

DOI:10.25702/KSC.2307-5252.2018.9.9.34-86
УДК 624.131.41

**Н. А. Кашулин, В. А. Даувальтер, Д. Б. Денисов, С. А. Валькова,
О. И. Вандыш, П. М. Терентьев, Е. М. Зубова, И. М. Королева,
А. Л. Косова, А. А. Черепанов**

*Институт проблем промышленной экологии Севера ФИЦ КНЦ РАН
Лаборатория водных экосистем*

КОМПЛЕКСНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ФЕННОСКАНДИИ

Аннотация

Рассмотрены основные результаты многолетних комплексных исследований водных экосистем Фенноскандии, осуществляемых Лабораторией водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН. Отмечены аспекты снижения ресурсного потенциала поверхностных вод региона в условиях глобального изменения климата и окружающей среды и вследствие их нерационального использования. Показаны: увеличение токсичности водной среды, радикальная структурно-функциональная перестройка сообществ гидробионтов, изменение трофического статуса и снижение стабильности пресноводных экосистем, повышение рисков катастрофических деграционных изменений. Предложены показатели качества поверхностных вод Мурманской области с учетом региональных особенностей. Обозначены современные направления и перспективы дальнейших исследований пресноводных ресурсов Евро-Арктического региона.

Ключевые слова:

водные экосистемы, гидробионты, ихтиофауна, тяжелые металлы, донные отложения, критерии оценки качества вод.

**N. A. Kashulin, V. A. Dauvalter, D. B. Denisov, S. A. Valkova,
O. I. Vandysh, P. M. Terentjev, E. M. Zubova, I. M. Koroleva,
A. L. Kosova, A. A. Cherepanov**

COMPLEX INVESTIGATIONS OF FENNOSCANDIAN FRESHWATER ECOSYSTEMS

Abstract

There are surveyed main results of long-term complex studies of the freshwater ecosystems of Fennoscandia carried out by the Laboratory of Aquatic Ecosystems. Among them are reduce of surface waters resources in the Murmansk region in the course of global climate change and the environment irrational use, increase of aquatic toxicity, radical change of the structural and functional characteristics of aquatic communities, change in trophic status of lakes, decrease of the stability of freshwater ecosystems, and growing risk of catastrophic degradation. Based on regional peculiarities, some indicators of the surface waters quality of the Murmansk region have been proposed. The modern directions and prospects of further research of the freshwater resources in the Arctic are indicated.

Keywords:

freshwater ecosystems, aquatic organisms, ichthyofauna, heavy metals, sediments, water quality assessment criteria.

Лаборатория водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН — одно из немногих научных подразделений Мурманской области, осуществляющих комплексные экологические исследования субарктических пресноводных экосистем и их компонентов. Значимость проводимых исследований очевидна: пресная вода в современном мире становится стратегическим природным ресурсом, определяющим экономическое благосостояние стран и регионов. В Арктике поверхностные воды — это не только важнейший питьевой и продовольственный ресурс, определяющий экономическое и социальное развитие коренных северных народов, но и источник их исторического и культурного наследия.

В Северной Фенноскандии сосредоточено огромное количество разнотипных водоемов и водотоков, однако их современное состояние свидетельствует о значительном истощении всех видов водных ресурсов, что порождает целый комплекс серьезных экологических последствий регионального масштаба. Качество северных вод стремительно деградирует вследствие низкой устойчивости к внешним воздействиям, нерационального использования, глобальных и локальных изменений окружающей среды и климата. Уязвимость пресноводных экосистем связана с тем, что они интегрируют все изменения, происходящие на территории их водосборов, и аккумулируют большую часть загрязняющих веществ. Их биоразнообразие очень чувствительно к климатическим изменениям, нарушению гидрологического режима, ухудшению качества воды и вселению новых видов.

Вследствие особенностей распространения воздушных масс Северного полушария большая часть загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферу в индустриально-развитых странах, переносится в заполярные широты, осаждаются и накапливаются в арктических экосистемах. Дополнительными агентами являются местные источники загрязнения. Интенсивное развитие промышленности в Мурманской области в XX веке, разведка и освоение новых запасов полезных ископаемых в последние десятилетия, наряду с биосферным трансграничным переносом поллютантов, привели к росту антропогенной нагрузки на субарктические пресноводные экосистемы, трансформации их ключевых биологических, геохимических и физических процессов и, в итоге, к дефициту качественных пресных вод. В настоящее время под угрозой находятся не только запасы питьевой и используемой в промышленных целях воды, но и ценные виды гидробионтов, включая промысловые виды рыб.

К этим проблемам необходимо добавить организационные причины деградации водных ресурсов: отсутствие стратегии и контроля за их использованием; неадекватное управление (в т.ч. неэффективное использование интеллектуальных и финансовых вложений, устаревшие технические и технологические решения); отсутствие реестров, учитывающих количественные и качественные характеристики вод; устаревшую нормативную базу, не принимающую в расчет природные особенности региона; недостаток информации, научных знаний и понимания процессов, протекающих в водоемах. В результате этих причин в Мурманской области сложилась парадоксальная ситуация, когда при огромных запасах пресных вод большинство населенных пунктов испытывают дефицит качественной питьевой воды. Промышленное рыболовство на внутренних водах практически прекратилось.

Скорость указанных изменений в последние годы стремительно возрастает. Многие проблемы, обуславливающие деградационные процессы в поверхностных водах Арктики, достаточно новы для региона и до конца не изучены, что затрудняет

поиск адекватных ответов на современные вызовы. Для этого требуется понимание механизмов трансформации как отдельных компонентов, так и экосистем в целом, что может быть обеспечено проведением комплексных исследований, включающих анализ современного состояния абиотических и биотических компонентов экосистем и историческую реконструкцию долговременных изменений водоемов. Такая программа исследований реализуется Лабораторией водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН, их основные результаты представлены в данной статье.

История исследований

Систематические исследования ответных реакций водных экосистем арктического региона на антропогенное воздействие начались с создания Лаборатории охраны природы Кольского филиала АН СССР в 1978 году. Спустя 11 лет на базе этой лаборатории был основан ИППЭС КНЦ РАН, в составе которого была организована Лаборатория водных экосистем. Основной задачей нового подразделения была разработка теоретических основ нормирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы Севера. В лаборатории сформировалась сильная научная школа специалистов по геохимии и экологии водных экосистем, которая выполняла комплексные исследования механизмов круговорота загрязняющих веществ в поверхностных водах. В этот период были получены уникальные данные, включая информацию об условиях формирования качества вод и донных отложений, о биоразнообразии и структуре сообществ гидробионтов. Были сформулированы критерии оценки состояния организмов, популяций и сообществ гидробионтов; предложены конкретные методы расчета критических нагрузок по фактору закисления вод, их токсичного загрязнения металлами и комплексного многофакторного загрязнения сточными водами (Моисеенко, Яковлев, 1990; Моисеенко и др., 1996; Моисеенко, 1997).

Высокая квалификация специалистов лаборатории подтверждалась их участием в ряде международных экологических проектов: AL:PE (1995 г.), АМАР (1998), MOLAR (1999), ИНТАС – ENV4-СТ-95-0007 (1995-1999), «Обследование озер в странах севера Европы (Норвегия, Финляндия, Швеция, Дания, Шотландия) и России (Кольский Север и Карелия)» (1995-1999), SPICE «Устойчивое развитие Печорского региона в условиях изменения окружающей среды и общества» (2000–2003), в проекте по гранту Института прикладной геологии Технологического университета г. Лулео (Швеция) «Геохимический круговорот элементов в водоемах, подверженных влиянию загрязнений предприятиями горно-металлургической индустрии» (1995–1996).

На рубеже XX и XXI веков в лаборатории развивались исследования фито-, зоопланктона и бентоса субарктических пресноводных водоемов (Вандыш, 2004; Шаров, 2004; Moiseenko et al., 1999; Vandysh, 2002), рыбного населения как индикатора антропогенной нагрузки (Лукин, 1995; Кашулин и др., 1999; Моисеенко, 2002; Кашулин, 2004), аналитические работы по оценке степени загрязнения донных отложений (Даувальтер, 1997, 1998; Dauvalter, 1994) и палеолимнологическое изучение исторической динамики озер на базе диатомового и хирономидного анализов (Моисеенко и др., 1997, 2000; Ильяшук, 2001; Каган, 2001; П'ушук, П'ушук, 2000, 2001).

Исследования по этим направлениям были поддержаны грантами РФФИ № 03-04-96160 «Оценка последствий долговременных воздействий малых доз загрязнения на водоемы Кольского Севера» (2003 г.) и № 07-05-96905 «Разработка

научных основ оценки и прогноза трансформации пресноводных экосистем Евро-Арктического региона под воздействием глобальных и локальных изменений окружающей среды» (2007); региональным грантом РФФИ № 14-05-98804р_север_а; Программой фундаментальных исследований ОНЗ РАН «История формирования бассейна Северного Ледовитого Океана и режим современных природных процессов Арктики (в рамках Полярного года)» (2007); Программой Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития» (2011-2014).

В 2002–2014 гг. масштабные исследования развернулись в приграничных районах России, Финляндии и Норвегии в пределах водосбора озерно-речной системы Паз (Патсойоки, Пасвик). Они были частью крупного международного проекта Kolarctic-ENPI «Trilateral cooperation on Environmental Challenges in the Joint Border Area» (ТЕС). Следует отметить, что международные экологические исследования с участием сотрудников Лаборатории водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН начались на приграничной территории еще в 1989 году, это позволило получить уникальные многолетние ряды наблюдений за состоянием водоемов заповедника «Пасвик» и его окрестностей. В ходе реализации ТЕС была разработана программа экологического мониторинга реки Паз, которая объединила основные положения национальных программ мониторинга стран-участниц проекта и рекомендации, выработанные на основе вновь полученных данных о водных объектах, включая участки самой реки и разнотипные озера, находящиеся на ее водосборной площади. Программа максимально адаптирована к экологическим условиям региона, в том числе, к изменениям объемов выбросов крупнейшего предприятия цветной металлургии – комбината «Печенганикель» Кольской горно-металлургической компании. В случае уменьшения или полного прекращения выбросов в результате модернизации производства программа позволяет проследить последующие изменения компонентов окружающей среды (State..., 2007; Ylikörkkö et al., 2015).

С 2015 года коллектив лаборатории проводит исследования по теме НИР «Научные основы рационального использования и устойчивого развития природных ресурсов поверхностных вод Евро-Арктического региона». Они нацелены на совершенствование методологии оценки современного состояния субарктических пресноводных экосистем в условиях глобальных и локальных изменений окружающей среды, палеоэкологическую реконструкцию истории их развития, разработку теоретических основ нормирования антропогенного воздействия. Приоритетными являются следующие направления:

- раскрытие особенностей формирования качества поверхностных вод и донных отложений в условиях воздействия горнодобывающих и перерабатывающих комплексов;
- изучение современного состояния и ответных реакций биоты пресноводных экосистем на изменения окружающей среды;
- выявление особенностей формирования биоразнообразия и продуктивности водоемов в условиях ландшафтного разнообразия и различных видов антропогенного воздействия;
- разработка методов биологической индикации процессов антропогенной трансформации пресноводных экосистем;
- разработка и развитие методических подходов реконструкции прошлых климатических и экологических условий по результатам био- и хемотратиграфического анализа состава донных отложений водоемов.

Методологическая концепция проводимых коллективом лаборатории современных экологических исследований пресноводных экосистем базируется на следующих принципах:

1) осуществление работ по единой программе в течение длительного времени для сопоставимости результатов, т.к. именно сравнительный подход позволяет выявить зависимости «доза-эффект» для биологических показателей, для большинства из которых понятие «нормы» не определено;

2) комплексность исследований: для раскрытия механизмов наблюдаемых эффектов изучаются как абиотические компоненты экосистем (вода, донные отложения), так и биота на различных уровнях организации (организм, популяция, сообщество) и на различных уровнях трофических сетей;

3) верификация палеоклиматических данных на основе сочетания палеолимонологических методов реконструкции исторической динамики экосистем и современных долговременных наблюдений.

Основные результаты современных исследований, проводимых сотрудниками лаборатории, представлены ниже.

Гидрохимические исследования субарктических водоемов

Защелачивание поверхностных вод. Одной из актуальных проблем, с которой лимнологи северных стран столкнулись еще в 70-х годах прошлого столетия, стало защелачивание поверхностных вод и территорий водосборов (Turk, Campbell, 1987). Наиболее чувствительными оказались водоемы с кислотонейтрализующей емкостью воды менее 100 мкмоль-экв/л: в них, в результате выпадения атмосферных осадков с $\text{pH} < 5.6$, нарушается природное кислотно-щелочное равновесие и происходит обогащение воды биогенными веществами, содержащими азот и серу (Sullivan et al., 2011). Уменьшение буферной емкости вод в условиях кислотной нагрузки сопровождается снижением их pH , увеличением концентрации неорганического алюминия и других ионов, токсичных для гидробионтов (Cd^{+2} , Pb^{+2} и др.). В результате сложных взаимосвязанных изменений физико-химических параметров среды обитания трансформируется структура и продуктивность водных экосистем, происходит замещение и гибель ценных видов гидробионтов (Muniz, 1984; Hestagen et al., 1998; Sullivan et al., 2011; Kashulin et al., 2007; Lappalainen et al., 2007).

Основной источник кислотообразующих соединений, поступающих в атмосферу — это пирометаллургические процессы и сжигание органического топлива. В Мурманской области пик выбросов отмечался в конце 80-х гг. прошлого столетия и привел к выраженному защелачиванию поверхностных вод (Мониторинг..., 2010). С середины 90-х гг., в результате совершенствования технологических процессов на предприятиях цветной металлургии и перехода на местные малосернистые руды, эмиссия SO_2 в атмосферу значительно уменьшилась. Долговременный мониторинг качества вод фоновых озер области в процессе ослабления кислотной нагрузки выявил снижение роли сульфатов и натрия в балансе основных ионов, определяющих степень минерализации вод. В озере Шуонияур (Печенгский район Мурманской области, $69^{\circ}14,5351'$ с.ш., $30^{\circ}00,9660'$ в.д.) за период 1992-2004 гг. среднее содержание сульфат-ионов SO_4^{2-} снизилось на 1.39 мг/л (достоверно, $t = 5.00$) (рис. 1). Установлена конгруэнтная зависимость убыли валовых концентраций SO_4^{2-} в воде озера за указанный период наблюдений от суммарных среднегодовых объемов эмиссии SO_2 предприятиями Кольской ГМК, действующими в населенных пунктах Заполярный и Никель ($R = 0.852$, при $R_{\text{кр}} = 0.847$ и $p = 0.001$).

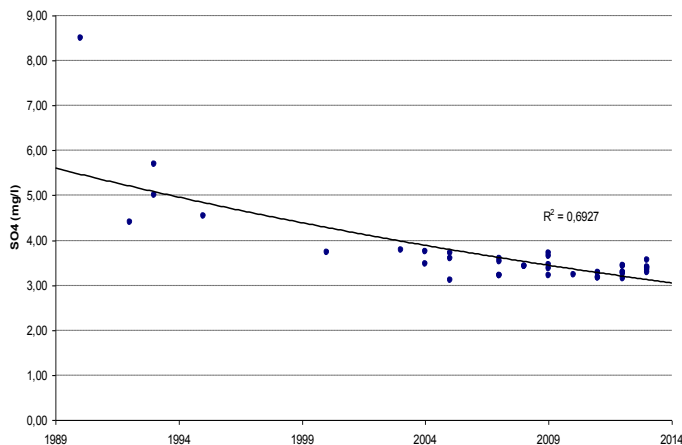


Рис. 1. Изменение содержания сульфат-иона SO_4^{2-} (мг/л) в поверхностном горизонте вод озера Шуонияур в 1992–2013 гг.

Водосборная территория оз. Шуонияур имеет высокий показатель кислотонейтрализующей способности (ANC) почвогрунтов, поэтому даже незначительное снижение аэротехногенной нагрузки или стабилизация объемов промышленной эмиссии обуславливают выраженное повышение ANC воды. Достоверное увеличение концентрации гидрокарбонат-иона в озерной воде сопровождается устойчивыми трендами роста содержания кальция и значений pH и ANC на фоне сглаживания амплитуды сезонных колебаний этих показателей — ΔAlk и ΔpH ($\Delta\text{Alk} = \text{Alk}_{\text{осень}} - \text{Alk}_{\text{весна}}$, $\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{осень}} - \text{pH}_{\text{весна}}$) (рис. 2, 3). Эти зависимости свидетельствуют о повышении кислотонейтрализующей способности воды озера в многолетней динамике.

Несмотря на снижение объемов выбросов кислотообразующих соединений и, следовательно, кислотной нагрузки на водные экосистемы, произошедшее после 1992 года, началом стабилизации буферных систем в водоемах региона можно считать 2004 год. Инертность ответной реакции субарктических водоемов объясняется спецификой формирования их гидрохимического состава, который определяется комплексом химических, биологических и антропогенных процессов, протекающих как в самих водоемах, так и на территории их водосборов (Беус и др., 1976; Никаноров, Жулидов, 1991; Никаноров, 2001; Moldan, Cherny, 1994). Чувствительность водоемов к закислению зависит от способности многокомпонентных кислотонейтрализующих систем самого водоема (щелочность/ $\text{ANC}_{\text{воды}}$) и почвогрунтов водосборной площади ($\text{ANC}_{\text{почвы}}$ /суммарная эквивалентная концентрация обмениваемых щелочных катионов) нейтрализовать кислотные компоненты атмосферных выпадений. На кислотонейтрализующую способность почвогрунтов влияют катионообменные и инфильтрационные характеристики верхних почвенных горизонтов, тип материнской породы, кислотонейтрализующая способность минерального горизонта С, отношение эквивалентной концентраций Al^{3+} к сумме щелочных элементов (Nilsson, Bergquist, 1983; Nilsson, 1985; Clayton et al., 1991; Moldan, Cherny, 1994; Henriksen et al., 2002; Nanus et al., 2009; Sullivan et al., 2011). Устойчивость водоемов к закислению зависит от географической зональности (Clow et al., 2003), размеров водоема, площади водосбора и соотношения этих параметров, наличия растительного покрова (Clow, Sueker, 2000) и других факторов.

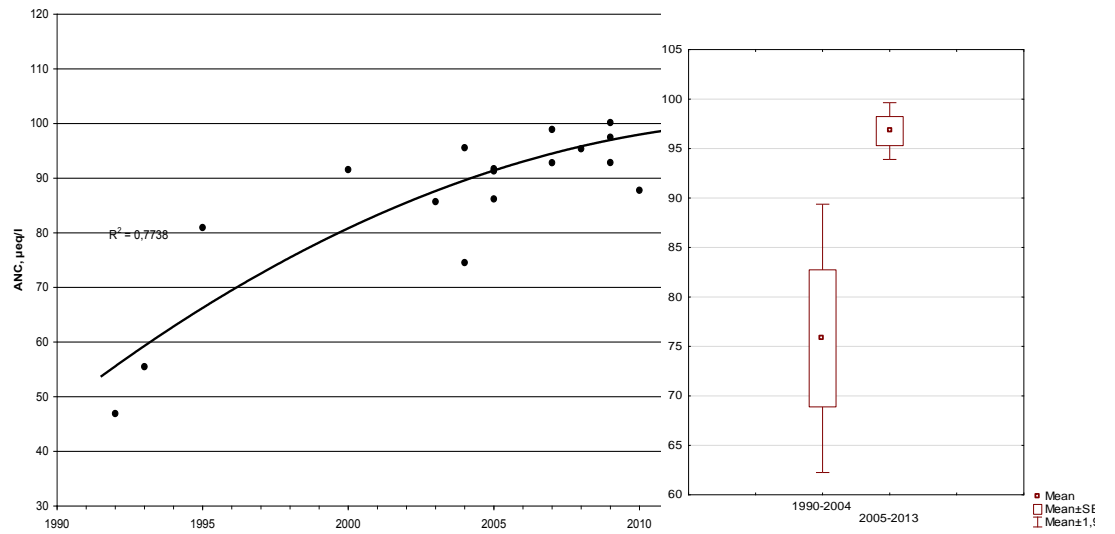


Рис. 2. Изменение кислотонейтрализующей способности (ANC, мк-экв/л) воды оз. Шуоньяур за период 1992–2013 гг. Слева — многолетний тренд роста ANC; справа — средние показатели ANC за периоды 1992–2004 и 2005–2013 гг.

