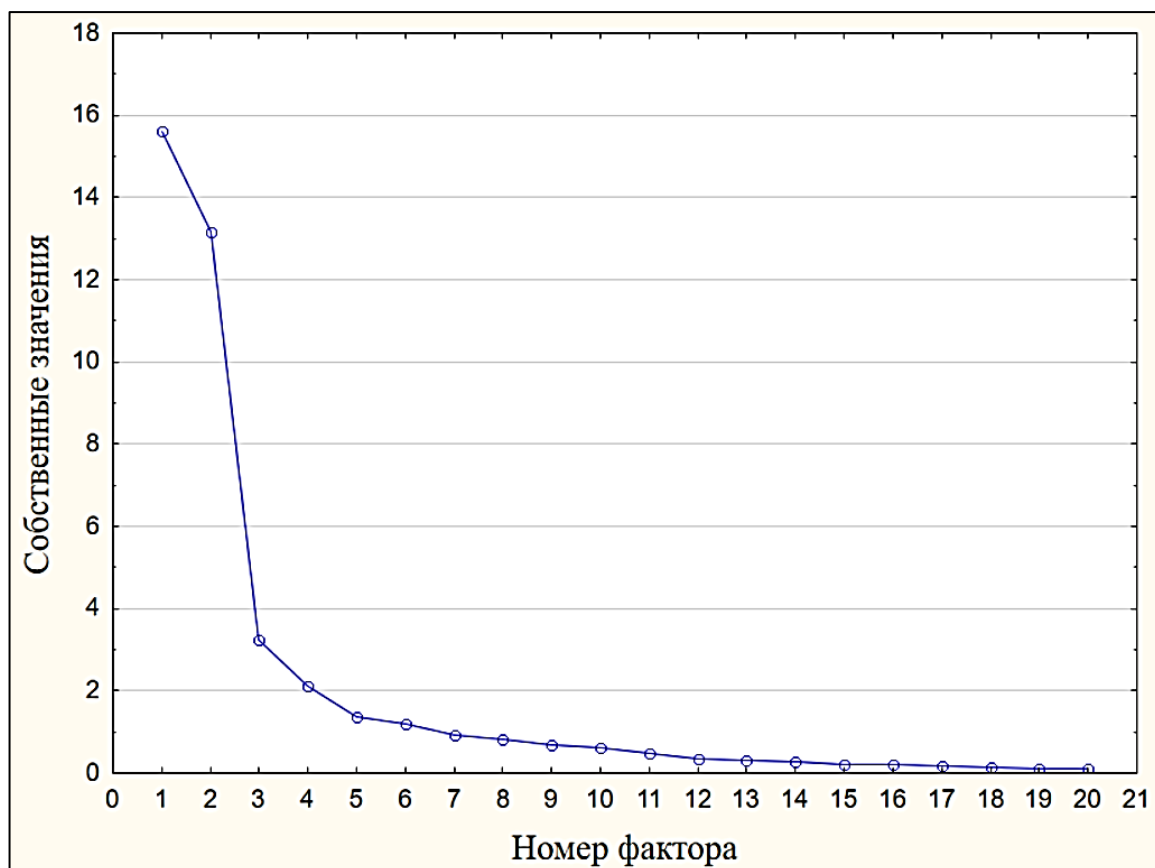


Рис. П. 4.1. График собственных значений главных компонент

Результаты факторного анализа по ограниченному набору параметров

	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 4
NH ₄	0,118	0,030	0,677	-0,061
Ca	0,958	-0,061	0,163	0,028
Mg	0,971	-0,066	0,113	-0,051
Na	0,931	-0,027	0,129	0,051
K	0,941	-0,188	0,192	-0,001
HCO ₃	0,888	-0,153	0,291	-0,065
SO ₄	0,802	-0,227	-0,195	0,154
Cl	0,907	-0,042	0,138	0,071
TN	0,379	0,109	0,719	0,201
TP _{н/ф}	0,244	0,167	0,813	0,079
Si	0,187	0,807	0,305	0,148
Al	-0,019	0,761	0,075	0,098
Fe	-0,132	0,680	0,601	0,014
Li	0,931	0,077	0,126	-0,025
V	-0,010	0,289	0,058	0,802
Cr	0,472	0,365	-0,100	0,312
Co	0,464	0,444	0,469	0,194
Ni	0,386	0,167	0,172	0,709
Cu	0,041	0,171	0,026	0,097
Zn	0,010	0,540	0,085	0,686
Rb	0,903	-0,103	0,161	0,120
Sr	0,948	-0,104	0,165	0,068
Y	-0,006	0,945	0,061	0,213
Mo	0,836	-0,035	-0,121	0,153
Ba	0,870	0,035	0,264	0,012
La	-0,203	0,821	0,054	0,243
Pr	-0,142	0,921	0,088	0,220
Nd	-0,098	0,936	0,092	0,194
Sm	-0,105	0,939	0,058	0,200
Gd	-0,061	0,939	0,039	0,161
U	0,818	0,351	-0,185	-0,001
Mn	0,020	0,258	0,772	0,042
Собственные значения	13,5	10,5	2,6	1,7
% объясняемой дисперсии	37,6	29,3	7,2	4,8