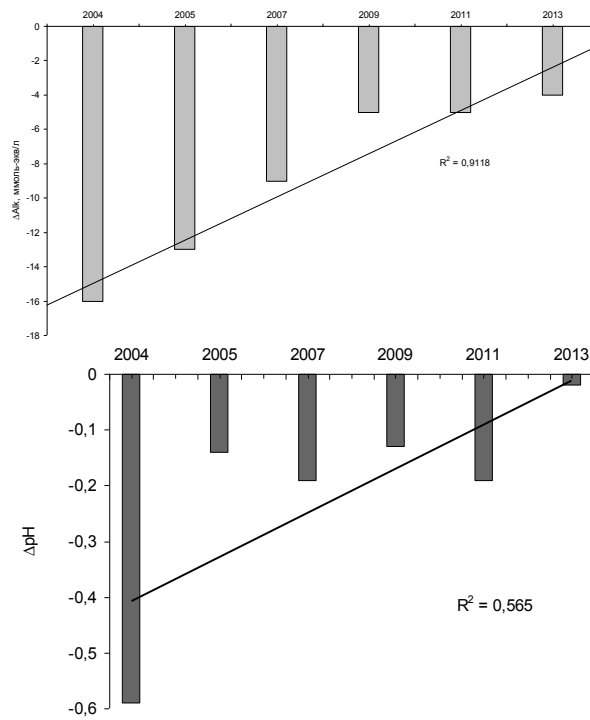


Рис. 3. Динамика сезонных (весна-осень) колебаний щелочности (ΔAlk , ммоль-экв/л) и кислотности (ΔpH) вод поверхностного горизонта оз. Шуоньяур в 2004–2013 гг.

Снижение кислотной нагрузки сопровождалось достоверным ростом содержания биогенных элементов азота и фосфора и увеличением общего количества органического вещества в воде, что указывает на интенсификацию процесса образования первичной продукции в водоеме.

Следствием стабилизации кислотонейтрализующей емкости воды после ослабления кислотной нагрузки стало снижение валовых содержаний металлов в воде и уменьшение их вариабельности после 2004 года. За период 2005–2013 гг. по сравнению с 1990–2004 гг. среднее содержание Al в воде снизилось на 30,5 мкг/л (достоверно: $t = 2,34$), Sr и Zn — на 1,71 и 1,04 мкг/л соответственно.

Тренды изменения концентраций Cu и Ni в воде имеют более сложный характер. Согласно официальным статистическим данным, в 1990–2009 гг. в окрестностях п. Никель и г. Заполярный суммарные объемы эмиссии аэрозолей Ni возросли, а Cu — сокращались (Мониторинг..., 2010). Нашими исследованиями установлено достоверное снижение концентрации Ni в воде оз. Шуонияур в 1990–2000 гг. и увеличение содержания этого металла, начиная с 2000 г. Динамика содержания Cu сходна, но выражена в меньшей степени (рис. 4).

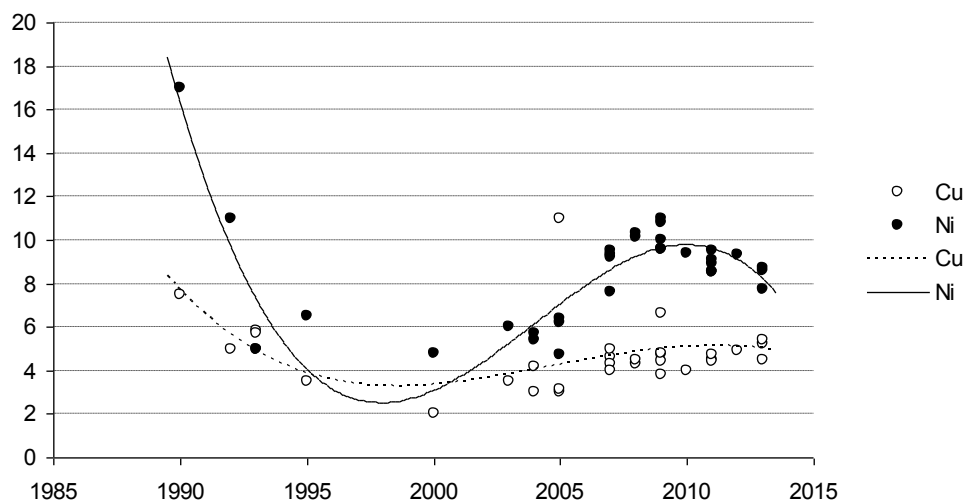


Рис. 4. Изменение содержания Ni и Cu (мкг/л) в воде озера Шуонияур в 1992–2013 гг.

Содержание Cu и Mn в воде оз. Шуонияур увеличилось с 2004 года на 0,88 и 0,50 мкг/л соответственно, что свидетельствует об усилении загрязнения озера этими элементами и тяжелыми металлами в целом, несмотря на стабилизацию кислотонейтрализующей способности воды в диапазоне значений 82–96 мкмоль-экв/л.

Аккумуляция тяжелых металлов в донных отложениях. Геохимические исследования водоемов Мурманской области демонстрируют устойчивый тренд усиления их загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) (Кашулин и др., 2010, 2011). Наиболее показательны процессы накопления ТМ в поверхностных слоях донных отложений (ДО), сформированных за последние десятилетия. Они наблюдаются как в озерах в зоне непосредственного влияния промышленных предприятий, так и в удаленных районах, ранее считавшихся фоновыми.

По результатам исследований химического состава ДО водоемов реконструирована хронология выпадения ТМ в европейской части арктической зоны России начиная с XIV века (Даувальтер и др., 2015). Колонки ДО отобраны в озерах в зоне влияния выбросов комбината «Печенганикель» на приграничной территории России, Норвегии и Финляндии и проанализированы послойно через 0,5 см; возраст ДО определен по хронологии ^{210}Pb . Установлены относительно постоянные средние скорости осадконакопления в исследованных озерах в пределах 0,7–1,6 мм/год.

Заметная аккумуляция халькофильных элементов (Cd, Pb, Hg и As) в датированных ДО озер зафиксирована в начале XIX века, вероятно, в связи с индустриальной революцией в европейских странах, увеличением атмосферных выбросов в окружающую среду и их воздушной миграцией в направлении Арктики. Повышенным содержанием Ni и Cu отличались слои ДО, датированные серединой XIX столетия, а максимальным накоплением этих и ряда других ТМ — 70–80 гг. прошлого столетия как следствие интенсификации деятельности металлургических предприятий (рис. 5). Значительное увеличение содержания

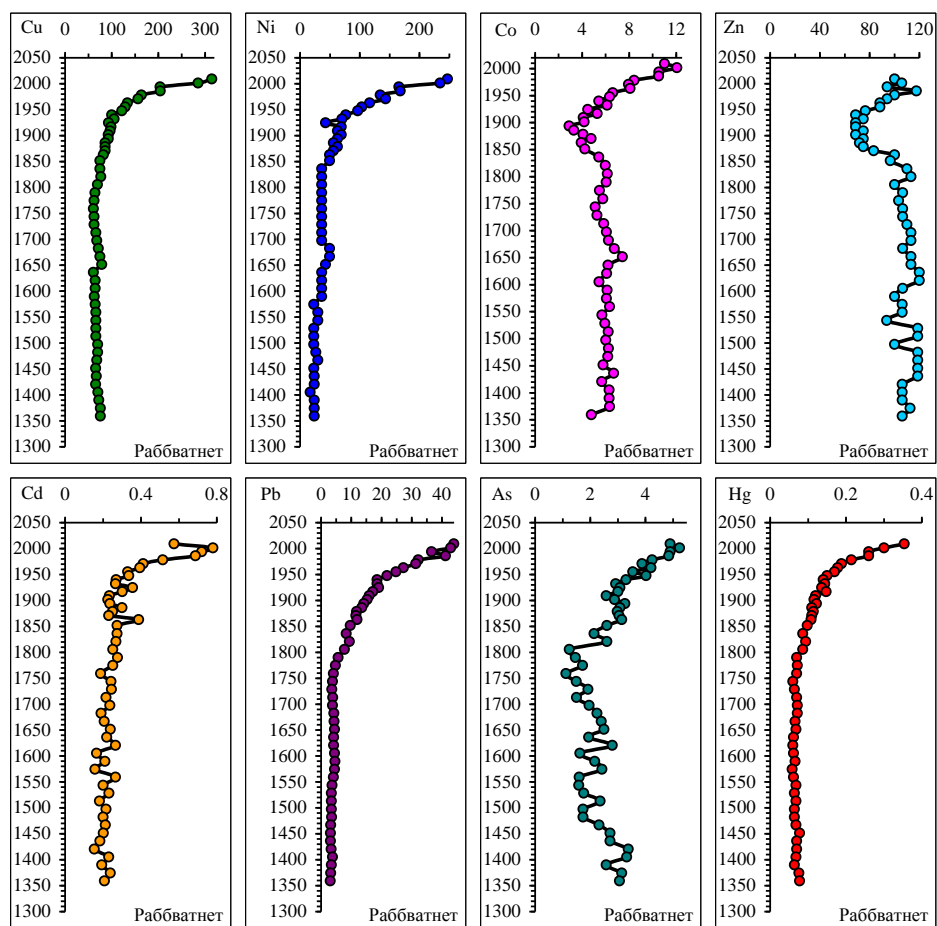


Рис. 5. Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (мкг/г сухого веса) в датированных донных отложениях озера Раббатнет (Северная Норвегия, 30 км к северу от медно-никелевого комбината «Печенганикель»)

ТМ в середине прошлого века связано с бурным развитием промышленности после Великой Отечественной войны, возобновлением металлургического производства в регионе и использованием этилированного бензина. По состоянию на 2010 год, в озерах северо-западной части Мурманской области концентрация большинства ТМ в поверхностных слоях ДО была выше, чем в периоды 1989–1993 и 2002–2004 гг. (Даувальтер и др., 2012). В последние одно-два десятилетия в поверхностных слоях ДО большинства исследованных озер зафиксировано снижение содержания токсичных халькофильных элементов. Вероятно, это объясняется осознанием их высокой опасности и уменьшением объемов выбросов.

Распределение загрязняющих веществ в водных и наземных экосистемах.

Проведен анализ распределения металлов в различных компонентах водных и наземных экосистем приграничной территории России, Норвегии и Финляндии (Кашулин и др., 2009; Даувальтер и др., 2012; Current State ..., 2008). Получены регрессионные зависимости типа $y = kx^a$ содержания элементов (y) в воде, поверхностном слое 0–1 см ДО исследованных озер, подстилке и органогенном горизонте почвы по мере удаления (x) от металлургического комбината «Печенганикель» (рис. 6). Наибольшие концентрации ТМ, превышающие фоновые значения для Ni и Cu в 10–25 раз, для Co, Cd и As — в 2–5 раз, выявлены в озерах в донных отложениях на расстоянии до 10 км от комбината. На удалении до 20–30 км они снижаются для указанных элементов до 2–7 фоновых значений.

Водные и наземные экосистемы вблизи металлургических предприятий также подвержены загрязнению элементами щелочной (Na, K) и щелочноземельной (Ca, Mg, Sr) групп, т.к атмосферные пылевые выбросы комбинатов Кольской ГМК содержат большое количество породообразующих макроэлементов. По мере приближения к комбинату «Печенганикель» наблюдается подщелачивание почвы и озерной воды и повышение уровня pH в пробах воды и в водных вытяжках из органогенного горизонта почвы (рис. 6).

Для всех исследованных тяжелых (Ni, Cu, Co, Cd, Zn, As, Cr, Fe, Mn), Al, щелочных (Na, K) и щелочноземельных (Ca, Mg) металлов выявлено закономерное увеличение содержания в звеньях водных и наземных экосистем: вода — подстилка — органогенный горизонт почвы — ДО. Процесс «концентрирования» элементов в основных компонентах экосистем сопоставим с явлением биомагнификации — увеличением концентрации химических веществ на каждой ступени экологической пирамиды, связанным с тем, что количество поглощаемой организмом пищи превышает его собственную массу, а выводятся химические вещества из организма не полностью.

Ртутное загрязнение водоемов. В вертикальном распределении токсичной для гидробионтов ртути в ДО крупнейшего в Мурманской области оз. Имандра впервые за многолетний период исследований отмечен приповерхностный максимум в зоне влияния стоков апатитнефелинового производства: от 0,6 до 2,3 мкг/г. Это почти на 2 порядка выше фоновых концентраций, составляющих для этого халькофильного металла в среднем 0,05 мкг/г (Даувальтер, Кашулин, 2015).

Максимальные концентрации Hg в ДО оз. Имандра отмечены на глубинах 8–14 см в зависимости от скорости осадконакопления (рис. 7). Они совпадают с повышенными концентрациями элементов из состава апатитнефелиновой руды (фосфор, щелочные и щелочноземельные металлы), однако фиксируются раньше по времени по сравнению с максимумами приоритетных для озер Мурманской области загрязняющих тяжелых металлов — Ni и Cu.

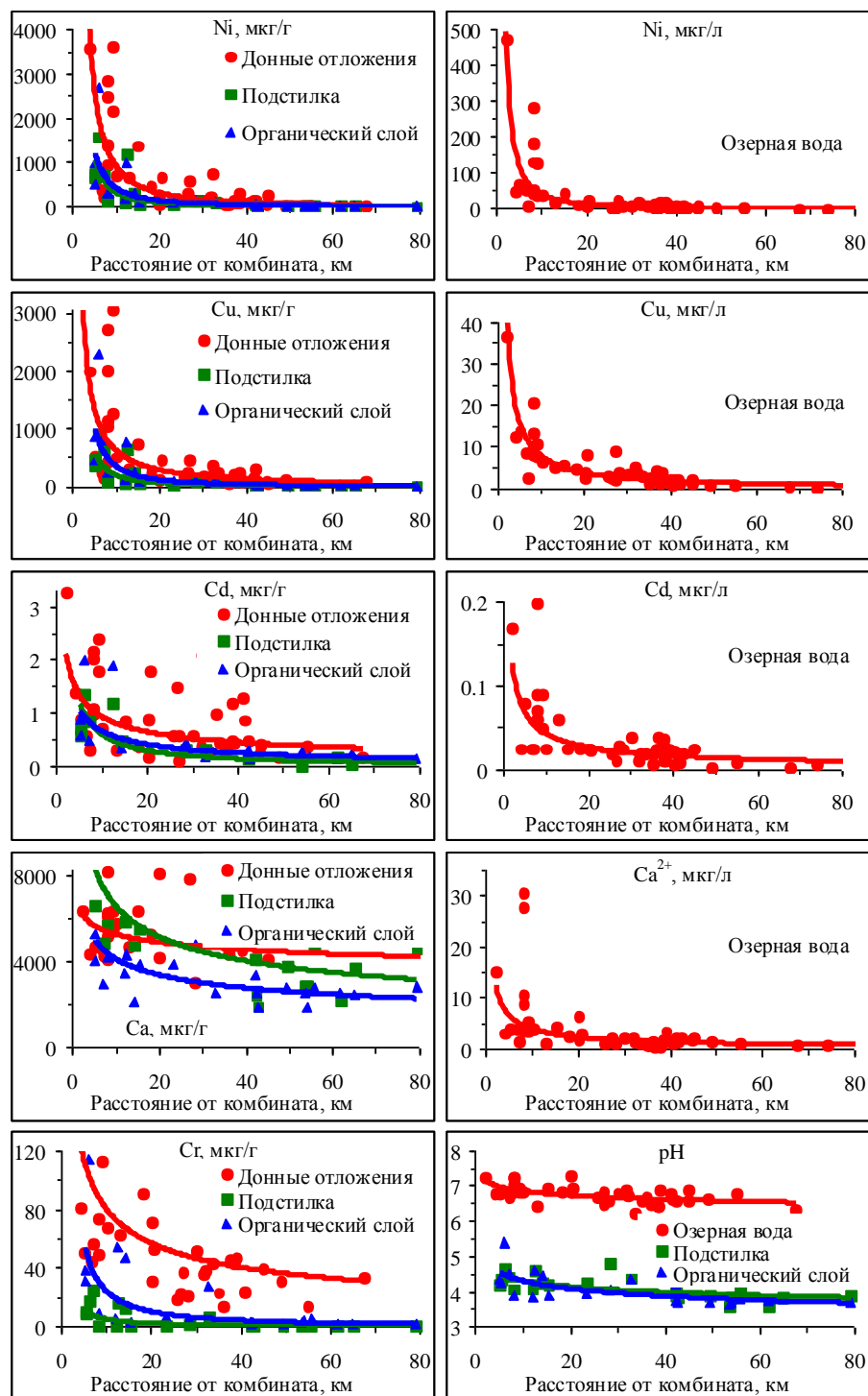


Рис. 6. Распределение концентраций исследованных элементов в воде (мкг/л), поверхностном слое донных отложений исследуемых озер, подстилке и органическом горизонте почвы (мкг/г) по мере удаления от металлургического комбината «Печенганикель»

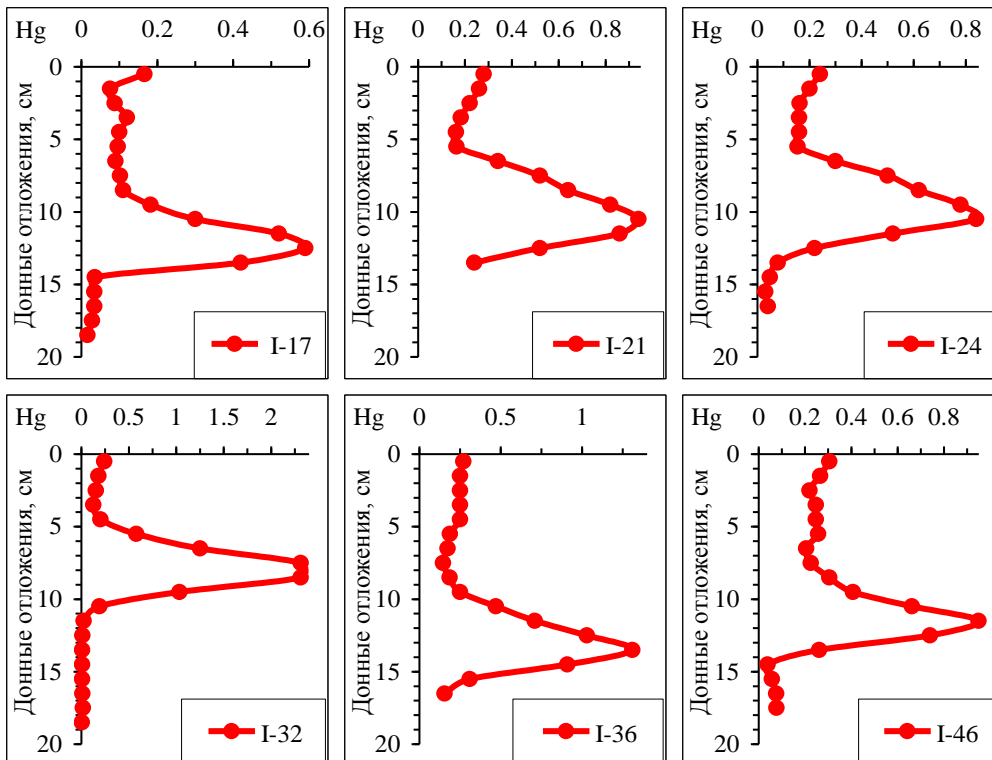


Рис. 7. Распределение ртути (мкг/г сухого веса) в донных отложениях исследованных участков оз. Имандра (I-17 — I-46) в зоне влияния стоков апатит-нефелинового производств

Пик загрязнения озера ртутью пришелся предположительно на 30–40-е гг. XX столетия. Возможно, в эти годы при разработке апатит-нефелиновых месторождений для взрывных работ в капсуль-детонаторах применяли гремучую ртуть. Во время Великой Отечественной войны на базе Горно-обогатительного комбината «Апатит» работал цех по изготовлению зажигательных фосфорных бомб, в которых гремучую ртуть использовали в качестве капсуля-воспламенителя.

Расчеты показывают, что масса накопленной в оз. Имандра ртути превышает 2,2 тонны, при этом более половины (около 1,3 т) сосредоточено в южной части плеса Большая Имандра, т.е. в зоне влияния стоков апатитнефелинового производства, еще 0,5 т — в северной части плеса, в зоне влияния стоков металлургического производства. Таким образом, в ДО плеса Большая Имандра аккумулировано более $\frac{3}{4}$ общего количества высокотоксичного металла. В плесах Йокостровская и Бабинская Имандра содержание Hg значительно ниже: 0,29 и 0,20 т соответственно. По направлению распространения потока сточных вод апатитнефелинового производства ОАО «Апатит» содержание Hg в поверхностном слое ДО снижается, свидетельствуя о том, что стоки этого предприятия являются основным источником загрязнения озера ртутью (рис. 8).

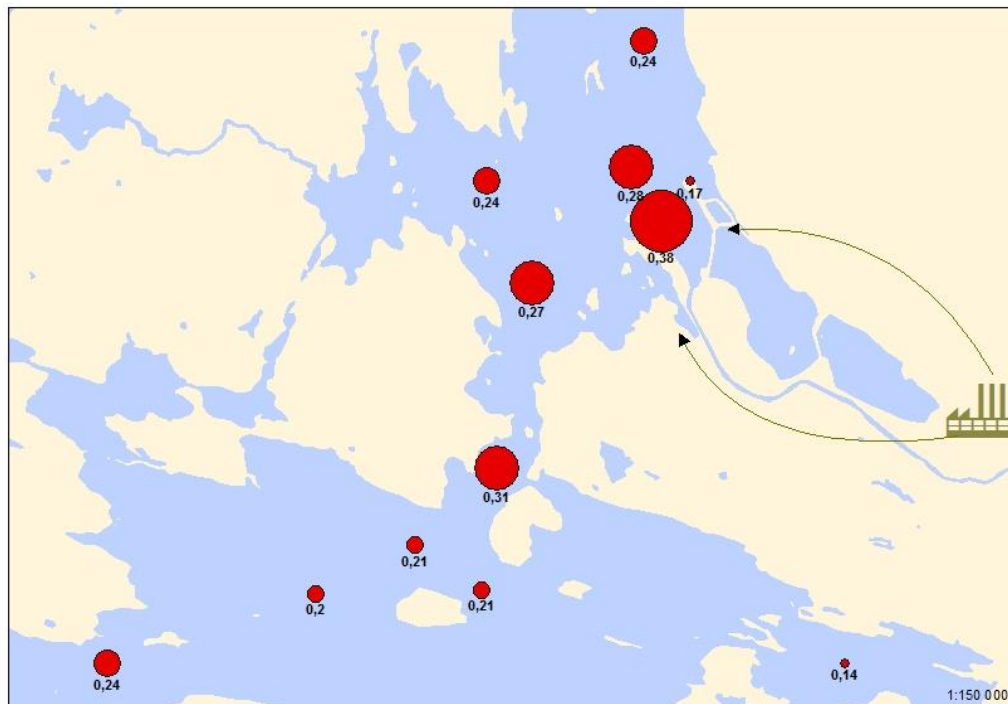


Рис. 8. Территориальное распределение ртути (мкг/г) в поверхностном (0-1 см) слое донных отложений озера Имандра

Каталогизация озер Мурманской области. По результатам исследования 400 водоемов, расположенных в восточной части Мурманской области на водосборах Баренцева и Белого морей, обобщены основные показатели функционирования субарктических пресноводных экосистем под влиянием природных и антропогенных факторов. На основе гидрографических, морфометрических, гидрохимических и гидробиологических данных представлена систематизированная экологическая характеристика озер Евро-Арктического региона (Кашулин и др., 2009, 2010, 2011, 2013).

Озера северо-восточной части Мурманской области не испытывают серьезного антропогенного влияния. Их химический состав в значительной степени определяется выпадением аэрозолей и осадков на поверхность водосбора со стороны незамерзающего Баренцева моря (Даувальтер, Кашулин, 2016). По мере удаления от береговой зоны к центральным районам Кольского полуострова количество морских аэрозолей, переносимых атмосферными осадками, заметно уменьшается; в озерных водах снижается содержание основных ионов (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Mg^{2+}), как следствие, понижается минерализация вод; в ДО аккумулируется меньше ТМ (Cd, Pb, As, Cu, Zn) (рис. 9, 10).

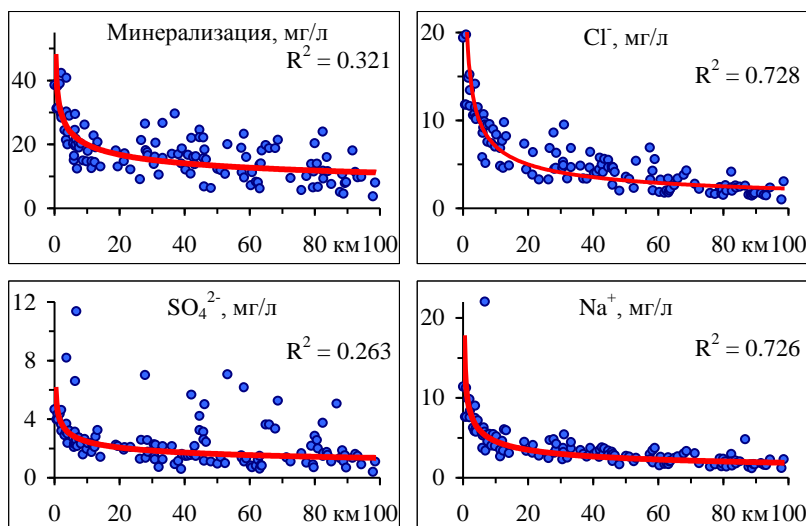


Рис. 9. Распределение величин общей минерализации и содержания основных ионов в воде озер северо-восточной части Мурманской области по мере удаления от побережья Баренцева моря

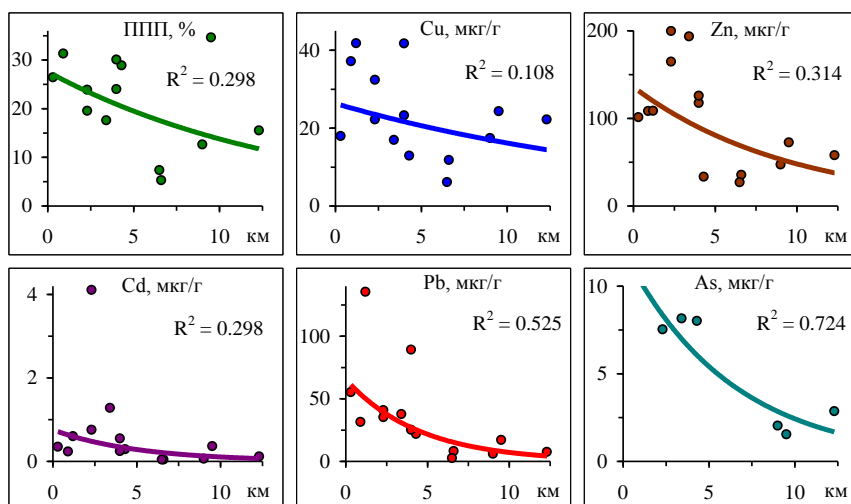


Рис. 10. Распределение величин потерь при прокаливании (ППП, %) и концентраций основных загрязняющих элементов в поверхностном (0–1 см) слое донных отложений озер северо-восточной части Мурманской области по мере удаления от побережья Баренцева моря

Практически для всех исследованных озер отмечено загрязнение ДО халькофильными элементами, в первую очередь — Pb, Cd, Hg и As, которые в последние десятилетия приобрели статус элементов глобального загрязнения. Выявлено увеличение содержания ТМ по направлению к поверхностным слоям ДО: вследствие низкой скорости осадконакопления наиболее загрязненными являются верхние 1–3 см донных отложений (рис. 11).

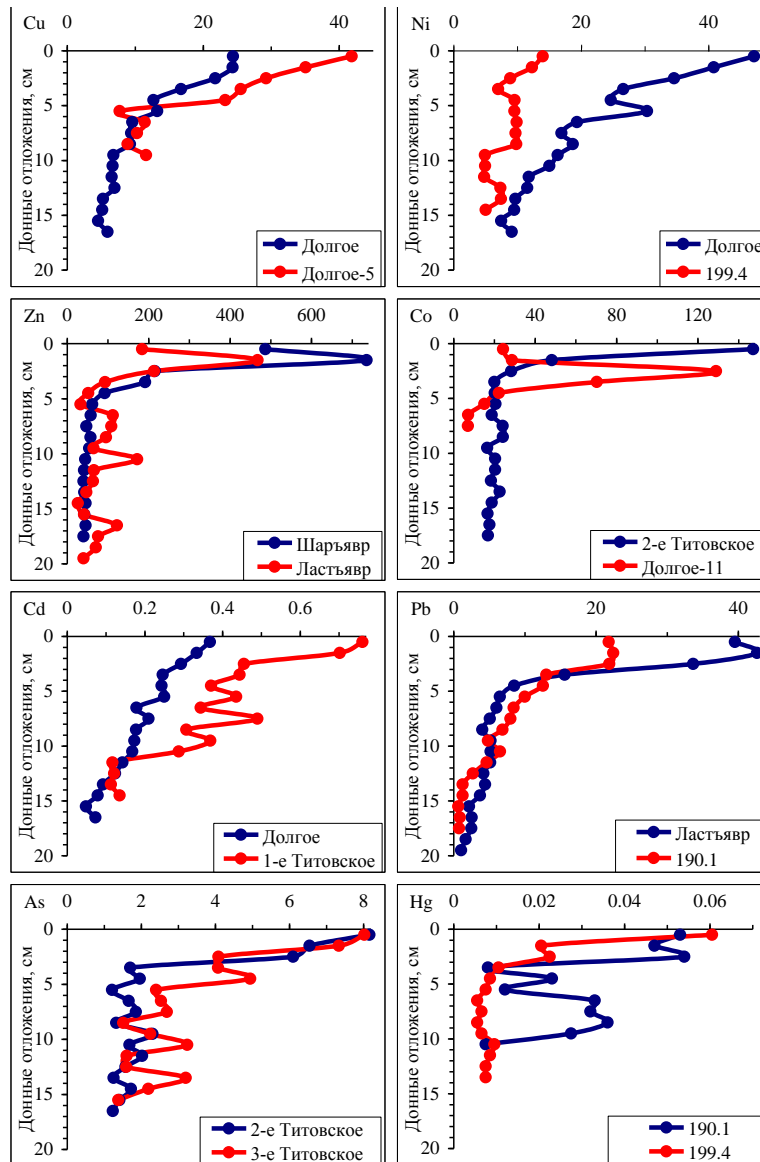


Рис. 11. Вертикальное распределение концентраций тяжелых металлов (мкг/г сухого веса) в донных отложениях озер северо-восточной части Мурманской области (бассейн Баренцева моря)

Гидробиологические исследования Водорослевые сообщества

Водорослевые сообщества (альгоценозы) формируют основу трофических сетей и относятся к наиболее показательным биоиндикаторам долговременного и многофакторного воздействия на водные экосистемы, включая изменение климата, промышленное загрязнение и нарушение естественных геолого-гидрохимических циклов. Исследования альгоценозов являются неотъемлемой составляющей комплексного экологического мониторинга водоемов.

Спецификой альгоценозов в пресноводных экосистемах высоких широт является способность к вегетации при низком содержании элементов биогенного питания (нитратов и фосфатов) и адаптационные механизмы, позволяющие с максимальной эффективностью использовать благоприятные для развития периоды в течение короткого гидробиологического лета.

Современная динамика фитопланктона. Многолетние исследования разнотипных водоемов Фенноскандии показали, что в последние десятилетия трансформация структурной организации и функционирования водных экосистем вызвана не только долговременным промышленным загрязнением, но и глобальными и локальными климатическими процессами (Кашулин и др., 2013; Денисов, Кашулин, 2016). Тренд в сторону более мягкого океанического климата многократно усиливает эвтрофирование вод и вызывает массовое развитие водорослей и цианобактерий в летний период в водоемах с мезотрофным и близким к нему трофическим статусом. С другой стороны, повышение температуры воды и смещение вегетации на более ранние сроки способствует активной утилизации биогенных элементов водорослями, что сглаживает резкие колебания их численности (Денисов и др., 2017).

На примере крупнейшего субарктического водохранилища — оз. Имандра выявлен положительный тренд роста биомассы фитопланктона в последние десятилетия, при этом зафиксированные значения (20 г/м^3 и более) соответствуют гиперэвтрофному статусу озера при фоновых показателях, не превышающих 1 г/м^3 . Несмотря на существенное снижение антропогенной нагрузки с 90-х гг. XX века и по настоящее время, максимальные значения биомассы фитопланктона выросли на порядок, что связано с кратковременными периодами массового развития диатомовых водорослей (Bacillariophyta) и цианобактерий (Cyanoprokaryota) (Денисов, Кашулин, 2016). Очевидно, решающая роль в этих процессах принадлежит положительным температурным аномалиям последних десятилетий вследствие глобальных климатических изменений. Дальнейшее потепление может привести к необратимым изменениям структурно-функциональной организации крупных водных экосистем Евро-Арктического региона: удлинению периода цветения потенциально токсичных цианобактерий, укорочению циклов оборота органического вещества, гибели ценных промысловых видов рыб, ухудшению качества вод и снижению их ресурсного потенциала.

Отмечены нарушения сезонной динамики фитопланктона на участках акватории оз. Имандра, подверженных антропогенной деятельности. Для наименее загрязненных вод плеса Бабинская Имандра и юго-западной части плеса Йокостровская Имандра характерна естественная динамика «классического» типа, с выраженным июльским максимумом биомассы водорослей. В северной части плеса Йокостровская Имандра из-за эвтрофирования вод биогенными элементами, источниками которых служат сточные воды апатитового производства и хозяйственно-бытовые стоки городов Кировск и Апатиты, сезонная динамика фитопланктона имеет ряд кардинальных отличий, среди которых осеннее увеличение биомассы при слабо выраженном июльском максимуме этого показателя (рис. 12).

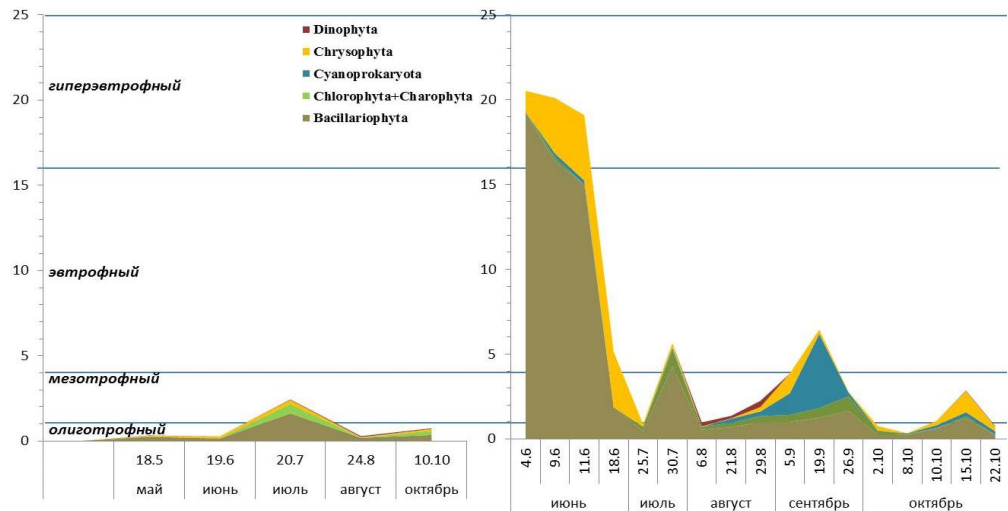


Рис. 12. Сезонная динамика биомассы фитопланктона (г/м³) и трофический статус вод в западной (слева) и северной (справа) частях плеса Йокостровская Имандра

В начале гидробиологического лета (конец мая — начало июня) максимальных сезонных значений достигает биомасса диатомовых водорослей, в основном, за счет бурного развития планктонного вида *Aulacoseira islandica*. В этот период могут развиваться и хризифитовые водоросли рода *Dinobryon* (Chrysophyceae). Вклад цианобактерий в общую биомассу фитопланктона незначителен — менее 0,1 г/м³. В конце июня — начале июля активность диатомей снижается, возрастает доля водорослей других групп, преимущественно зеленых (Chlorophyta), а также цианобактерий. Последние присутствуют в составе планктона с мая по октябрь, но их участие усиливается с июня по сентябрь, а максимальная биомасса формируется с июля по сентябрь и может достигать 4,3 г/м³.

Таким образом, причиной различий в сезонной динамике фитопланктона в разных частях акватории оз. Имандра следует считать эвтрофирование вод северной части плеса биогенными элементами, источниками которых служат производственные и хозяйственно-бытовые стоки.

Цветение субарктических водоемов. «Цветение» воды, вызываемое массовым развитием потенциально токсичных цианобактерий, приобрело в настоящее время глобальные масштабы, исследования этого явления актуальны во всем мире (Патова, 2014; Волошко, Сафронова, 2015; Ernst et al., 2009; Elliott, 2012). Цианобактерии способны вызывать гибель рыбы и наносить вред здоровью населения. Для европейского северо-запада массовое развитие цианобактерий стало новым вызовом: «цветение» субарктических водоемов отмечается регулярно и представляет угрозу качеству водных и гидробиологических ресурсов. В этой связи оценка роли представителей Cyanoprokaryota в экосистемных процессах пресноводных водоемов Евро-Арктического региона представляется важнейшей экологической задачей.

В оз. Имандра ежегодные локальные явления массового развития цианобактерий наблюдаются с 2000 года. Им предшествуют сравнительно высокие температуры воздуха, и сопутствуют штилевые условия, когда у поверхности воды образуются бактериально-водорослевые пленки,

перегоняемые слабым ветром в заливы и губы, где формируются их скопления. Очевидно, эти процессы интенсифицируются при благоприятном сочетании метеорологических и гидролого-гидрохимических условий и достаточном количестве биогенных элементов в воде, так как в акватории оз. Имандра «цветение» приурочено к зонам распространения стоков апатитонепелинового производства. Явление массового развития цианопрокариот характеризуется рядом специфических черт: оно начинается при прогреве воды до +16 °С и продолжается до ледостава, ограничено сравнительно изолированными участками акватории озера, распространится на открытые водные пространства лишь в штилевые периоды. Формирование плотных бактериально-водорослевых скоплений обусловлено легким ветром, направленным в сторону залива (губы), и последующим штилем. Локальные «цветения» не всегда сопровождаются высокой долей цианобактерий в составе фитопланктона, но именно в периоды их массового развития происходит гибель молоди рыб.

В 2014 года был зафиксирован рост биомассы цианобактерий во второй половине сентября за счет обильного развития представителей родов *Anabaena* (*A. contorta*, *A. ellipsoides*, *A. subcylindrica*) и *Dolichospermum* (*D. circinale*, *D. planctonicum*, *D. spiroides*). Были выявлены 40 таксонов рангом ниже рода при наибольшем видовом богатстве рода *Dolichospermum*. Представители пяти таксонов потенциально токсичны и способны вызывать «цветение» субарктических водоемов. Массовое локальное развитие *Dolichospermum lemmermannii* сопровождается предельным упрощением трофических сетей и циклов биогенных элементов в экосистеме оз. Имандра из-за их быстрого оборота в системе «вода – цианопрокариоты» (Денисов, Кашулин, 2016). При отсутствии в составе зоопланктона активных потребителей *D. lemmermannii* быстрый лизис их колоний ведет к возвращению биогенных элементов в водоем в форме, доступной для организмов-фототрофов. Избыток этих элементов в воде создает потенциальную угрозу массового развития цианопрокариот и расширения зон «цветения» на другие участки акватории озера. Долговременной аккумуляции биогенных элементов в трофических сетях препятствует и деградация литоральных экосистем, изначально сформированных водными растениями — макрофитами и макрозообентосом, вследствие нарушения гидрологического режима и резких искусственных колебаний уровня воды в Имандре. Мероприятия по восстановлению сообществ макрофитов могут стать одним из путей биоремедиации экосистемы этого крупнейшего пресноводного водохранилища.

Палеоэкологические исследования водоемов на базе диатомового анализа

Анализ изменений пресноводных экосистем и разработка эффективных способов управления водными ресурсами невозможны без знаний исторической динамики водоемов и вклада климатической и антропогенной составляющих в трансформацию водных экосистем. В настоящее время в лаборатории активно развивается палеоэкологическое направление исследований субарктических водоемов на основе диатомового анализа, который представляет конкретный инструмент для реконструкции истории развития водоемов и ряда основных показателей качества вод (Ryanzhin et al., 2010; Hadley et al., 2013). Мурманская область — один из наиболее значимых регионов для палеоэкологических исследований. Во-первых, высокоширотное географическое положение и зависимость от арктических воздушных масс определяют особую

чувствительность водных экосистем к любым климатическим изменениям. Во-вторых, на территории сосредоточен мощный промышленный комплекс, оказывающий долговременное трансформирующее влияние на качество вод, включая трофическую и токсическую нагрузку. В-третьих, наличие множества разнотипных озер предоставляет возможность выбора широкого спектра объектов исследований в зависимости от поставленных задач.

Осознавая важность диатомового анализа для палеолимнологических реконструкций и по инициативе Л. Я. Каган (2012), в лаборатории создана аннотированная коллекция диатомовых водорослей разнотипных водных объектов Евро-Арктического региона. В настоящее время коллекция является частью Гербария ИППЭС КНЦ РАН (Боровичев, Исаева, 2015; Боровичев и др., 2018) и постоянно пополняется новыми образцами. Обширные массивы полученной информации потребовали создания специализированной базы данных «Водоросли Евро-Арктического региона» (БД ВЕАР), в основу которой положены результаты палеолимнологических исследований диатомовых комплексов озерных донных отложений (Денисов, Косова, 2017). Специалистами лаборатории усовершенствован метод подготовки проб для диатомового анализа, позволяющий получать диатомовый материал высокой чистоты (Косова и др., 2011) и проведены комплексные палеоэкологические исследования совместно с сотрудниками ГИ КНЦ РАН (Николаева и др., 2015, 2016, 2017) и ИБВВ РАН им. И. Д. Папанина (Генкал, Денисов, 2016; Denisov, Genkal, 2018).

Палеоклиматический диатомовый анализ донных отложений. Содержание створок диатомей в ДО – наиболее информативный показатель динамики и интенсивности продукционных процессов в водоемах. Исследованы диатомовые комплексы ДО разнотипных водоемов Мурманской области, расположенных в различных ландшафтах и испытывающих разнофакторную антропогенную нагрузку. Анализ современных накоплений ДО с датировками высокого разрешения (^{210}Pb , ^{137}Cs) выявил резкое увеличение обилия и продукционного потенциала организмов-автотрофов в субарктических пресных водах, начиная с 1850 г., в ответ на потепление климата арктической зоны по окончании малого ледникового периода. В некоторых водоемах на современном этапе продуктивность возросла до уровня, характерного для атлантического климатического оптимума. Современное потепление климата в Арктике подтверждается максимальной для исследованной колонки численностью диатомей в слоях ДО последних десятилетий (рис. 13а).