Приложение 5

Таблица П. 5.1

Химический состав пород, слагающих территории северо-восточной части водосбора Баренцева моря (Мурманский ландшафтно-геохимический район) (Базова, 2016).

Элемент	Концентрация, %
Si	35,09
Ti	0,13
Al	7,68
Fe	1,02
Mn	0,02
Mg	0,23
Ca	1,24
Na	1,24
K	2,46
Li	0,00332
Rb	0,0199
Cs	0,000055
Ba	0,4266
Sr	0,2327
B	0,03435
La	0,0039
Ce	0,00443
Nd	0,00222
Y	0,00554
Zr	0,0416
Zn	0,00055
Pb	0,006649
Cu	0,00997
Cr	0,03841
V	0,005541
Ni	0,0072
Co	0,00166

Таблица П. 5.2

Значения коэффициентов контрастности водной миграции для вод озер г. Мурманска относительно фоновых величин

	Северное	Семенов- ское	Среднее	Большое	Окуновое	Ледовое	Треугольное	Южное	В целом для г. Мурманска
Ca ²⁺	1,52	2,31	2,67	1,61	3,02	2,13	2,17	2,32	2,42
Mg ²⁺	2,31	3,73	3,60	3,80	4,46	2,26	6,32	3,49	3,89
Na ⁺	0,88	0,53	0,42	0,78	0,34	0,64	0,55	0,50	0,51
K ⁺	0,20	0,49	0,49	0,32	0,40	0,29	0,60	0,38	0,47
Mn	0,17	1,35	0,18	0,52	0,45	1,97	4,68	0,09	0,61
Fe	0,33	1,57	0,19	1,39	5,04	1,79	39,90	0,10	1,34
V	0,27	1,39	0,76	2,73	2,03	0,34	3,61	0,12	1,26
Ni	0,23	1,05	0,57	2,62	1,50	0,34	2,04	0,14	1,03
Cu	0,13	0,59	0,28	0,74	0,87	0,11	2,78	0,10	0,53
Zn	0,80	1,96	0,52	4,96	4,22	0,37	7,64	0,13	2,12
Ti	0,06	0,11	0,07	0,41	0,62	0,14	1,88	0,02	0,23
Al	0,02	0,04	0,03	0,23	0,27	0,00	0,96	0,01	0,07
Si	0,03	0,03	0,01	0,20	0,10	0,06	0,63	0,00	0,05
Li	0,03	0,08	0,05	0,09	0,13	0,06	0,18	0,04	0,09
Cr	0,01	0,03	0,02	0,08	0,07	0,01	0,14	0,01	0,03
Rb	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,02
Sr	0,03	0,07	0,06	0,04	0,08	0,04	0,07	0,04	0,07
Y	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,07	0,00	0,00
Zr	0,00	0,01	0,01	0,00	0,04	0,01	0,19	0,00	0,02
Cs	0,00	0,03	0,00	0,13	0,01	0,00	0,16	0,03	0,03
La	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Ce	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
Nd	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,00	0,13	0,00	0,01
B	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02
Pb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,03	0,00	0,00

Примечание: Жирным шрифтом выделены значения коэффициентов контрастности водной миграции > 1.