Методами стратиграфического анализа ДО (хемо- и биостратиграфия) исследованы малые озера на территории Мурманской области и Норвегии. Получены новые данные о трансформации природной среды и климата Евро-Арктического региона в голоцене, реконструировано историческое развитие водных экосистем в эту эпоху. В субатлантике отмечен положительный тренд численности диатомей до величин, характерных для атлантического климатического оптимума голоцена (рис. 13б).

Структура диатомовых комплексов ДО и их количественные показатели могут использоваться в качестве индикатора палеосейсмических событий в историческом прошлом (Николаева и др., 2017). Так, резкое сокращение числа створок диатомей с последующей сменой доминантных таксонов, зафиксированное в ДО в ответ на землетрясение в среднем голоцене, в дальнейшем было подтверждено данными литостратиграфического и палинологического анализов (Николаева и др., 2016).

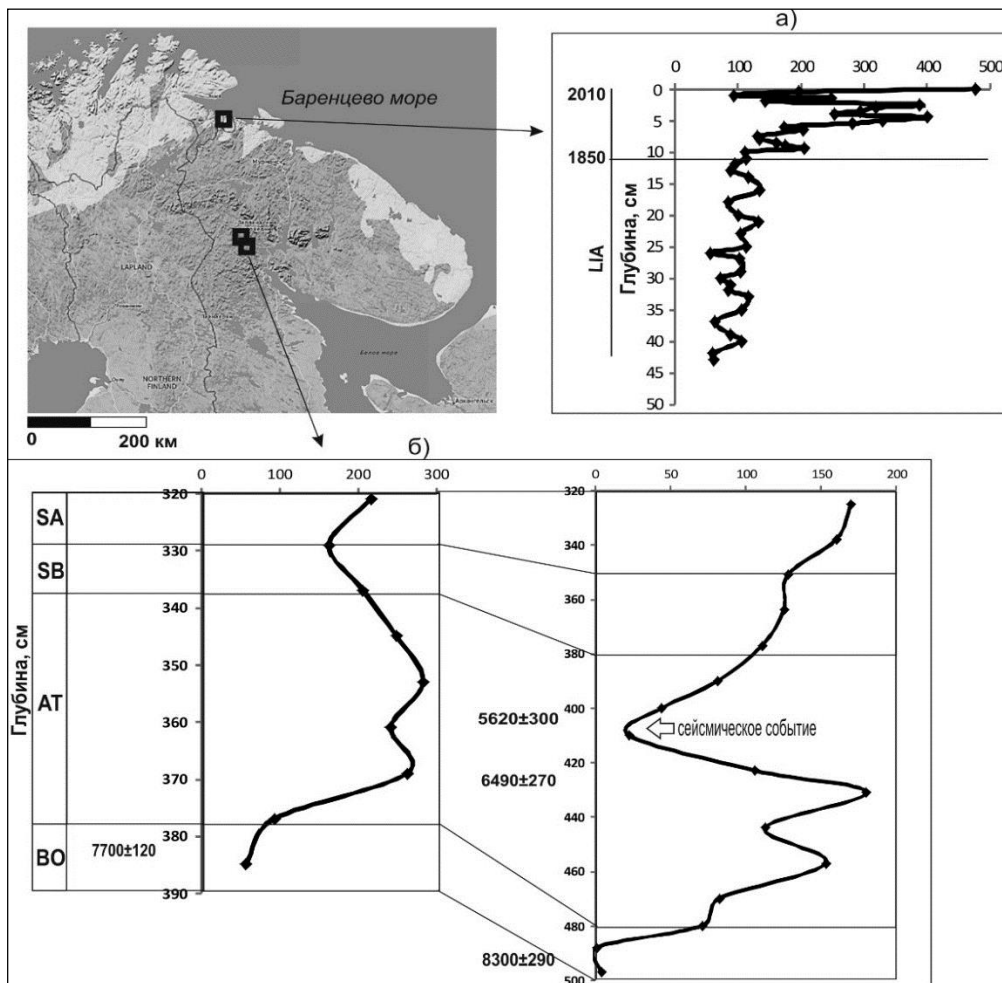


Рис. 13. Карта-схема расположения исследованных озер и историческая динамика содержания диатомей в ДО (млн./г сухого вещества):

а — современные отложения, датированные по ^{210}Pb и ^{137}Cs ;
 б — голоценовые отложения, датированные по ^{14}C .

Хронологические периоды голоцена: BO — бореальный, AT — атлантический, SB — суббореальный, SA — субатлантический; LIA — малый ледниковый

Палеолимнологическая реконструкция озера Имандра. Комплексы диатомовых водорослей озера характеризуются обилием центрических форм (Centrales): *Aulacoseira alpigena*, *Ellerbeckia arenaria*, *Cyclotella schumannii*, *C. radiosa*, *C. ocellata*, *C. bodanica*, *C. rossii*, *C. comensis*. Исследования этих комплексов позволили выделить четыре этапа в развитии водоема. Первый — в ходе малого ледникового периода — был наименее благоприятным для существования диатомей. Последующее потепление (второй этап) привело к увеличению общего обилия и видового разнообразия диатомей, формированию литоральных и бентосных альгоценозов, увеличению стока с водосбора, что, вероятно, способствовало подкислению озера болотными водами. Начало третьего этапа связано с изменением температурного режима водоема вслед за

потеплением климата, усилением минерализации вод в результате интенсификации эрозионных процессов на водосборе, трансформацией ряда гидрохимических параметров. Окончание этого этапа было вызвано промышленным загрязнением водоема и снижением рН вод из-за поступления кислотообразующих соединений. Четвертый, современный, этап характеризуется резким увеличением обилия диатомей после ввода в эксплуатацию Кольской АЭС. Наряду с измененным температурным режимом вследствие теплового загрязнения вод, интенсификация продукционных процессов водорослевых сообществ плеса Бабинская Имандра определяется трансформацией гидрологических и гидрохимических условий: изменением естественного хода водных течений при строительстве дамбы и поступлением биогенных элементов и загрязняющих веществ из плеса Йокостровская Имандра.

Ледниковые озера Хибинского горного массива. В диатомовых комплексах горных озер установлено доминирование видов: *Aulacoseira alpigena*, *A. pfaffiana*, *A. subarctica* и представителей родов *Brachysira* и *Frustulia*. Историческая динамика диатомовых сообществ в горных озерах характеризуется резкими колебаниями их численности, связанными с природными изменениями окружающей среды и климата. Диапазон колебаний сопоставим с мощным антропогенным воздействием. Вероятно, таким образом диатомовые сообщества реагировали на события малого ледникового периода XIV–XV в.в.

Динамика обилия диатомей малых горных водоемов с площадью водосбора < 4 км² отличается положительным трендом в направлении от нижних слоев донных отложений к верхним. Очевидно, это проявление олиготрофно-эвтрофной сукцессии, происходящей на фоне глобальных климатических изменений, которые благоприятствуют развитию водорослей (Косова, Денисов, 2017).

Таким образом, состав и структура водорослевых сообществ демонстрируют изменения в структурно-функциональной организации водных экосистем Евро-Арктического региона в глобальном масштабе. В последние годы действие антропогенных факторов, очевидно, было усилено изменениями регионального и глобального климата, что повлекло за собой резкие и кратковременные сезонных изменения, в частности, массовое развитие отдельных видов. В составе альгоценозов увеличилась доля цианопрокариот, включая и потенциально токсичные формы. В водоемах «фоновых» районов в настоящее время сохраняется типично «субарктический» облик альгофлоры, с некоторыми признаками повышения трофического статуса, что также может быть следствием динамики климатической системы в сторону потепления. Водорослевые сообщества региона изначально обладают мощным потенциалом к массовому развитию при благоприятных условиях, что успешно реализуется при появлении дополнительных факторов, таких как антропогенное эвтрофирование. Показатели состояния альгоценозов приобрели в настоящее время определяющее значение в системе биоиндикации, при оценке качества вод требуется учитывать синергетику нового комплекса факторов, действие которых неоднозначно и не всегда может быть оценено с помощью существующих общепринятых комплексных показателей.

Зоопланктонные сообщества

Субарктические озера относятся к водоемам планктонного типа: основные потоки органического вещества и энергии передаются от организмов-продуцентов на высшие трофические уровни через зоопланктонные сообщества простейших, коловраток и ракообразных. Являясь промежуточным трофическим звеном между бактерио- и фитопланктоном и рыбным населением, зоопланктон в значительной степени определяет ресурсный потенциал, кормовую базу и рыбопродуктивность водоемов.

Современные планктонные сообщества — результат длительного взаимодействия комплекса факторов, как многолетних изменений абиотической среды, так и структурно-функциональных перестроек и взаимоотношений между организмами внутри биологических сообществ. Для зоопланктона субарктических пресноводных экосистем характерно преобладание стенобионтных видов, требовательных к качеству вод, что обуславливает повышенную чувствительность сообществ и к антропогенным воздействиям. Комплексный многофакторный характер антропогенной нагрузки на крупные субарктические водоемы — озера Имандра и Куэтсьярви — существенно затрудняет выявление специфических показателей зоопланктона в качестве биоиндикаторов воздействия отдельных факторов (изменение климата, эвтрофирование, техногенное загрязнение и др.). Следовательно, актуальным становится поиск наиболее информативных показателей из числа типологических (Андроникова, 1996).

Зоопланктоценозы оз. Имандра на протяжении многих лет подвержены многофакторному антропогенному воздействию: загрязнению промышленными стоками горно-обогатительных предприятий и хозяйственно-бытовыми стоками (губы Монче и Белая), тепловому загрязнению подогретыми водами Кольской АЭС (губа Молочная). Восточный и западный участки плеса Бабинская Имандра, не испытывающие прямой техногенной нагрузки, считаются условно-фоновыми. Зоопланктонные сообщества перечисленных районов озера исследованы в летние периоды 1996–2013 гг. Отбор, обработка проб и необходимые расчеты выполнены по методикам гидробиологического мониторинга (Руководство ..., 1992).

Зоопланктон условно-фоновых районов озера Имандра. Зоопланктон озера по своей структуре сравнительно однороден и представлен видами, типичными для фауны северных широт. К характерным представителям, распространенным более или менее широко в разных участках акватории, относятся: коловратки (*Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna herrioki*, *A. priodonta*, *Bipalpus hudsoni*, *Collotheca pelagica*, *Conochilis unicornis*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *K. cochlearis macracantha*, *Notholca caudata*, *Ploesoma triacanthum*, *P. truncatum*, *Polyarthra minor*, *P. vulgaris*, *Synchaeta pectinata*, *S. stylata*, *Trichocerca porcellus*), ветвистоусые ракообразные (*Bosmina longirostris*, *B. obtusirostris*, *Bythotrephes cederstroemii*, *Daphnia cristata*, *D. longiremis*, *Holopedium gibberum*, *Leptodora kindtii*, *Ophryoxus gracilis*, *Polyphemus pediculus*), веслоногие ракообразные (*Eudiaptomus gracillis*, *Heterocope appendiculata*, *Acanthocyclops gigas*, *Cyclops vicinus*, *Mesocyclops leuckarti*).

По численности преобладают коловратки (*Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, *Notholca caudata*), по биомассе — наиболее ценные в кормовом отношении ракообразные из отрядов Ветвистоусые (*Bosmina obtusirostris*, *Daphnia cristata*, *Holopedium gibberum*) и Веслоногие (*Mesocyclops leuckarti*, *Eudiaptomus gracilis*). Периодически обильно развиваются

чувствительные к загрязнению каланоидные рачки (*Calanoida*) *Eudiaptomus gracilis*, *Holopedium appendiculata*, принадлежащие к эколого-трофической группе активных «грубых» фильтраторов и играющие значительную роль в процессе очищения воды (табл. 1).

Таблица 1

Доминирующие виды зоопланктона и трофический статус условно-фоновых и загрязненных районов озера Имандра в многолетнем ряду наблюдений

Период исследования	Трофический статус водоема	Доминирующий вид зоопланктона
Условно-фоновый район		
июль 1996 г.	олиготрофный	<i>Bosmina obtusirostris</i>
июль 1998 г.	олиготрофный	<i>Kellicottia longispina</i>
Август 2003 г.	олиготрофный	<i>Keratella cochlearis</i>
Август 2006 г.	олиготрофный	<i>Keratella quadrata</i>
июль–август 2011 г.	олиготрофный	<i>Notholca caudata</i>
Губа Белая		
июль 1996 г.	β-мезотрофный	<i>Notholca caudata</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella hiemalis</i>
июль 1998 г.	β-мезотрофный	<i>Asplanchna priodonta</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Notholca caudata</i>
август 2001 г.	олиготрофный	<i>Bipalpus hudsoni</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Bosmina obtusirostris</i> <i>Mesocyclops leuckarti</i>
август 2003 г.	олиготрофный	<i>Asplanchna priodonta</i> <i>Synchaeta</i> sp.
август 2006 г.	олиготрофный	<i>Asplanchna priodonta</i> <i>Synchaeta</i> sp.
июль–август 2011 г.	α-эвтрофный	<i>Synchaeta</i> sp. <i>Keratella cochlearis</i> <i>Polyarthra</i> sp.
июль–август 2012 г.	α-мезотрофный	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Polyarthra</i> sp. <i>Brachionus calyciflorus</i>

Показатели общей численности и биомассы зоопланктона условно-фоновых районов оз. Имандра составляют в среднем $68,7 \pm 44,1$ тыс. экз./м³ и $0,4 \pm 0,2$ г/м³ соответственно. Диапазон колебаний средней индивидуальной массы организмов-зоопланктеров (0,006–0,021 мг) соответствует данным для других водоемов Мурманской области (Кашулин и др., 2005, 2008). Индекс видового разнообразия, рассчитанный по формуле Шеннона, невысок и варьирует в разные годы в пределах 1,7–2,9 бит/экз. (табл. 2). Воды оз. Имандра характеризуются низкой трофностью, определяя олиготрофный статус водоема (табл. 1).

В многолетней динамике состав доминирующего комплекса зоопланктона плеса Бабинская Имандра претерпевал изменения: в 1960 году он имел черты коловраточно-клядоцерного типа, в 1973 — коловраточного, с 1981 по 1987 гг. — коловраточно-копеподного (табл. 3). В 1993-1998 гг. в составе руководящего комплекса организмов (с долей > 20% от общей численности) наряду с коловратками преобладали рачки копеподы и клядоцеры, в 2003–2006 гг. доминировала «мирная» коловратка *Polyarthra* sp., в 2013 году ей сопутствовала коловратка *Keratella cochlearis*, в эти же периоды обильно встречались мирные (*Bipalpus hudsoni*, *Brachionus calyciflorus*) и хищная (*Asplanchna priodonta*) коловратки и хищные циклопы. Таким образом, к настоящему времени зоопланктон условно-фоновый района оз. Имандра вновь приобрел черты коловраточного типа. Основу руководящего комплекса организмов составляют типичные виды субарктических водоемов.

Таблица 2

Количественные показатели зоопланктонных сообществ условно-фоновый и загрязненных районов озера Имандра

Район / Показатель*	Численность, тыс. экз./м ³	Биомасса, г/м ³	Индекс разнообразия по Шеннону, бит/экз.
Условно-фоновый район	68.7 ± 44.1^a 7.8 – 230.1 ^b	49.1 ^c	2.0 ± 0.5 1.7 – 2.9
Губа Монче	627.2 ± 215.5 66.9 – 1629.3	609.6	2.2 ± 0.1 1.9 – 3.0
Губа Белая	401.5 ± 140.1 14.5 – 1064.5	190.1	2.1 ± 0.2 1.1 – 2.9
Губа Молочная	99.1 ± 54.4 17.0 – 312.0	121.7	2.5 ± 0.2 1.9 – 2.9

Примечание. ^aСреднее значение и стандартная ошибка ($M \pm m$), ^bразброс значений ($\min - \max$), ^cстандартное отклонение ($std. dev.$). *Период исследований: июль-август 1996, 1998, 2003, 2006, 2011, 2012, 2013 гг.

Зоопланктон в зоне промышленных и хозяйственно-бытовых стоков. Для губы Белой характерны резкие колебания численности и биомассы зоопланктона и изменение его видового состава. В разные периоды исследований в сообществе преобладали коловратки (хищная *Asplanchna priodonta*, мирные *Brachionus calyciflorus*, *Bipalpus hudsoni*, *Keratella cochlearis*, *K. hiemalis*, *K. quadrata*, *Notholca caudata*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp.), хищный веслоногий рачок *Mesocyclops leuckarti* и ветвистусый рачок-фильтратор *Bosmina obtusirostris* (табл. 1). Встречались виды, не отмеченные в водах условно-фоновый района: коловратки *Euchlanis dilatata*, *Filinia longiseta*, *Ploesoma* sp., *Synchaeta* sp., *Trichocerca* sp., *Trichotria* sp.; клядоцеры *Alonopsis elongata*, *Chydorus globosus*, *Daphnia* sp.; копепода *Acanthocyclops vernalis*. Число видов варьировало от 8 до 16 против 27 в условно-фоновый районе. В наиболее нарушенных участках акватории коловратки доминировали на фоне исчезновения каланоидных рачков, что характерно и для других северных озер, загрязняемых стоками горнорудных производств (Кухарев и др., 1998). Чувствительные к загрязнению активные

«грубые» фильтраторы-каланоиды *Eudiaptomus graciloides* и *Heterocope appendiculata*, отсеживающие из воды крупные органические взвеси, были единичны или отсутствовали, что свидетельствовало о снижении биофильтрационной активности зоопланктона. Мирные формы зоопланктона преобладали над хищными.

Таблица 3

Состав доминирующего комплекса летнего зоопланктона плеса Бабинская
Имандра в многолетнем ряду исследований

Период исследований	Вид		Источник данных
1960	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Synchaeta</i> sp. <i>Bosmina</i> sp. <i>Holopedium gibberum</i>		Петровская (1966)
1973	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Asplanchna priodonta</i> <i>Conochilus unicornis</i> <i>Collotheca pelagica</i>		Деньгина (1980)
1981–1987	<i>Kellicottia longispina</i> <i>Asplanchna priodonta</i> <i>Conochilus unicornis</i> <i>Mesocyclops leuckarti</i>		Моисеенко, Яковлев (1990)
1993–1998	Доминанты (> 20 % от общей численности): <i>Kellicottia longispina</i> <i>Mesocyclops leuckarti</i> <i>Bosmina obtusirostris</i> <i>Keratella cochlearis</i> Обильные виды (> 10% общей численности) <i>Cyclops scutifer</i> <i>Asplanchna priodonta</i> <i>Bipalpus hudsoni</i>		Вандыш и др. (2014)
2003–2006	Доминант: Обильные виды:	<i>Polyarthra</i> sp. <i>Asplanchna priodonta</i> <i>Cyclopos</i> sp. <i>Bipalpus hudsoni</i> <i>Keratella cochlearis</i>	
2013	Доминанты: Обильные виды:	<i>Polyarthra</i> sp. <i>Keratella cochlearis</i> <i>Asplanchna priodonta</i> <i>Cyclopos</i> sp. <i>Brachionus calyciflorus</i>	

Обильное развитие коловраток в зоне сброса сточных вод определяется несколькими факторами: повышенной устойчивостью этих микроскопических беспозвоночных к токсикантам, меньшей, по сравнению с ракообразными, чувствительностью к высоким концентрациям неорганических взвесей в воде (благодаря смешанному типу питания и ряду адаптивных механизмов, например — способности образовывать цисты), слабым выеданием со стороны хищников (Телеш, 1996; Gliwicz, 1969; Malley et al., 1982; Brezonik et al., 1984).

Ряд авторов связывают перестройки в планктонных сообществах загрязненных водоемов не с ухудшением трофических условий, а с различной чувствительностью беспозвоночных к отходам горнорудного производства (Кухарев и др. 1998; Калинкина, Куликова, 2005, 2009). Эврибионтные виды рачков-клядоцер и коловраток родов *Bosmina*, *Asplanchna*, *Keratella* более толерантны к минеральному загрязнению и выживают в воде с повышенными концентрациями неорганических веществ. Среди массовых видов планктона выделены три группы по степени толерантности к нарушению ионного состава воды: с низкой (*Holopedium gibberum*, *Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*, *Bosmina longimanus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata*), средней (*Thermocyclops oithonoides*, *Mesocyclops leuckarti*, *Daphnia cristata*, *Bosmina obtusirostris*, *Kellicottia longispina*) и высокой толерантностью (*Daphnia longispina*, *Vipalpus hudsoni* и др.).

Значения общей численности и биомассы зоопланктона в губе Белой более чем в 5 раз превышали таковые в условно-фоновом районе оз. Имандра, индекс видового разнообразия Шеннона варьировал в более широких пределах в связи с повышением степени доминирования видов коловраток, устойчивых к воздействию токсикантов (табл. 2). Показатель средней индивидуальной массы зоопланктонов (0,001–0,018 мг) отражал преобладание в сообществе мелкоразмерных представителей.