Ряды распределения значений коэффициентов концентрации ($K_c \geq 1,5$)
в водах озер г. Мурманска относительно условно-фоновых величин

Озера	Распределения значений коэффициентов концентрации
Северное	$Cl_{(39)} > Na_{(32)} > Ca_{(25)} > SO_{4(14)} > K_{(10)} > Mg_{(9,6)} > HCO_{3(5,5)}$
	$Sr_{(25)} > Ba_{(13)} > Mn_{(9)} > B_{(8,2)} > Zn_{(7)} > Rb_{(5,7)} > Ni_{(5,3)} > V_{(4,4)} > Fe_{(3,9)} > Cu_{(2,2)} > Li_{(2,1)} > U_{(1,6)}$
Семеновское	$Ca_{(7)} > SO_{4(5,8)} > K_{(4,7)} > Cl_{(4)} = HCO_{3(4)} > Na_{(3,6)} > Mg_{(2,9)}$
	$Mn_{(14)} > Sr_{(9)} > Ni_{(4,4)} > Ba_{(4,3)} = B_{(4,3)} > V_{(4,2)} > Fe_{(3,4)} > Zn_{(3,2)} > Rb_{(2,7)} > Cu_{(1,9)}$
Среднее	$SO_{4(17)} > Ca_{(16)} > K_{(9,4)} > HCO_{3(8,7)} > Na_{(5,7)} > Mg_{(5,5)} > Cl_{(5,4)}$
	$Sr_{(15)} > B_{(8,7)} > Rb_{(4,8)} > Ni_{(4,7)} > V_{(4,6)} > Ba_{(3,9)} > Mn_{(3,6)} > Cu_{(1,8)} > Zn_{(1,7)}$
Большое	$SO_{4(3,7)} > Cl_{(3,4)} > Na_{(3,2)} > Ca_{(2,9)} > K_{(1,8)} > Mg_{(1,7)}$
	$Ni_{(6,5)} > V_{(5)} > Zn_{(4,8)} > Sr_{(3,7)} > Mn_{(3,2)} > Fe_{(1,8)} > Ba_{(1,6)} > Cr_{(1,5)} = Al_{(1,5)} = Cu_{(1,5)}$
Окуновое	$SO_{4(7,9)} = Ca_{(7,9)} > HCO_{3(4,2)} > K_{(3,3)} > Mg_{(2,9)} > Na_{(2)} > Cl_{(1,8)}$
	$Fe_{(9,2)} > Sr_{(9,1)} > B_{(6,1)} > Zn_{(5,8)} > Ni_{(5,4)} > V_{(5,3)} > Ba_{(4,2)} > Mn_{(3,9)} > Al_{(2,5)} = Cu_{(12,5)} > Rb_{(2,3)} > Cr_{(1,9)}$
Ледовое	$Ca_{(53)} > HCO_{3(40)} > Cl_{(37)} > Na_{(36)} > K_{(23)} > SO_{4(20)} > Mg_{(14)}$
	$Mn_{(165)} > Sr_{(46)} > Fe_{(32)} > B_{(19)} > Ba_{(15)} > Ni_{(12)} > Rb_{(8,6)} > V_{(8,5)} > Li_{(6,5)} > Zn_{(5)} > Cr_{(3)} = Cu_{(3)} > Co_{(2,4)} > W_{(2)} > Ti_{(1,7)}$
Треугольное	$SO_{4(1,8)} = Ca_{(1,8)} > K_{(1,6)}$
	$Fe_{(23)} > Mn_{(13)} > Zn_{(3,4)} > V_{(3)} > Al_{(2,8)} = Sr_{(2,8)} > Cu_{(2,5)} > Ni_{(2,3)} > Ba_{(2,2)} > B_{(1,9)} > Rb_{(1,6)}$
Южное	$Ca_{(38)} > HCO_{3(32)} > K_{(20)} > Na_{(18)} = Cl_{(18)} > Mg_{(14)} > SO_{4(12)}$
	$B_{(31)} > Sr_{(30)} > Ba_{(14)} > Rb_{(5)} > Mn_{(5)} > Ni_{(3,1)} > Li_{(2,8)} > V_{(1,9)} > Cu_{(1,7)}$
В целом для г. Мурманска	$Ca_{(19)} > Cl_{(14)} > Na_{(13)} > HCO_{3(12)} > SO_{4(10)} > K_{(9)} > Mg_{(6,6)}$
	$Mn_{(27)} > Sr_{(18)} > Fe_{(9,4)} > Ba_{(7,2)} > Ni_{(5,4)} > V_{(4,6)} > Rb_{(4)} = Zn_{(4)} > Cu_{(2,1)} > Li_{(2)} > Cr_{(1,6)}$

Основные положения и результаты диссертационного исследования отражены в следующих статьях и докладах

Монографии

1. Слуковский З.И., Денисов Д.Б., Даувальтер В.А., Зубова Е.М., Мязин В.А., Гузева А.В., Черепанов А.А., **Постевая М.А.** и др. Озёра города Мурманска: гидрологические, гидрохимические и гидробиологические особенности. – Апатиты: Изд-во ФИЦ КНЦ РАН, 2023. – 174 с. DOI:10.37614/978.5.91137.471.6