Зоопланктон в зоне воздействия Кольской АЭС. Подогреваемая акватория оз. Имандра – губа Молочная, несмотря на проявления процесса эвтрофирования, по показателям численности и биомассы зоопланктона сохраняет черты олиготрофного водоема (табл. 1, 2). Это подтверждает выводы ряда исследователей о положительном влиянии умеренно подогреваемых вод, сбрасываемых электростанциями, на биоту субарктических водоемов (Мордохай-Болтовской, 1975; Никольский, 1979; Сергеева, 1988). К негативным последствиям относятся случаи гибели и травмирования крупных и/или имеющих морфологические выросты ракообразных (*Daphnia*, *Bosmina*, *Cyclops*, *Leptodora*, *Bythotrephes*) при их прохождении через охлаждающую систему АЭС. Отрицательно влияет на планктон и сложная гидродинамическая ситуация в устье сбросного канала и в подогреваемой зоне озера, обусловленная высокой скоростью перемешивания и проточностью водных масс.

Закономерности трансформации зоопланктонных сообществ загрязняемых вод озера Имандра. В загрязненных участках акватории озера структурные перестройки зоопланктона проявляются в снижении, а в ряде случаев, в исчезновении наиболее чувствительных к условиям среды видов-реликтов и типичных представителей фауны олиготрофных озер (*Leptodora kindtii*, *Bythotrephes longimanus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata*). Их замещают эврибионтные виды с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения, которые в итоге формируют руководящий комплекс

зоопланктоценоза: коловратки *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*, *Kellicottia longispina* — типичные представители северного ротаторного планктонного комплекса. Преобладание коловраток над ракообразными-фильтраторами свидетельствует об ухудшении самоочистительной способности вод в загрязняемых районах озера.

По мере удаления от антропогенных источников нарастает число типичных для субарктических водоемов эвритопных видов с широкой экологической валентностью, являющихся ценным кормовым ресурсом: «тонких» фильтраторов — рачков-клагоцер (*Bosmina obtusirostris*, *Daphnia* spp.) и активных «грубых» фильтраторов — рачков-копепод (*Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata*). Таким образом, таксономическая структура зоопланктона является хорошим индикатором загрязнения водоема в целом или его отдельных участков.

Количественные показатели зоопланктона проявляют специфику в зависимости от степени техногенного загрязнения вод. Несмотря на снижение уровня антропогенной нагрузки после 1990 года, максимальные значения численности и биомассы зоопланктона зарегистрированы в районе сброса хозяйственно-бытовых вод и отходов апатитнефелиновой промышленности (губы Монче и Белая). Ведущим фактором здесь выступает эвтрофирование: высокое содержание биогенных элементов и органического вещества в воде снижает токсичность тяжелых металлов и других поллютантов и стимулирует развитие беспозвоночных.

Зоопланктон озера Куэтсъярви. В составе зоопланктона оз. Куэтсъярви, исследованного в 1993-2012 гг., в разные периоды доминировали коловратки *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Notholca* sp., *Polyarthra* sp. и ветвистусые рачки-фильтраторы *Bosmina obtusirostris* и *Daphnia cristata*. Коловратки преобладали по численности, ветвистусые — по биомассе. Среди ракообразных кладоцеры количественно превалировали над веслоногими, мирные формы над хищными. Индекс Шенонна оценивался в 1,7–2,6 бит/экз. По типу трофности этот крупный пресноводный водоем охарактеризован как переходный от α - к β -олиготрофному (Китаев, 1984).

Показатели общей численности и биомассы варьировали по годам в пределах 36,5–147,0 тыс. экз./м³ и 0,09–0,7 г/м³; наибольшие в многолетней динамике значения были зарегистрированы в июле 2012 года. Это объясняется как сроками отбора проб (июль – месяц наибольшей активности зоопланктона) и обилием доступной пищи (численность водорослей достигала 343,1 млн. экз/м³, биомасса — 1,37 г/м³), так и повышенной концентрацией в озерной воде азотсодержащих соединений (общее содержание азота находилось в пределах 272,0–305,0 мкг/л). Таким образом, комплексное воздействие природных и антропогенных факторов привело к повышению трофического статуса этого крупного субарктического водоема.

Бентосные сообщества

Комплекс бентосных (донных) беспозвоночных является важным функциональным компонентом водных экосистем. Его представители участвуют в биогеохимическом круговороте элементов (кальция, кремния и др. биогенов, тяжелых металлов), в процессах трансформации органического вещества в системе «толща воды — донные отложения», в регуляции механического состава грунтов и газового режима водных объектов, в процессах самоочищения

вод (Макрушин, 1984; Балушкина, 1987; Методы ..., 1989; Руководство по методам ..., 1992; Шитиков и др., 2003).

Мурманская область является северным пределом распространения многих видов, однако в целом макрозообентос местных водоемов качественно богат и включает практически все систематические группы, представленные в пресных водах Палеарктики. Бентосная и нектобентосная фауны области насчитывают около 500 видов беспозвоночных. Основу зообентоса составляют виды европейского, европейско-сибирского и палеарктического распространения при незначительной доле космополитов (11 видов) (Яковлев, 2005).

Изучение зообентоса Мурманской области на примере крупных озер — Имандры и Умбозера началось в 1925-1930 гг. (Крогиус, 1931). В дальнейшем эти работы носили эпизодический характер и выполнялись на отдельных плесах (Дольник, Стальмакова, 1975). Систематические гидробиологические исследования оз. Имандра получили развитие в конце 1980-х гг. на базе ИППЭС КНЦ РАН (Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 1991, 1995, 1998а,б, 1999, 2002, 2005; Антропогенные..., 2002).

Современные тенденции изменения бентосных сообществ субарктических водоемов на примере озера Имандра. В последние годы в сообществах фоновых водоемов отмечается сокращение биоразнообразия и роли аборигенных видов, с одной стороны, и внедрение и расселение эврибионтных видов из умеренных широт, с другой. Вселенцы оккупируют преимущественно мелководные участки; в зоне профундали (на глубинах более 10 м) бентосные сообщества более стабильны и в меньшей степени подвержены изменениям и инвазиям (Яковлев, 2005).

За период 2011–2016 гг. в составе бентосной фауны оз. Имандра выявлено более 80 видов беспозвоночных, принадлежащих к 15 таксонам: кишечнополостные (Hydroida), круглые черви (Nematoda), олигохеты (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), двустворчатые моллюски (Bivalvia), брюхоногие моллюски (Gastropoda), водяные клещи (Hydracarina), ракообразные (Crustacea), хирономиды (Chironomidae), двукрылые (Diptera), жесткокрылые (Coleoptera), полужесткокрылые (Hemiptera), ручейники (Trichoptera), поденки (Ephemeroptera), веснянки (Plecoptera). Зарегистрированы новые для водоема виды: водяной ослик *Asellus aquaticus* из отряда равноногих раков (Isopoda) и двустворчатый моллюск из рода беззубок *Anodonta* (семейство Unionidae).

Водяной ослик широко распространен в Европе, включая страны Скандинавии. Северный предел распространения этого гидробионта ограничен подзоной северотаежных лесов. Он обычен в лесных озерах северной Финляндии, в центральных и западных районах Норвегии (Økland, 1979). В Мурманской области ранее встречен только в южных и юго-западных районах: Ковдорском (на границе с Финляндией) и в оз. Сенное (в 25 км юго-западнее Кандалакши) (Петров, Стругач, 1966). В 2015 году популяция *Asellus aquaticus* впервые была обнаружена в оз. Имандра на литорали Тик-губы.

Крупные двустворчатые моллюски рода *Anodonta* распространены в Средней и Северной Европе, Европейской части России и Западной Сибири. Сведения о беззубках в водоемах Мурманской области ранее отсутствовали. В 2011 году популяция *Anodonta* sp. была выявлена в подогреваемых водах в районе водоотводящего канала Кольской АЭС. В оз. Имандра моллюск, вероятно, был занесен случайным образом с рыбопосадочным материалом из садкового форелевого хозяйства, расположенного рядом с водоотводящим

каналом. Раковины *Anodonta sp.* найдены в бентосных пробах не только в районе канала электростанции, но и на побережьях островов в Бабинской и Йокостровской Имандре, что косвенно указывает на распространение моллюска по акватории озера.

Термофикация. Влияние теплового загрязнения в целом для оз. Имандра выражено незначительно. Импактная зона теплового загрязнения от Кольской АЭС ограничена акваторией губы Молочная. Структура зообентоса наиболее изменена в водоотводящем канале и приустьевом участке, где состав и количественные показатели бентоса значительно отличаются от участков озера с естественным температурным режимом. К настоящему времени в водоотводящем канале сформировались литореофильные бентосные сообщества, представленные 32 видами беспозвоночных. В бентосе канала доминируют хирономиды родов *Monodiamesa*, *Cricotopus* и *Procladius* (*Monodiamesa bathyphila*, *Polypedilum* gr. *scalaenum*, *Potthastia* sp. и др.), их общая доля составляет в среднем 55 %. Субдоминируют брюхоногие моллюски и малощетинковые черви — олигохеты.

В глубоководной зоне губы Молочная основу бентоса формируют холодноводные стенотермные рачки-бокоплавы *Monoporeia affinis* и моллюски рода *Euglesa*; в составе хирономидных комплексов преобладают представители подсемейства Tanipodinae. С увеличением глубины и удалением от устья отводящего канала возрастает доля холодноводных оксифильных личинок хирономид из подсемейства Orthoclaadiinae.

За пределами губы Молочная изменений в составе и структуре зообентоса не наблюдается: в глубоководных биоценозах также доминируют амфиподы *M. affinis*. По составу зообентоса исследованная акватория относится к олиготрофному типу.

Токсификация. Загрязнение оз. Имандра стоками медно-никелевого производства – основной фактор, нарушающий структурно-функциональную организацию бентосных сообществ в районе губы Монче. В верхней части губы выражена деградация донных биоценозов. В направлении выхода из губы разнообразие и количественные показатели зообентоса возрастают, однако структура сообществ остается монодоминантной с преобладанием хирономид рода *Chironomus*, которое в менее загрязненных участках сменяется доминированием амфиподы *M. affinis*. Трофический статус вод исследованной акватории оценивается как олиготрофный, что обусловлено токсическим загрязнением стоками комбината «Североникель», способствующими «олиготрофизации»: снижению таксономического разнообразия донной фауны и формированию монодоминантной структуры с преобладанием хирономид.

Эвтрофирование. По показателям зообентоса эвтрофный трофический статус вод характерен для губы Белая. В составе макрозообентоса доминируют малощетинковые черви-грунтофаги из семейства Tubificidae, устойчивые к загрязнению минеральными взвешивами. В последнее время наблюдается тенденция снижения общей численности макрозообентоса, обусловленная сокращением плотности олигохет. Отмечено появление в акватории хирономид подсемейства Orthoclaadiinae и бокоплава *M. affinis*.

Зообентос озера Куэтсьярви. В водоеме, подверженном влиянию промышленных стоков комбината цветной металлургии «Печенганикель», бентосные сообщества глубоководной зоны бедны по таксономическому составу, их формируют хирономиды, малощетинковые черви-олигохеты и двустворчатые

моллюски рода *Euglesa*. Количественные показатели невысоки: численность бентоса составляет в среднем около 500 экз/м², биомасса — около 2 г/м² при значительном варьировании обоих показателей как по пробам, так и по участкам водоема: от 70 до 1660 экз/м² и от 0,3 до 6,8 г/м².

Во всех исследованных участках оз. Куэтсьярви в составе макрозообентоса преобладают хирономиды (30–70 % от общего количества донных беспозвоночных). Выявлено 18 видов, среди которых обычные обитатели загрязненных озер — представители родов *Procladius*, *Cricotopus* и *Chironomus* формируют основу хирономидных сообществ (табл. 4). В литоральной зоне отмечено 9 видов при доминировании типичного обитателя загрязненных водотоков *Cricotopus silvestris* gr. (Orthoclaadiinae) и хищной хирономиды *Procladius (Holotanypus) choreus* gr. (Tanypodinae). В глубоководной зоне озера зарегистрированы 13 видов. Более 70 % общей численности хирономид приходится на долю трех доминантов: *Sergentia coracina* — холодноводного вида, широко распространенного в глубоководных озерах Мурманской области, и видов *Chironomus cingulatus* Meigen и *Prodiamesa olivacea* Meigen, устойчивых к загрязнению вод тяжелыми металлами.

Таблица 4

Видовой состав хирономид озера Куэтсьярви

Вид / Зона	Литораль	Профундаль
1 <i>Cricotopus silvestris</i> gr. (Orthoclaadiinae)	+	–
2 <i>Cricotopus</i> sp. (Orthoclaadiinae)	+	–
3 <i>Cryptochironomus defectus</i> gr. (Chironominae)	+	–
4 <i>Glyptotendipes</i> sp. (Chironominae)	+	–
5 <i>Psectrocladius</i> sp. (Orthoclaadiinae)	+	–
6 <i>Orthoclaadiinae</i> sp. (Orthoclaadiinae)	+	+
7 <i>Polypedilum</i> sp. (Chironominae)	+	+
8 <i>Procladius (Holotanypus) choreus</i> gr. (Tanypodinae)	+	+
9 <i>Protanypus caudatus</i> (Diamesinae)	+	+
10 <i>Chironomus cingulatus</i> (Chironominae)	–	+
11 <i>Chironomus</i> sp. (Chironominae)	–	+
12 <i>Lappodiamesa</i> sp. (Chironominae)	–	+
13 <i>Macropelopia</i> sp. (Tanypodinae)	–	+
14 <i>Monodiamesa batyphila</i> (Diamesinae)	–	+
15 <i>Polypedilum (Pentapedilum) exsectum</i> (Chironominae)	–	+
16 <i>Prodiamesa olivacea</i> (Diamesinae)	–	+
17 <i>Sergentia coracina</i> gr. (Chironominae)	–	+
18 <i>Stictochironomus</i> sp. (Chironominae)	–	+
Всего видов	9	13

Хирономидные комплексы горных озер. Исследованы видовой состав, количественные показатели и структура хирономидных комплексов в водоемах Хибинского горного массива, расположенных в различных горно-растительных поясах. В составе донной фауны профундали хирономиды формируют до 60–95 % обилия макрозообентоса. Выявлены представители 27 таксонов. Для водоемов горно-лесного пояса характерны относительно высокие показатели видового

разнообразия и обилия и олигодоминантная структура хирономидных комплексов. Доминирование конкретных видов определяется совокупностью морфометрических и гидрохимических характеристик водоемов: в глубоководных озерах преобладают холодолюбивые олиготрофные личинки *Sergentia coracina* (Chironominae); в мелководных, хорошо прогреваемых водоемах с развитой водной растительностью доминируют эвтрофные личинки *Corinocera ambigua* и *Microtendipes* sp. Антропогенное влияние трансформирует олигодоминантную структуру хирономидных комплексов в монодоминантную с преобладанием эврибионтных личинок рода *Chironomus*.

В водоемах горно-лесотундрового пояса и горной тундры видовое разнообразие и обилие хирономид снижаются, возрастает доля холодноводных личинок из подсемейств Orthoclaadiinae (*Orthocladius* sp., *Cricotopus algarum* gr., *Cricotopus* sp., *Protanypus caudatus*), Prodiamesinae (*Monodiamesa batyphila*) и Tanypodinae (*Procladius choreus* gr., *Macropelopia* sp.). В профундали высокогорных водоемов (> 800 м над уровнем моря) формируются монодоминантные сообщества из широко распространенных в Палеарктике хирономид рода *Procladius*, предпочитающих холодные олиготрофные воды.

Рыбное население

Среди гидробионтов рыбы являются наиболее предпочтительными индикаторами любых изменений качества среды (Немова, Высоцкая, 2004; Adams, Ryon, 1994; Whitfield, Elliott, 2002; Sonesten, 2003; Martinez-Haro et al., 2015). К основным факторам, угрожающим арктической фауне рыб, в настоящее время относятся: сохраняющаяся техногенная нагрузка, поступление в водоемы загрязняющих веществ, накопленных на территории водосборов, трансформация водных объектов для целей гидроэнергетического комплекса, усиление процессов антропогенного эвтрофирования вод, инвазии новых видов гидробионтов, трансформации в структуре сообществ (Кашулин и др., 1999, 2011, 2012; Антропогенные ..., 2002; АМАР, 2005; Dauvalter et al., 2011).

Изменения на организменном уровне. Токсическое действие тяжелых металлов и патологии внутренних органов. Основным источником загрязнения тяжелыми металлами для водоемов приграничного района России, Норвегии и Финляндии остается металлургический комбинат «Печенганикель» (Печенгская площадка АО «Кольская ГМК»). Серьезные трансформации на уровне отдельных организмов, популяций и сообществ рыб в ответ на интенсивное загрязнение и высокую токсичность воды были зарегистрированы в водоемах этого района еще несколько десятилетий назад (Лукин, 1995; Моисеенко, 2002; Кашулин, 2004; Терентьев, 2005). В настоящее время состояние ихтиофауны остается без значительных улучшений. Регистрируется интенсивное развитие патологий внутренних органов, что свидетельствует о сохраняющейся нагрузке тяжелых металлов на водные экосистемы.

В первую очередь это касается никеля, провоцирующего развитие болезней почек. Частота патологий этого органа достигает в выборках рыб 46 %. Широко распространены соединительно-тканые разрастания почек, у 13 % рыб выражена почечнокаменная болезнь. В наиболее загрязняемом водоеме — оз. Куэтсьярви — доля практически здоровых (по состоянию почек) особей в уловах не превышает 30 %. Серьезные поражения печени зарегистрированы почти у 70 % сигов. Частота патологий рыб сохраняется на высоком уровне как в близко расположенных, так и в наиболее удаленных от источника загрязнения водоемах (рис. 14).

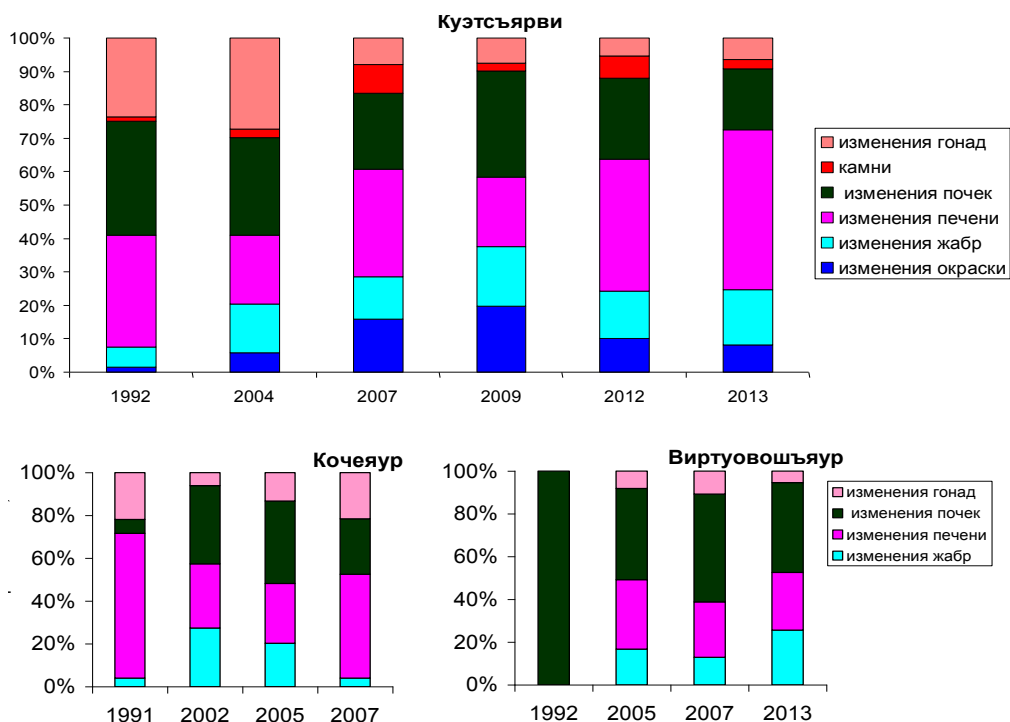


Рис. 14. Изменение частоты патологий внутренних органов сига в озерах Куэтсьярви, Кочеяур и Виртуовошъяур в зоне влияния металлургического предприятия «Печенганикель» в многолетнем ряду наблюдений

Патологические трансформации внутренних органов рыб, отмечаемые в озерах приграничного района, связаны, прежде всего, с действием Ni. Накопление этого металла в организмах сигов напрямую зависит от удаления водоема от предприятия «Печенганикель» (Amundsen et al., 2011; Kashulin et al., 2011). Частота патологий печени и почек сигов достоверно скоррелирована со степенью загрязнения ДО исследованных водоемов: $r = 0,85-0,90$ (рис. 15).

Поступление тяжелых металлов в организм сигов связано с их бентосным типом питания. Повышенные концентрации металлов, поступающих в организм с пищей, оказывают патологическое действие именно на печень и почки. Таким образом, патологии внутренних органов рыб-бентофгов явно свидетельствуют о загрязнении территории водосборов и донных отложений тяжелыми металлами, а также об их токсическом влиянии на организм рыб.

Накопление ртути. На фоне хронического загрязнения выбросами промышленных предприятий (тяжелыми металлами и соединениями серы) все более актуальной для пресноводных экосистем высоких широт становится проблема глобального загрязнения атмосферы токсичными веществами и их трансграничного переноса. Так, в озерах Мурманской области и сопредельных регионах в организмах рыб отмечено накопление ртути в концентрациях, превышающих отечественные нормативы ПДК (0,5 мкг/г сырого веса, что соответствует величине ~2,3 мкг/г сухого веса) (рис. 16). Европейские нормативы более жесткие, в частности в Финляндии эта величина соответствует 1 мкг/г

сухого веса (Munthe et al., 2007). Аккумуляция этого токсичного металла характерна для хищных рыб, образующие верхние уровни трофических сетей (кумжа, щука), так и представителей со смешанным типом питания (окунь) и видов бентофаги (малотычинковый сиг) и планктонофаги (среднетычинковый сиг).

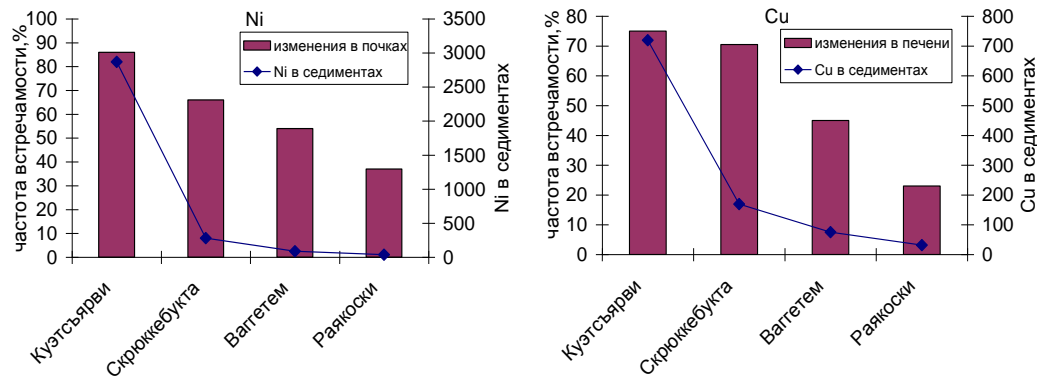


Рис. 15. Зависимость частоты патологий печени и почек в сигах (в % от числа рыб в выборке) от содержания никеля и меди в донных отложениях (в мкг/г сухого веса)

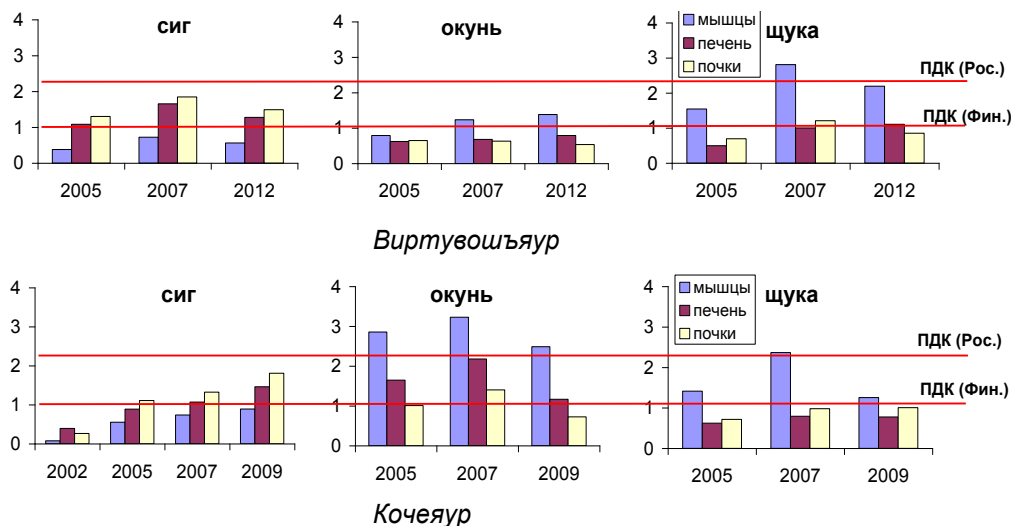


Рис. 16. Динамика уровней накопления ртути в тканях и органах бентофагов (сиг), хищников (щука) и рыб со смешанным типом питания (окунь) в озерах Печенгского района (в мкг/г сухого веса).

Результаты мониторинга демонстрируют устойчивый тренд к росту концентраций Hg в тканях и органах рыб на протяжении последних десятилетий. При этом содержание металла в организмах рыб не зависит от нагрузки со стороны локальных источников загрязнения: оно может быть минимальным в озерах вблизи предприятий и достигать наиболее высоких значений у рыб

малых озер, расположенных на значительном удалении от промышленных предприятий. Отмеченные пространственные и временные особенности накопления ртути в организмах рыб разнотипных водоемов Фенноскандии подтверждают статус этого металла как элемента глобального загрязнения атмосферы.

Следует отметить, что в озерах приграничного района России, Норвегии и Финляндии в условиях интенсивного промышленного загрязнения водоемов и на фоне отсутствия улучшения состояния популяций рыб, в целом, отмечено увеличение размерно-весовых показателей отдельных видов рыб и снижение частоты и интенсивности тяжелых патологических трансформаций, регистрируемых ранее. Эти изменения могут свидетельствовать о тенденциях восстановления водных экосистем.

Структурно-функциональные перестройки в популяциях и сообществах

Внутривидовая дифференциация сига. Низкое видовое разнообразие рыб внутренних водоемов Евро-Арктического региона компенсируется образованием внутривидовых симпатрических форм, занимающих разные экологические ниши, что позволяет более эффективно использовать доступные ресурсы. Сиг *Coregonus lavaterus* в крупных субарктических водоемах образует две морфо-экологические формы с разным типом питания: малотычинковую (бентофаги, обитают в литоральной и профундальной зонах) и среднетычинковую (пелагические планктонофаги). В малых озерах без участков выраженной пелагиали среднетычинковая форма сига не обитает. В акватории крупного субарктического оз. Имандра малотычинковая форма–бентофаг распространена повсеместно. Обитание среднетычинковой формы–планктофага приурочено к северной и центральной частям озера с высокими показателями биомассы зоопланктона, что обусловлено комплексным влиянием антропогенных и климатических факторов, усиливающим процесс эвтрофирования воды (Зубова и др., 2016).

Показано, что темпы прироста популяции малотычинковых сига в акватории оз. Имандра повышаются в направлении с юга на север и зависят от антропогенно обусловленного роста трофического статуса плесов – увеличения содержания биогенных элементов и биомассы зоопланктона. Наиболее отчетливо различия в приросте проявляются у сига первого года жизни. Более высокие темпы роста сига в центральной и северной частях озера позволяют им быстрее достичь размеров, оптимальных для нереста, и, следовательно, приводят к более раннему половому созреванию рыб по сравнению с южным плесом озера. В период полового созревания интенсивность роста сига изменяется незначительно и замедляется в постгенеративном возрасте.

Трансформация внутривидовой структуры сига, направленная на образование в пределах морфо-экологической формы малотычинкового сига двух размерных групп – крупной и карликовой, отмечена и в водоемах бассейна реки Пасвик, испытывающих долговременную и высокую токсическую нагрузку.

Инвазии, межвидовая конкуренция и трансформация рыбного населения. Рыбное население водоемов арктической зоны в настоящее время характеризуется существенными перестройками: ускорением темпов естественной сукцессии, критическим снижением численности стенобионтных длиннопериодических осенненерестующих лососевых и сиговых видов рыб и их замещением эврибионтными короткоцикловыми, весенненерестующими видами с малой промысловой ценностью – окуневыми, корюшковыми, карповыми. Как правило, эврибионтные виды более приспособлены к современным условиям среды —

изменению климата и гидрологического режима, загрязнению и эвтрофикации вод, а короткий цикл развития в условиях низкой конкуренции за кормовые ресурсы позволят им быстро наращивать численность и экспансивно расширять ареал за счет саморасселения. В настоящее время в оз. Имандра практически полностью утрачены нерестилища гольца, что привело к критическому сокращению его популяции. Значительно сократились популяции сига и кумжи (рис. 17) (Даувальтер, Терентьев, 2018). Скорости протекания указанных изменений носят сложный характер (Кашулин и др., 2012; Терентьев, Кашулин, 2012).

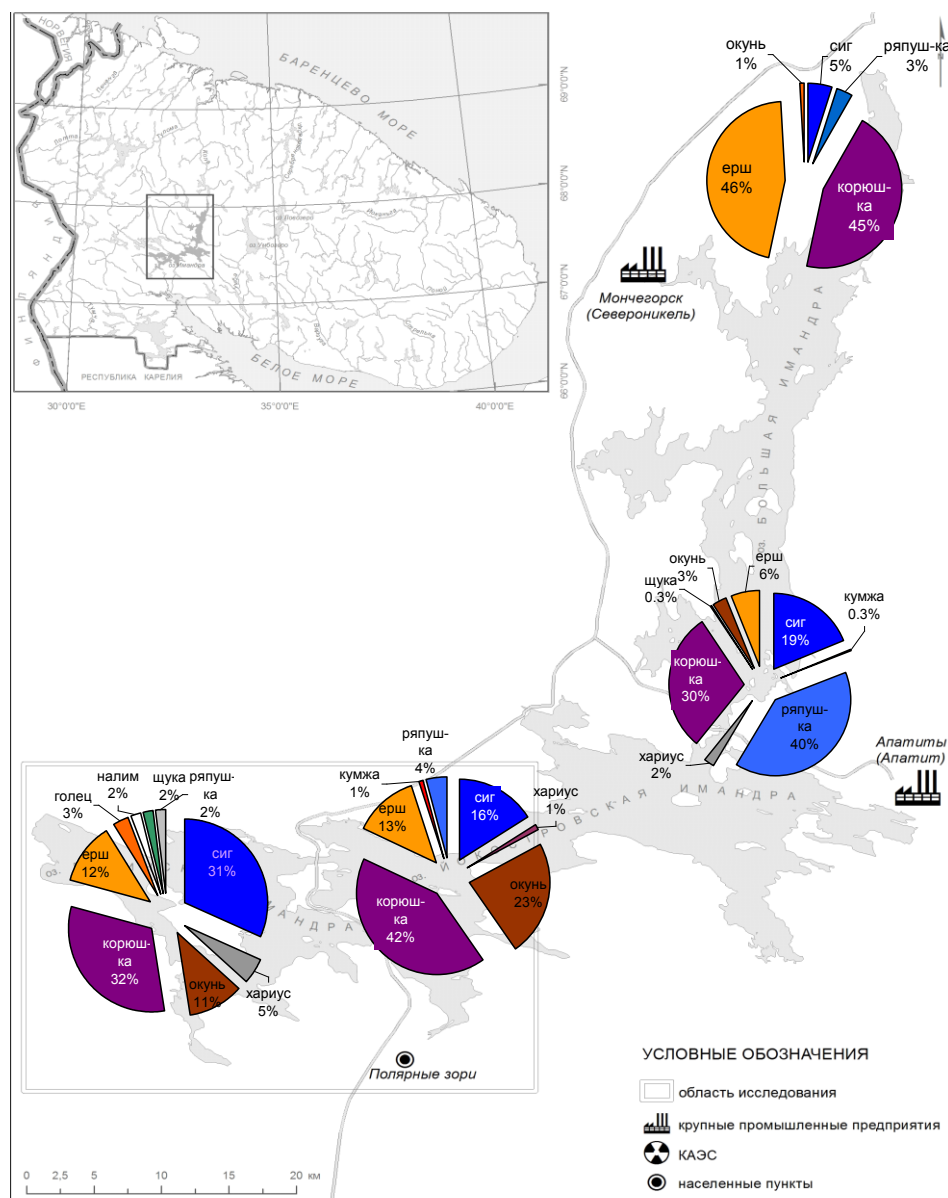


Рис. 17. Долговременные изменения соотношения численности рыб в уловах озера Имандра

В водоемах, удаленных от промышленных источников загрязнения, в последние годы массово распространилась интродуцированная еврейская ряпушка (Amundsen et al., 1999). Оказавшись более эффективным планктонофагом, она вытеснила среднетычинкового сига из зоны пелагиали в места обитания малотычинкового сига, что привело к переходу вытесненной формы-планктонофага на бентосный тип питания. Конкурентные взаимодействия симпатрических форм одного вида сопровождаются перекрыванием их естественных экологических ниш, снижением морфологической дифференциации и, как следствие, усилением процессов гибридизации между ними. Таким образом, результатом межвидовой конкуренции за ресурсы является трансформация рыбного населения и снижение значимости сиговых видов в пресноводных экосистемах Севера.

В оз. Имандра на фоне критического сокращения доли лососевых и сиговых рыб активно расширяет ареал корюшка (рис. 18). В настоящее время она распространяется в придаточные системы: северную часть бассейна Имандры (р. Куреньга – оз. Пермусозеро) и систему реки Большая Белая (оз. Большой Вудъявр), испытывающую интенсивное влияние апатитонефелинового производства.

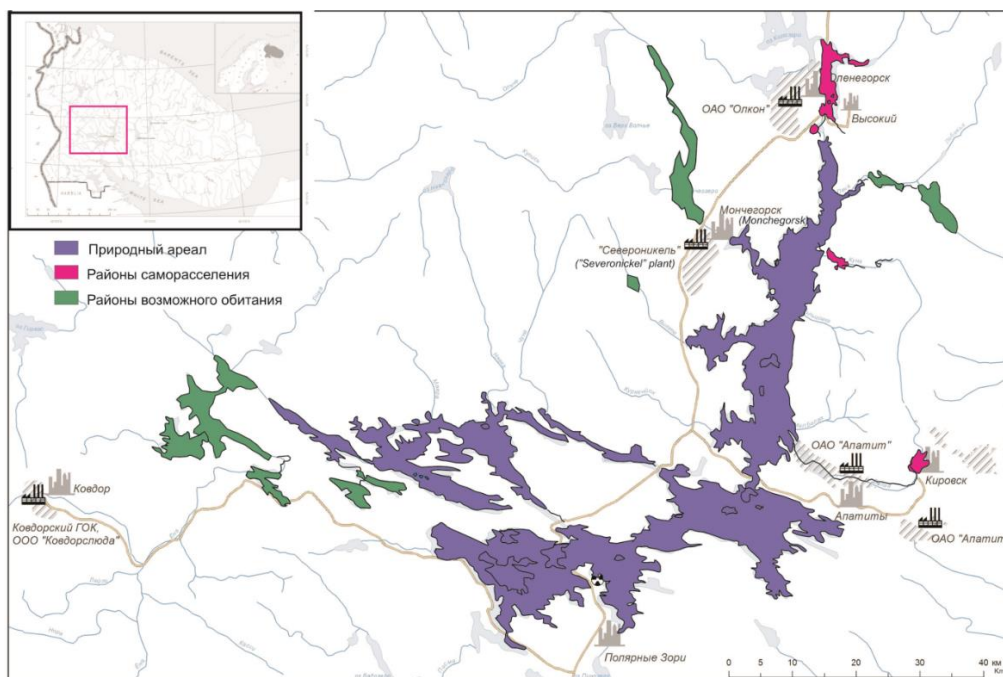


Рис. 18. Распространение европейской корюшки (*Osmerus eperlanus* L.) в бассейне р. Нива

Анализ размерно-возрастных показателей корюшки в оз. Большой Вудъявр свидетельствует о формировании в этом типичном горном водоеме самостоятельно воспроизводящейся группировки, изолированной от основной популяции оз. Имандра. Экспансивная стратегия малоценного с промысловой

точки зрения вида рыб аналогична процессам инвазии чужеродных видов, снижающих устойчивость пресноводных экосистем Севера.

Примером аналогичных изменений могут служить структурные перестройки ихтиофауны малых озер лесной зоны в приграничном районе России, Норвегии и Финляндии. Численность окуня (*Perca fluviatilis* L.) в этих водоемах за последнее десятилетие неуклонно растет при значительном снижении доли сиговых рыб. В ряде озер доля окуня может превышать 90 % от числа рыб в уловах (рис. 19).

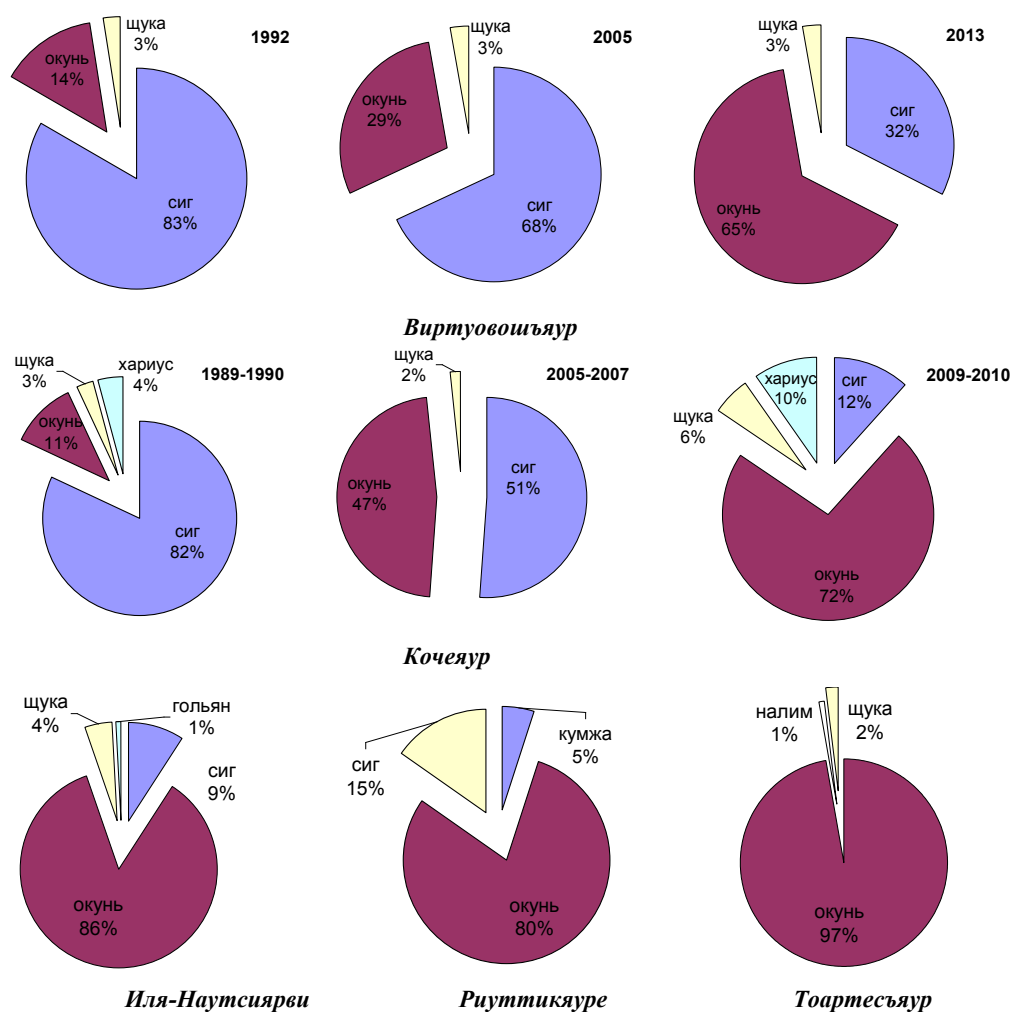


Рис. 19. Долговременные изменения видового состава рыб в уловах озер Мурманской области

У представителей мелких короткоцикловых видов (европейская ряпушка, обыкновенный ерш, европейская корюшка) в водоемах Мурманской области отмечаются несвойственные для арктических экосистем проявления «гигантизма». Размерно-весовые показатели рыб характеризуются максимальными в пределах ареалов видовыми значениями. Наиболее крупные

особи ряпушки достигают массы 86 г и длины тела 20,8 см, ерша — 69 г и 18,7 см, корюшки — 201 г и 25,5 см соответственно (рис. 20). Гигантизм сопровождается увеличением продолжительности жизни рыб. Возраст ряпушки в водоемах Мурманской области обычно не превышает пяти лет (4+), но в последние годы многочисленными являются рыбы в возрасте шести лет (5+). Предельный возраст корюшки в бассейне оз. Имандра также значительно возрос: наиболее крупные особи живут до десяти лет.



Рис. 20. Линейные размеры короткоциклового видов рыб в водоемах Мурманской области

В целом можно констатировать, что относительное снижение интенсивности промышленного производства на пресноводные экосистемы Мурманской области и соседних регионов в последние десятилетия не привело к значительному улучшению состояния ихтиофауны. Если в прошлом веке антропогенное загрязнение водоемов проявлялось в основном на уровне организмов и популяций рыб, то в настоящее время, на фоне вторичного загрязнения и антропогенного эвтрофирования вод, а также в условиях нерационального использования водных ресурсов, глобального загрязнения Арктической зоны и изменения климата, происходит быстрая смена структуры всего рыбного населения водоемов (рис. 21).

Дальнейшая трансформация рыбных сообществ в субарктических водоемах, вероятно, будет развиваться в направлении снижения экологической роли крупных, долгоживущих длиннотелых видов и усиления значимости малоценных с ихтиологической и промысловой точек зрения рыб, что, приведет к снижению ресурсного потенциала поверхностных вод региона. В то же время, повышение трофического статуса озер вследствие процессов эвтрофирования может увеличить их рыбопродуктивность. Для этого необходимо грамотное, научно обоснованное управление водными ресурсами.