Статьи:

2. **Постевая М.А.**, Слуковский З.И. Анализ атмосферных выбросов в г. Мурманске и их связь с загрязнением городских озёр // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2021. – Т. 24. – №2. – С. 190-201. DOI: 10.21443/1560-9278-2021-24-2-190-201

3. **Постевая М.А.**, Слуковский З.И., Даувальтер В.А. Оценка устойчивости городских озёр к закислению в условиях Арктики // Экология урбанизированных территорий. – 2024. – № 4. – С. 32-39. DOI: 10.24412/1816-1863-2024-4-32-39

4. **Постевая М.А.**, Даувальтер В.А., Слуковский З.И. Закономерности формирования химического состава озерных вод урбанизированной среды в Арктике (на примере озёр города Мурманска) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. Серия Лимнология и океанология. – 2025. – №2. – С. 33-50. DOI: 10.17076/lim1936

5. **Постевая М.А.**, Даувальтер В.А., Слуковский З.И. Оценка качества вод городских озёр по гидрохимическим индексам (на примере г. Мурманска) // Российский журнал прикладной экологии. – 2025. – Т. 24. – №1. – С. 10-18. DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2025.1.10.18>

6. **Postevaya M.A.**, Slukovskii Z.I., Dauvalter V.A., Bernadskaya D.S. Estimation of Heavy Metal Concentrations in the Water of Urban Lakes in the

Russian Arctic (Murmansk) // Water. – 2021. – Vol. 13. – №. 22. – P. 3267. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13223267>

7. **Postevaya M.**, Dauvalter V., Slukovskii Z., Kudryavtseva L. Chemical composition and trophic status of urban lakes of the Arctic zone of the Russian Federation (Murmansk) // Ecohydrology. – 2023. – Vol. 16. – №2. – P. e2505. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.2505>

Тезисы докладов:

8. **Постевая М.А.**, Слуковский З.И., Даувальтер В.А. Сезонная динамика химических показателей воды озера Семеновского (город Мурманск) в 2019 г // Водные ресурсы: изучение и управление (школа-практика): материалы VI Международной конференции молодых ученых, Петрозаводск, 1-5 сентября 2020 г. – Петрозаводск: Карельский Научный центр РАН, 2020. – С. 63-67.

9. Слуковский З.И., Даувальтер В.А., Гузева А.В., **Постевая М. А.** Оценка загрязнения тяжелыми металлами урбанизированных водоемов Арктической зоны РФ // Глобальные проблемы Арктики и Антарктики: Сборник научных материалов Всероссийской конференции с международным участием, посвященной 90-летию со дня рождения акад. Николая Павловича Лавёрова, Архангельск, 02–05 ноября 2020 года. – Архангельск: ФБГУН ФИЦКИА РАН, 2020. – С. 573-577.

10. **Постевая М.А.**, Слуковский З.И. Оценка концентраций тяжелых металлов в воде озер города Мурманска // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXIV Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 21–23 апреля 2021 года. Т. 2. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2021. – С. 111-115.

11. Даувальтер В.А., Слуковский З.И., **Постевая М.А.**, Денисов Д.Б. Гидрохимический мониторинг озер города Мурманска // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции к 225-летию

Герценовского университета. Санкт-Петербург, 20–23 апреля 2022 года. Том I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2022. – С. 157-161.

12. Даувальтер В.А. Слуковский З.И., **Постевая М.А.**, Денисов Д.Б., Черепанов А.А., Гузева А.В. Гидрохимия редкоземельных элементов озер города Мурманска // Наука и образование-2021: Материалы всероссийской научно-практической конференции, Мурманск, 01 декабря 2021 года. – Мурманск: МГТУ, 2022. – С. 554-560.

13. **Постевая М.А.**, Даувальтер В.А., Слуковский З.И., Денисов Д.Б. Трофический статус и лимитирующие факторы трофности озёр г. Мурманска // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXVI Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 19–21 апреля 2023 года. Том I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2023. – С. 284-288.

14. **Постевая М.А.**, Даувальтер В.А., Слуковский З.И. Оценка устойчивости урбанизированных водоемов Арктической зоны РФ к закислению // География: развитие науки и образования: Сборник статей по материалам ежегодной международной научно-практической конференции LXXVII Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 22–26 апреля 2024 года. Том I. – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2024. – С. 317-321.