Проблемы аквакультуры. Аквакультура становится мощным фактором эвтрофирования и биологического загрязнения водоемов – инвазии новых видов гидробионтов и инфекционных заболеваний, угрожающих природным популяциям рыб. Рыбные болезни, передаваемые от садковых видов свободноживущим рыбам водоемов, могут привести к уничтожению их природных популяций и тем самым нарушить хрупкое равновесие субарктических пресноводных экосистем, а также стать причиной существенного экономического ущерба. Лечение вспышек заболеваний при выращивании рыб

в аквакультуре требуют использования антибиотиков и утилизации десятков тонн зараженной рыбы. Попадание антибиотиков в окружающую среду способствует развитию новых штаммов возбудителей, устойчивых к действию этих препаратов и представляющих угрозу для здоровья человека. Дополнительно, попадающие в окружающую среду антибиотики нарушают природные микробные сообщества, играющие важную роль в циклах химических элементов. Утилизация заболевшей рыбы требует огромных инвестиций и может привести к банкротству, как отдельных рыбных хозяйств, так и важнейшей для арктического региона отрасли коммерческого рыболовства в целом, и, как следствие, к социальной напряженности вследствие ухудшения условий жизни.



Рис. 21. Основные последствия загрязнения окружающей среды и изменения климата для субарктических водоемов в целом и их рыбного населения в частности

Новые подходы к оценке качества вод и состояния водных ресурсов

Особенности функционирования водных экосистем в современных условиях (увеличение токсичности водной среды, радикальные структурно-функциональные перестройки сообществ гидробионтов, изменение трофического статуса водоемов, снижение стабильности пресноводных экосистем, повышение рисков катастрофических деградационных изменений) требуют пересмотра критериев и методологических подходов к оценке качества поверхностных вод и

организации системы гидроэкологического мониторинга. При разработке показателей качества вод необходимо учитывать современное состояние и региональные особенности водоемов, например, фоновые концентрации элементов в поверхностных водах и донных отложениях. Предлагается за основу брать концентрации тяжелых металлов (ТМ) в условно фоновых водоемах, удаленных от крупных промышленных источников. К примеру, озера восточной части Мурманской области располагаются на достаточном расстоянии от горно-металлургических предприятий, чтобы отнести их к незагрязненным тяжелыми металлами, т.е. «фоновым».

Оценка степени загрязнения пресноводных водоемов Мурманской области по содержанию тяжелых металлов в воде. Фоновые концентрации тяжелых металлов в воде (Φ_n^i) определяли, как медианное значение (М) концентраций каждого конкретного элемента в 400 озерах восточной части Мурманской области (Кашулин и др., 2010; 2011) плюс одно стандартное отклонение. Использовали именно медианное, а не среднее значение, т.к. озера расположены в разных ландшафтно-географических зонах (тундровой, таежной и их горных аналогах) с различными геохимическими особенностями водосборов, что сказывается на значительных вариациях концентраций элементов. Следовательно, данный метод статистического определения учитывает тот факт, что разные типы водоемов могут иметь различные концентрации ТМ. Если концентрации конкретных элементов в озерах имеют низкий разброс значений, то сумма $M+s_n$ будет близка к М; если разброс велик, сумма рассчитывается статистически достоверным способом. Для определения интенсивности загрязнения пресноводных водоемов тяжелыми металлами по показателю Φ_n^i предложена следующая классификация: $\Phi_n^i < 1$ — фоновое содержание элемента в воде (низкое загрязнение поверхностных вод данным элементом), $1 \leq \Phi_n^i < 5$ — умеренное, $5 \leq \Phi_n^i < 10$ — значительное, $\Phi_n^i \geq 10$ — высокое загрязнение (табл. 5).

Таблица 5

Оценка степени загрязнения пресноводных водоемов Мурманской области на основе анализа концентраций тяжелых металлов в воде

Элемент	Содержание элемента в воде, мкг/г сух. веса							Степень загрязнения водоема			
	M*	X	min	max	s_n	$M+s_n$	Φ_n^i	фоновое	умеренное	значительное	сильное
Zn	1,7	2,6	нпо	24,0	3,1	4,82	5,0	< 5	5,0–25,0	25,0–50,0	> 50
Cu	0,7	1,37	нпо	22,0	2,5	3,19	3,0	< 3	3,0–15,0	15,0–30,0	> 30
Ni	0,6	1,0	нпо	9,0	1,2	1,77	2,0	< 2	2,0–10,0	10,0–20,0	> 20
Co	0,2	0,3	нпо	8,0	0,8	1,00	1,0	< 1	1,0–5,0	5,0–10,0	> 10
Pb	0,3	0,34	нпо	1,4	0,24	0,54	0,50	< 0,5	0,5–2,5	2,5–5,0	> 5
Cd	0,05	0,10	нпо	0,99	0,16	0,21	0,20	< 0,2	0,2–1,0	1,0–2,0	> 2
As	0,01	0,070	0,010	0,250	0,096	0,106	0,100	< 0,1	0,1–0,5	0,5–1,0	> 1

Примечание. Концентрации элементов: М — медианные, X — средние, min — минимальные, max — максимальные, нпо — ниже предела обнаружения, Φ_n^i — фоновые доиндустриальные; s_n — стандартное отклонение. *Рассчитано на основе концентраций металлов в воде 400 озер восточной части Мурманской области.

Сравнение предлагаемых критериев с существующими нормативными величинами для водоемов Мурманской области — предельно допустимыми

концентрациями тяжелых металлов для вод рыбохозяйственных водоемов (ПДК_{рбхз}) — и санитарно-эпидемиологическими правилами и нормативами для питьевой воды (Санитарно-эпидемиологические ..., 2002) показало значительное различие, отражающее региональные геохимические особенности формирования химического состава поверхностных вод (табл. 6).

Таблица 6

Предельно допустимые концентрации (ПДК_{рбхз}) и ориентировочные безопасные уровни воздействия вредных веществ для вод рыбохозяйственных водоемов (по: Санитарно-эпидемиологические ..., 2002)

Элемент	ПДК _{рбхз} , мкг/л	СанПиН	
		Первая категория	Высшая категория
Hg	0,01	0,5	0,2
Cu	1	1000	1000
Cd	5	1	1
Ni	10	20	20
Zn	10	5000	3000
Co	10	100	100
As	50	10	6
Pb	100	10	5

Подобный подход применялся при разработке критериев оценки степени загрязнения тяжелыми металлами пресноводных водоемов Канады (Sediment Quality Guidelines, 2018) и Норвегии (Molvær et al., 1997). Критерии, установленные Министерством окружающей среды Канады, основаны на содержании в воде карбоната кальция CaCO₃, определяющего кислотно-щелочные условия, степень минерализации и другие гидрохимические показатели водоемов. В зависимости от содержания CaCO₃ предельно допустимые концентрации тяжелых металлов (например, Ni и Pb) могут отличаться в 5–7 раз (табл. 7, 8).

Таблица 7

Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в воде (ПДК, мкг/л) в зависимости от содержания карбоната кальция (мг/л)

ПДК тяжелых металлов, мкг/л	Pb				Cu			Ni			
	1	2	4	7	2	3	4	25	65	110	150
Содержание CaCO ₃ , мг/л	0– 60	60– 120	120– 180	>180	0– 120	120– 180	>180	0– 60	60– 120	120– 180	>180

Таблица 8

Критерии оценки степени загрязнения пресноводных водоемов тяжелыми металлами (мкг/л), принятые в Канаде (Sediment Quality Guidelines, 2018) и Норвегии (Molvær et al., 1997)

Элемент	Критерии (степень загрязнения)					
	Канада	Норвегия				
		фоновое	умеренное	заметное	сильное	очень сильное
Cd	0,017	< 0,04	0,04–0,1	0,1–0,2	0,2–0,4	> 0,4
Hg	0,1	< 0,002	0,002–0,005	0,005–0,01	0,01–0,02	> 0,02
Pb	1–7	< 0,5	0,5–1,2	1,2–2,5	2,5–5,0	> 5
Cu	2–4	< 0,6	0,6–1,5	1,5–3,0	3,0–6,0	> 6
As	5,0	< 0,5	0,5–2,5	2,5–5,0	5,0–10,0	> 10
Ni	25–150					
Zn	30	< 5	5–20	20–50	50–100	> 100

Согласно методике определения интенсивности загрязнения вод, разработанной Комитетом охраны окружающей среды Норвегии, в зависимости от превышения концентраций тяжелых металлов над фоновыми значениями (background), водоемы подразделяются на 5 классов: с умеренным (moderate), заметным (marked), сильным (strong) и очень сильным (very strong) загрязнением (Molvær et al., 1997).

Оценка степени загрязнения пресноводных водоемов Мурманской области по содержанию тяжелых металлов в донных отложениях. Для разработки критериев оценки степени загрязнения пресноводных водоемов также предлагается проводить сравнительный анализ содержания ТМ в фоновых слоях ДО (на глубине колонки более 20 см) и в 1-см поверхностном слое, отражающем современное экологическое состояние водоемов. Определение фоновых доиндустриальных концентраций элементов основано на методике Л. Хокансона (Håkanson, 1980), который рассчитал этот показатель в донных отложениях 50 озер Швеции, различающихся по размерам, географическому положению, трофическому статусу и другим лимнологическим характеристикам.

Фоновые доиндустриальные значения (C_n^i) для каждого из исследованных элементов определяли как среднее значение фоновых концентраций элемента в 80 озерах Мурманской области плюс одно стандартное отклонение. При низкой степени разброса сумма $X+s_n$ оказывалась близка к X ; в случае большого разброса сумма рассчитывалась статистически достоверным способом. В итоге предложена следующая классификация пресноводных водоемов по степени загрязнения донных отложений тяжелыми металлами: $C_f^i < 1$ — фоновое содержание элемента в ДО (или низкая степень загрязнения ДО), $1 \leq C_f^i < 5$ — умеренное, $5 \leq C_f^i < 10$ — значительное, $C_f^i \geq 10$ — высокое загрязнение (табл. 9).

Канадским министерством окружающей среды определены фоновые концентрации тяжелых металлов в донных отложениях (ISQG) и концентрации, превышение которых может вызвать негативные последствия для жизнедеятельности гидробионтов (PEL) (Sediment Quality Guidelines, 2018) (табл. 10).

Таблица 9

Оценка степени загрязнения пресноводных водоемов Мурманской области на основе анализа содержания тяжелых металлов в донных отложениях

Элемент	Содержание элемента в воде, мкг/г сух. веса						Степень загрязнения водоема				
	X	min	max	s _n	X+s _n	C _n ⁱ	X	фоновое	умеренное	значительное	сильное
Hg	0,035	0,003	0,112	0,021	0,056	0,060	Hg	< 0,06	0,06–0,3	0,3–0,6	> 0,6
Cd	0,23	0,02	2,10	0,26	0,48	0,50	Cd	< 0,5	0,5–2,5	2,5–5,0	> 5
As	3,2	0,5	13,7	3,2	6,4	7,0	As	< 7	7–35	35–70	> 70
Pb	4,4	0,5	15,0	3,4	7,8	8,0	Pb	< 8	8–40	40–80	> 80
Co	13	2	69	11	23	25	Co	< 25	25–125	125–250	> 250
Cu	27	2	94	22	49	50	Cu	< 50	50–250	250–500	> 500
Ni	27	4	214	27	54	55	Ni	< 55	55–275	275–550	> 550

Примечание. Концентрации элементов: X — средние фоновые, min — минимальные, max — максимальные, C_nⁱ — фоновые доиндустриальные; s_n — стандартное отклонение.

*Рассчитано на основе концентраций металлов в донных отложениях 80 озер Мурманской области.

Таблица 10

Критерии оценки степени загрязнения донных отложений пресноводных водоемов тяжелыми металлами, принятые в Канаде (Sediment Quality Guidelines, 2018) и Норвегии (Molvær et al., 1997)

Элемент	Канадские критерии		Степень загрязнения водоема (норвежские критерии)				
	ISQG	PEL	фоновое	умеренное	заметное	сильное	очень сильное
Hg	0,17	0,486	< 0,15	0,15–0,6	0,6–1,5	1,5–3,0	> 3
Cd	0,60	3,5	< 0,5	0,5–2,5	2,5–10	10–20	> 20
As	5,9	17	< 5	5–25	25–100	100–200	> 200
Cu	36	197	< 30	30–150	150–600	600–1800	> 1800
Ni			< 50	50–250	250–1000	1000–3000	> 3000
Pb	35	91,3	< 50	50–250	250–1000	1000–3000	> 3000
Zn	123	315	< 150	150–750	750–3000	3000–9000	> 9000

Примечание. ISQG (Interim freshwater sediment quality guidelines) — фоновые концентрации, PEL (probable effect level) — уровень возможного эффекта.

Сравнение предлагаемых нормативов с разработанными нормами в Канаде и Норвегии показывает, что они достаточно сопоставимы и могут быть предложены в качестве критериев оценки степени загрязнения тяжелыми металлами пресноводных водоемов Мурманской области. Приведенные критерии разработаны впервые и носят предварительный характер. Для расширения списка контролируемых показателей и обоснования их количественных характеристик требуется более глубокая проработка данного вопроса.

Заключение

На протяжении почти трех десятилетий коллектив лаборатории изучает состояние, динамику и степень антропогенной модификации пресноводных экосистем Евро-Арктического региона. За этот период исследовано более 700 озер фоновых и промышленно загрязненных районов. Собран большой

фактический материал по процессам антропогенной модификации качества вод и ответным реакциям гидробионтов. Изучены отдельные группы гидробионтов и ихтиофауна ряда водоемов. Исследован состав донных отложений разнотипных озер Фенноскандии и характер накопления в них основных элементов-загрязнителей. Проанализированы геохимические циклы элементов, входящих в состав выбросов горно-перерабатывающих предприятий региона. Сформированы уникальные базы данных по различным компонентам субарктических пресноводных экосистем. Разработан оригинальный методологический подход для оценки уровней техногенной нагрузки на субарктические водоемы на основании комплексного анализа абиотических и биотических составляющих их экосистем. Начаты работы по палеоэкологической реконструкции исторического развития субарктических водоемов.

Имеющийся фактический материал требует дополнительного теоретического осмысления, а процесс накопления загрязняющих веществ в водоемах и постоянно меняющиеся условия (изменение уровней нагрузки, нарушение ландшафтных комплексов, климатические изменения, метеорологические условия, вселение новых видов и т.д.), обуславливают необходимость проведения новых исследований. Это позволит продолжить уникальный ряд наблюдений, дающий возможность определить закономерности функционирования пресноводных экосистем региона и спрогнозировать их дальнейшее развитие.

Статья подготовлена в рамках выполнения госзадания ИППЭС КНЦ РАН, тема «Научные основы рационального использования и устойчивого развития природных ресурсов поверхностных вод Евро-Арктического региона», № гос. рег.: 114110570120.

Литература

Андроникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб., 1996. С. 189.

Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука, 2002. 403 с.

Балушкина Е. В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука, 1987. 179 с.

Беус А. А., Грабовская Л. И., Тихонова Н. В. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1976. 248 с.

Боровичев Е. А., Денисов Д. Б., Корнейкова М. В., Исаева Л. Г., Разумовская А. В., Химич Ю. Р., Мелехин А. В., Косова А. Л. Гербарий ИППЭС КНЦ РАН // Труды Кольского научного центра. Серия Прикладная экология Севера. Вып. 6. 2018. (в печати).

Боровичев Е. А., Исаева Л. Г. Гербарий Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН. / Раздел 6. Гербарии России и ближнего зарубежья // Ботанические коллекции — национальное достояние России: сборник научных статей Всероссийской с международным участием научной конференции, посвященной 120-летию Гербария имени И. И. Спрыгина и 100-летию Русского ботанического общества (Пенза, 17–19 февраля 2015). / под ред. д-ра биол. наук, проф. Л. А. Новиковой. Пенза: ПГУ. 2015. С. 339–340.

Вандыш О. И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем Кольского полуострова при действии стоков горно-промышленных предприятий // Экология. 2004. № 2. С. 134–140.

Вандыш О. И., Кашулин Н. А., Черепанов А. А. Долговременные изменения зоопланктонных сообществ озера Имандра в условиях разноуровневого загрязнения стоками горнорудного производства // Вестник Кольского научного центра РАН. 2014. № 2 (17). С. 121–129.

Волошко Л. Н., Сафронова Т. В. Цианобактериальные «цветения» в Финском заливе Балтийского моря // Астраханский вестник экологического образования, 2015. № 2(32). С. 65–73.

Генкал С. И., Денисов Д. Б. Центрические диатомовые (Bacillariophyta) озера Имандра (Кольский полуостров). // Ботанический журнал. 2016. Т. 101. № 10. С. 1133–1144.

Даувальтер В. А. Загрязнение донных отложений водосбора реки Пасвик тяжелыми металлами // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология, 1997. № 6. С. 43–53.

Даувальтер В. А. Концентрации металлов в донных отложениях закисленных озер // Водные ресурсы, 1998. Т. 25. № 3. С. 358–365.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Основные закономерности распределения тяжелых металлов в донных отложениях северо-восточного района Мурманской области бассейна Баренцева моря // Вестник Кольского научного центра РАН, 2016. № 1(24). С. 69–80.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Ртуть в донных отложениях озера Имандра, Мурманская область // Сборник трудов Второго международного симпозиума «Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты». Новосибирск, 21–25 сентября 2015 г. Новосибирск: ИНХ СО РАН, 2015. С. 123–127.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А., Денисов Д. Б. Тенденции изменения содержания тяжелых металлов в донных отложениях озер Севера Фенноскандии в последние столетия // Труды Карельского научного центра РАН, 2015. № 9. С. 62–75.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А., Сандимиров С. С. Тенденции изменений химического состава донных отложений пресноводных Субарктических и Арктических водоемов под влиянием природных и антропогенных факторов // Труды Кольского НЦ РАН. Прикладная экология Севера, 2012. Вып. 1. № 2(9). С. 54–87.

Даувальтер В. А., Терентьев П. М. Ртуть и другие тяжелые металлы в донных отложениях и органах и тканях рыб озера Имандра // Материалы VI конференции Ассоциации научных обществ Мурманской области, посвященной Дню российской науки (Кировск, 12 февраля 2018 г.) / Е. А. Боровичёв, Н. Е. Королёва, Ю. Л. Войтеховский (ред.). Апатиты: Изд-во К & М. 2018. С. 36–47.

Денисов Д. Б., Валькова С. А., Терентьев П. М., Сандимиров С. С., Вандыш О. И. Современное состояние экосистемы оз. Имандра в зоне влияния Кольской АЭС (Мурманская область) // Вода: химия и экология, 2017. № 6. С. 41–51.

Денисов Д. Б., Кашулин Н. А. Цианопрокариоты в составе планктона оз. Имандра (Кольский полуостров). // Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология Севера. Апатиты, 2016. Вып. 4. № 7(41). С. 40–56.

Денисов Д. Б., Косова А. Л. Разработка базы данных по диатомовым водорослям Евро-Арктического региона // Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология Севера. Апатиты, 2017. Вып. 5. № 6 (8). С. 45–52.

Деньгина Р. С. Экосистема озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения. Апатиты. КФ АН СССР, 1980. 78 с.

Дольник Т. В., Стальмакова Г. А. Зоопланктон и зообентос // Большие озера Кольского полуострова. Наука: Ленинградское отделение. 1975. С. 317–336.

Зубова Е. М., Кашулин Н. А., Терентьев П. М., Денисов Д. Б., Валькова С. А. Линейный рост малотычинкового сига *Coregonus lavaretus* (Coregonidae) оз. Имандра (Мурманская область) // Вопросы ихтиологии, 2016. Т. 56. № 4. С. 463–473.

Ильяшук Е. А. Закономерности изменения структуры палеокомплексов хирономид (Diptera: Chironomidae) при долговременных изменениях природной среды и климата (на примере озер Кольского полуострова). Дисс. канд. биол. Наук. С-Петербург, 2001. 190 с.

Каган Л. Я. Диатомовые водоросли Евро-Арктического региона: аннотированная коллекция (древние и современные морские и пресноводные). Под ред. Д. Б. Денисова, Н. А. Кашулина. Апатиты: КНЦ РАН, 2012. 209 с.

Каган Л. Я. Изменение сообществ диатомовых водорослей при антропогенном преобразовании экосистемы оз. Имандра // Водные ресурсы, 2001. Т. 28, № 3. С. 329–338.

Калинкина Н. М., Куликова Т. П. Эволюционная обусловленность реакции гидробионтов на изменение ионного состава воды (на примере пресноводного зоопланктона). // Известия РАН. Серия биологическая, 2009. № 2. С. 243–248.

Калинкина Н. М., Куликова Т. П. Экологические особенности различных видов пресноводного зоопланктона и их толерантность к антропогенному воздействию. // Структурно-функциональные особенности биосистем Севера (особи, популяции, сообщества). Ч. 1. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2005. С. 159–162.

Кашулин Н. А. Рыбы малых озер Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН, 2004. 130 с.

Кашулин Н. А., Даувальтер В. А., Кашулина Т. Г. и др. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Ч. 1: Ковдорский район. Апатиты: КНЦ РАН, 2005. 234 с.

Кашулин Н. А., Денисов Д. Б., Валькова С. А., Вандыш О. И., Терентьев П. М. Современные тенденции изменений пресноводных экосистем Евро-Арктического региона // Труды Кольского научного центра РАН, 2012. Вып. 1. С. 6–53.

Кашулин Н. А., Денисов Д. Б., Сандимиров С. С. и др. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область). Апатиты: КНЦ РАН, 2008. Т. 2. 282 с.

Кашулин Н. А., Лукин А. А., Амундсен П.-А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН, 1999. 142 с.

Кашулин Н. А., Сандимиров С. С., Даувальтер В. А., Кудрявцева Л. П., Терентьев П. М., Денисов Д. Б., Валькова С. А. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области (Восточная часть. Бассейн Баренцева моря). В 2 ч. Апатиты, КНЦ РАН, 2010. Ч. 1. 249 с. Ч. 2. 128 с.

Кашулин Н. А., Сандимиров С. С., Даувальтер В. А., Кудрявцева Л. П., Терентьев П. М., Денисов Д. Б., Вандыш О. И., Валькова С. А. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области (Восточная часть. Бассейн Белого моря). В 2 ч. Апатиты, КНЦ РАН, 2011. Ч. 1. 221 с. Ч. 2. 235 с.

Кашулин Н. А., Сандимиров С. С., Даувальтер В. А., Кудрявцева Л. П., Терентьев П. М., Денисов Д. Б., Вандыш О. И., Королева И. М., Валькова С. А., Кашулина Т. Г. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: центральный и юго-западный районы Мурманской области (бассейны Баренцева и Белого морей и Ботнического залива Балтийского моря). В 2 ч. Апатиты: КНЦ РАН, 2013. Ч. 1. 302 с. Ч. 2. 253 с.

Кашулин Н. А., Сандимиров С. С., Даувальтер В. А., Терентьев П. М., Денисов Д. Б. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничной территории сопредельных стран. В 2 ч. Апатиты: КНЦ РАН, 2009. Ч. 1. 226 с. Ч. 2. 262 с.

Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер различных природных зон. М.: Наука, 1984. 309 с.

Косова А. Л., Денисов Д. Б. Диатомовые комплексы донных отложений оз. Щучье (Хибинский горный массив, Кольский п-ов) // *Arctic Environmental Research*, 2017. Т. 17. № 3. С. 212–221.

Косова А. Л., Мальшева М. Б., Денисов Д. Б. К методике камеральной обработки проб для диатомового анализа донных отложений // Квартер во всем его многообразии. Фундаментальные проблемы, итоги изучения и основные направления дальнейших исследований: Материалы VII Всероссийского совещания по изучению четвертичного периода. В 2 т. Апатиты-СПб: КНЦ РАН, 2011. Т. 1. (А-К). С. 294–295.

Крогиус Ф. В. Предварительный отчет о работе экспедиции на Умбозере и Имандре летом 1930 года // *Известия Ленинградского научно-исследовательского ихтиологического института*. 1931. Т. 13. Вып. 1. С. 45–61.

Кухарев В. И., Калинин Н. М., Дубровниа Л. В., Рябинкин А. В., Власова Л. И., Морозов А. К., Лозовик П. А. Комплексная оценка эколого-техногенной нагрузки (Костомукшский ГОК) на водные системы (р. Кенти) // *Инженерная экология*. М.: «Инженерная экология». 1998. № 6. С. 33–41.

Кухарев В. И., Калинин Н. М., Дубровниа Л. В., Рябинкин А. В., Власова Л. И., Морозов А. К., Лозовик П. А. Комплексная оценка эколого-техногенной нагрузки (Костомукшский ГОК) на водные системы (р. Кенти) // *Инженерная экология*, 1998. № 6. С. 33–41.

Лукин А. А. Патологии рыб как индикатор качества вод Кольского Севера // *Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера*. Апатиты: КНЦ РАН, 1995. С. 105–119.

Макрушин А. В. Биоиндикация загрязнения внутренних водоемов. // *Биологические методы оценки природных вод*. М.: Наука, 1984. С. 123–137.

Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 277 с.

Моисеенко Т. И. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод. // *Экология*, 2002. № 1. С. 50–60.

Моисеенко Т. И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты; КНЦ РАН, 1997. 261 с.

Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Ильяшук Б. П., Каган Л. Я, Ильяшук Е. А. Палеоэкологическая реконструкция антропогенной нагрузки // *Доклады академии наук*, 2000, Т. 370, № 1. С. 115–118.

Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Ильяшук Б. П., Каган Л. Я, Ильяшук Е. А. Палеоэкологическая реконструкция антропогенной нагрузки // Доклады академии наук, 2000, Т. 370, № 1. С. 115–118.

Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Каган Л. Я. Горные озера как индикаторы загрязнения воздуха. // Водные ресурсы, 1997. Т. 24, № 24. С. 600–608.

Моисеенко Т. И., Родюшкин И. В., Даувальтер В. А., Кудрявцева Л. П. Формирование качества вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водоемы арктического бассейна (на примере Кольского Севера). Апатиты, КНЦ РАН, 1996. 263 с.

Моисеенко Т. И., Яковлев В. А. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера. Л.: Наука, 1990. С. 221.

Мониторинг окружающей среды в зоне влияния ОАО "Кольская ГМК" и рекультивация нарушенных земель, 2010. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.kolagmk.ru/files/uploads/monitoring2010.ppt>.

Мордохай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7–69.

Немова Н. Н., Высоцкая Р. У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 215 с.

Никаноров А. М. Гидрохимия: Учебник. 2-е изд. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. 444 с.

Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.

Николаева С. Б., Лаврова Н. Б., Денисов Д. Б. Катастрофические события голоцена в донных отложениях озер Кольского региона (северо-восток Фенноскандинавского щита) // Доклады академии наук, 2017. Т. 473б. № 1. С. 88–92.

Николаева С. Б., Лаврова Н. Б., Денисов Д. Б., Толстобров Д. С. Следы катастрофических процессов в донных осадках озер западного побережья озера Бабинская Имандра (Кольский регион) // Известия РГО, 2016. Т. 148. Вып. 4. С. 38–52.

Николаева С. Б., Лаврова Н. Б., Толстобров Д. С., Денисов Д. Б. Реконструкция палеогеографических обстановок голоцена в районе озера Имандра (Кольский регион): результаты палеолимнологических исследований // Труды Карельского научного центра РАН. Серия Лимнология, 2015. № 5. С. 78–92.

Никольский Г.В. и др. Современное состояние и перспективы рыбоводства на теплых водах // Биологические ресурсы внутренних водоемов СССР. М.: Наука, 1979. С. 125–138.

Патова Е. Н. Цианопрокариоты, вызывающие «цветение» воды в Харбейских озерах Большеземельской тундры // Журнал Сибирского федерального университета. Серия Биология, 2014. Т. 7. № 3. С. 282–290.

Петров В. В., Стругач М. Б. Бентос некоторых озер и водохранилищ Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск: Мурманское книжное изд-во, 1966. С. 95–104.

Петровская М. В. Характеристика зоопланктона озер Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск: Мурманское книжное изд-во, 1966. С. 84–90.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Наука, 1992. 318 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 305 с.

Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.1.4.1116-02 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды, расфасованной в емкости. Контроль качества». [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://www.tehbez.ru/Docum/DocumShow_DocumID_569.html.

Сергеева В.А. Влияние системы технического водоснабжения Трипольской ГРЭС на зоопланктон водоисточника. Киев: Наукова думка, 1988. 12 с.

Телеш И. В. Роль планктонных ракообразных в водных экосистемах разного типа (на примере Ладожского озера, р. Невы и Невской губы) // Материалы VII съезда гидробиол. общ. РАН. Казань. 1996. Т. 2. С. 90–92.

Терентьев П. М. Особенности динамики популяций рыб в водоемах Кольского Севера в условиях их аэротехногенного загрязнения: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск: ПетрГУ, 2005. 28 с.

Терентьев П. М., Кашулин Н. А. Трансформации рыбной части сообществ водоемов Мурманской области // Труды Кольского научного центра РАН, 2012. Вып. 2. С. 61–100.

Шаров А. Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова. Петрозаводск. Изд-во Карельского НЦ РАН. 2004. 113 с.

Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы современной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

Яковлев В. А. Воздействие тяжелых металлов на пресноводный зообентос. Ч. 2 Последствия для сообществ // Экологическая химия, 2002. № 11(2). С. 117–132.

Яковлев В. А. Гидробиологические исследования внутренних вод Кольского Севера (оперативно-информационный материал). Апатиты: КНЦ АН СССР, 1991. 53 с.

Яковлев В. А. Изменение структуры зообентоса северо-восточной Фенноскандии под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореф. дисс. ... докт. наук. СПб, 1999. 49 с.

Яковлев В. А. Оценка многолетних изменений в развитии и структуре зоопланктона и зообентоса крупного субарктического водоема (на примере оз. Имандра) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: КНЦ РАН, 1995. С. 89.

Яковлев В. А. Оценка степени закисления поверхностных вод северо-восточной Фенноскандии по зообентосу // Водные ресурсы, 1998а. Т. 25. № 2. С. 244–251.

Яковлев В. А. Пресноводный зообентос Северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). Апатиты: КНЦ РАН, 2005. В 2-х ч. Ч. 1. 161 с. Ч. 2. 145 с.

Яковлев В. А. Реакция зоопланктона и зообентоса на изменение качества воды субарктического водоема (на примере озера Имандра) // Водные ресурсы, 1998б. Т. 25, № 6. С. 715.

Adams S. M., Ryon M. G. A. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effects of contaminant-related stress on fish populations // Journal of Aquatic Ecosystem Health, 1994. Vol. 3. P. 15–25.

AMAP Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo (Norway), 2005. 265 pp.

Amundsen P.-A., Staldivik F. J., Reshetnikov Y. S., Kashulin N. A., Lukin A. A., Bøhn T., Sandlund O. T., Popova O. A. Invasion of vendace (*Coregonus albula*) in a subarctic watercourse // *Biological Conservation*, 1999. Vol. 88. P. 405–413.

Amundsen P.-A., Kashulin N. A., Terentjev P. M., Gjelland K., Koroleva I. M., Dauvalter V. A., Sandimirov S. S., Kashulin A. N., Knudsen R. Heavy metal contents in whitefish (*Coregonus lavaretus*) along a pollution gradient in a subarctic watercourse. // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011. Vol. 182. P. 301–316.

Brezonik P. L., Crisman T. L., Schultz R. L. Planktonic communities in Florida softwater lakes of varying pH // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 1984. Vol. 41. P. 46–56.

Clayton J. I., Kennedy D. A., Nagel T. Soil response to acid deposition, Wind River Mountains, Wyoming: I. Soil properties // *Soil Science Society of America Journal*. 1991. Vol. 55. P. 1427–1433.

Clow D. W., Sueker J. K. Relations between basin characteristics and stream-water chemistry in alpine/subalpine basin in Rocky Mountain National Park, Colorado. // *Water Resources Research*. 2000. Vol. 36. P. 49–61.

Clow D. W., Sickman J. O., Striegl R. G. Changes in the chemistry of lakes and precipitation in high-elevation national parks in the western United States, 1985–1999. // *Water Resources Research*. 2003. Vol. 39(6). P. 1171–1179.

Current State of Terrestrial Ecosystems in the Joint Norwegian, Russian and Finnish Border Area in Northern Fennoscandia. / Working Paper of the Finnish Forest Research Institute. Eds. J. Derome, T. Myking, P. A. Aarestad. 2008. Vol. 85. 98 p.

Dauvalter V. Heavy metals in lake sediments of the Kola Peninsula, Russia. // *Science of the Total Environment*, 1994. Vol. 158. P. 51–61.

Dauvalter V., Kashulin N., Sandimirov S., Terentjev P., Denisov D., Amundsen P.-A. Chemical composition of lake sediments along a pollution gradient in a Subarctic watercourse // *Journal of Environmental Science and Health*, 2011. Part A. Vol. 46. P. 1020–1033.

Denisov D. B., Genkal S. I. Centric diatom of lake Imandra (Kola Peninsula, Russia) // *International Journal on Algae*, 2018. № 20(1). P. 27–36.

Elliott J. A. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria // *Water research*, 2012. Vol. 46. P. 1364–1371.

Ernst B., Hoeger S. J., O'Brien E., Dietrich D. R. Abundance and toxicity of *Planktothrix rubescens* in the pre-alpine Lake Ammersee, Germany // *Harmful Algae*, 2009. Vol. 8(2). P. 329–342.

Gliwicz Z. M. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy // *Ekologia Polska*. 1969. Vol. 17. № 36. P. 663–708.

Hestagen T., Langeland A., Berger H. M. Effect of acidification due to emissions from the Kola Peninsula on fish populations in lakes near the Russian border in northern Norway // *Water Air and Soil Pollution*. 1998. Vol. 102. P. 17–36.

Hadley K. R., Smol J. P., Douglas M. S., Lim D. Diatom assemblages and limnological variables from 40 lakes and ponds on Bathurst island and neighboring high arctic islands. // *International review of hydrobiology*, 2013. Vol. 98. № 1. P. 44–59.

Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach // *Water Research*. 1980. Vol. 14. P. 975–1001.

Henricsen A., Dillon P. J., Aherne J. Critical Loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada; regional application of Steady-State Water Chemistry (SSWC) model // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 2002. Vol. 59. P. 1287–1295.

Il'yshuk B. P., Il'yshuk E. A. Paleoecological analysis of chironomid assemblages of a mountain lake as a source of information for biomonitoring // *Russian journal of ecology*, 2000. T. 31, № 5. P. 353–358.

Ilyashuk B., Ilyashuk E. Response of alpine chironomid communities (Lake Chuna, Kola Peninsula, Northwestern Russia) to atmospheric contamination // *Journal of Paleolimnology*, 2001. T. 25. № 4. P. 467–475.

Kashulin N. A., Amundsen P.-A., Koroleva I. M., Terentjev P. M., Giellad K. O., Sandimirov S. S., Kudryavtseva L. P., Örn M., Morozov D. N., Lien C., Dasbo L., Knudsen R. State of fish populations in small forest lakes in the Norwegian, Finnish and Russian area. In: *State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area* // *The Finnish Environment*, 2007. № 6. 47 p.

Kashulin N. A., Terentyev P. M., Amundsen P.-A., Dauvalter V. A., Sandimirov S. S., Kashulin A. N. Specific features of accumulation of Cu, Ni, Zn, Cd, and Hg in two whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) morphs inhabiting the Inari-Pasvik lacustrine–riverine system // *Inland water biology*, 2011. Vol. 4. № 3. P. 383–392.

Lappalainen A., Tammi J., Kashulin N. A. The effect airborne emission from the Pechenganikel smelters on water quality and littoral fish communities of small watercourses in joint Finnish, Norwegian and Russian border area. In: *State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area* // *The Finnish Environment*, 2007. Vol. 6. 47 p.

Malley D. F., Findlay D. L., Chang P. S. Ecological effects of acid precipitation on zooplankton // *Acid precipitation: effects on ecological systems*. Ann Arbor: Ann Arbor Publishers, 1982. P. 297–327.

Martinez-Haro M., Beiras R., Bellas J., Capela R., Coelho J. P., Lopes I., Moreira-Santos M., Reis-Henriques A. M., Ribeiro R. A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community based indicators and ecotoxicological tools: what might be the added value of their combination? // *Ecological Indicators*, 2015. Vol. 48. P. 8–16.

Moiseenko T. I., Sharov A. N., Vandysh O. I., Lukin A. A., Yakovlev V. A. Changes in the biodiversity of surface waters of the north with acidification, eutrophication, and toxic pollution // *Water resources*, 1999. T. 26. № 4. P. 440–448.

Moldan B., Cherny J. Biogeochemistry of Small Catchment: A Tool for Environmental Researches. N-Y.: John Willey & Sons, 1994. 420p.

Molvær, J., Knutsen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen J. (1997). Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide. Norwegian Pollution Control Authority. SFT TA-1467/1997.

Munthe J., Wängberg I., Rognerud S., Fjeld E., Verta M., Porvari P., and M. Meili. Mercury in Nordic ecosystems. Nordic Council of Ministers (NMR). Copenhagen, Tema Nord/IVL Report B. 2007. P. 1–44.

Muniz L. P. Effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 1984. Vol. 305. P. 517–528.

Nanus L., Williams M. W., Campbell D. H., Tonnessen K. A., Blett T., Clow D. W. Assessment of lake sensitivity to acid deposition in national parks of the Rocky mountains // *Ecological Applications*, 2009. Vol. 19(4). P. 961–973.

Nilsson S. I., Bergquist B. Aluminium chemistry and acidification process in a shallow podzol on the Swedish west coast // *Water, Air and Soil Pollution*. 1983. Vol. 20. P. 311–329.

Nilsson S. I. Budgets of aluminium species, iron and manganese in the Lake Gårdsjön catchments in SW Sweden // *Ecological Bulletins*. (Stockholm), 1985. Vol. 37. P. 120–132.

Økland K. A. Localities with *Asellus aquaticus* and *Gammarus lacustris* G. O. Sara in Norway, and a revised system of faunistic regions // *SNSF Teknisk Notat*. 1979. Vol. 49/79. P. 1–64.

Ryazhina S. V., Subetto D. A., Kochkov N. V., Akhmetova N. S., Veinmeister N. V. Polar lakes of the World: current data and status of Investigations // *Water Resources*, 2010. Vol. 37. № 4. P. 427–436.

Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (2018). Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. Retrieved September 4, 2018, from <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.

Sonsten L. Fish mercury levels in lakes — adjusting for Hg and fish-size covariation // *Environmental Pollution*, 2003. Vol. 125. P. 255–265.

State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area // *The Finnish Environment*, 2007. Vol. 6. 88 p.

Sullivan T. J., Cosby B. J., Jackson W. A., Snyder K. U., Herlihy A. T. Acidification and prognosis for future recovery of acid-sensitive streams in the Southern Blue Ridge Province // *Water, Air and Soil Pollution*. 2011. Vol. 219. Is. 1-4. P. 11–26.

Turk J. T., Campbell D. H. Estimates of acidification of lakes in the Mt. Zirkel Wilderness Area, Colorado // *Water Resources Research*. 1987. V. 23(9). P. 1757–1761.

Vandysh O. I. Effect of acidification on zooplankton communities of small lakes in mountain tundra // *Water resources*, 2002. T. 29. № 5. P. 554–560.

Whitfield A. K., Elliott M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future // *Journal Fish Biology*, 2002. Vol. 61. P. 229–250.

Ylikörkkö J., Christensen G.N., Kashulin N., Denisov D., Andersen H. J., Jelkänen E. Environmental Challenges in the Joint Border Area. Reports 41. Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Lapland. Juvenes Print, 2015. 165 p.

Сведения об авторах

Кашулин Николай Александрович,

Доктор биологических наук, главный научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; nikolay@inep.ksc.ru

Даувальтер Владимир Андреевич,

Доктор географических наук, главный научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; vladimir@inep.ksc.ru

Денисов Дмитрий Борисович,

Кандидат биологических наук, заведующий лабораторией водных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; denisow@inep.ksc.ru

Валькова Светлана Александровна,

Кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; Valkova@inep.ksc.ru

Вандыш Оксана Ивановна,

Кандидат биологических наук, ученый секретарь Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; vandysh@inep.ksc.ru

Терентьев Петр Михайлович,

Кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; pterentjev@mail.ru

Зубова Елена Михайловна,

Кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; seelewolf84@yandex.ru

Королева Ирина Михайловна,

Кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; koririn@yandex.ru

Косова Анна Львовна,

Ведущий инженер Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; annkosova1976@yandex.ru

Черепанов Александр Александрович,

Ведущий инженер Института проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН, Апатиты; cherepanov@inep.ksc.ru

Kashulin Nikolay Alexandrovich,

Dr.Sc. (Biology), Leading Researcher Fellow of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; nikolay@inep.ksc.ru

Dauvalter Vladimir Andreyevich,

Dr.Sc. (Geography), Leading Researcher Fellow of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; vladimir@inep.ksc.ru

Denisov Dmitry Borisovich,

PhD (Biology), Head of Water Ecosystems Laboratory of the Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; denisow@inep.ksc.ru

Valkova Svetlana Alexandrovna,

PhD (Biology), Researcher of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; Valkova@inep.ksc.ru

Vandysh Oxana Ivanovna,

PhD (Biology), Scientific Secretary of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; vandysh@inep.ksc.ru

Terentjev Petr Mikhailovich,

PhD (Biology), Senior Researcher of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; pterentjev@mail.ru

Zubova Elena Mikhailovna,

PhD (Biology), Researcher of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; seelewolf84@yandex.ru

Koroleva Irina Mikhailovna,

PhD (Biology), Researcher of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; koririn@yandex.ru

Kosova Anna Lvovna,

Lead Engineer of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; annkosova1976@yandex.ru

Cherepanov Alexander Alexandrovich,

Lead Engineer of Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS, Apatity; cherepanov@inep.ksc.ru