

ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ И ЦВЕТЕНИЕ ВРЕДНОСНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В АРКТИЧЕСКОМ ОЗЕРЕ ИМАНДРА

Н. А. Кашулин

Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН
(Апатиты, Мурманская область, Российская Федерация)

А. Беккелунд

ЗАО «Срекек-Био» (Осло, Норвегия)

В. А. Даувальтер

Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН
(Апатиты, Мурманская область, Российская Федерация)

Статья поступила в редакцию 25 марта 2021 г.

Озеро Имандра, один из крупнейших заполярных водоемов, расположен в индустриальном регионе – Мурманской области. С 2000-х годов в нем наблюдается регулярное цветение водорослей, в том числе вредоносных. Показаны значимые изменения химических показателей воды за 1985–2017 гг. Изменилось соотношение основных ионов, повысились значения pH и щелочность. Снизились показатели минерализации воды, общего содержания P и N, их минеральных форм. Уменьшились концентрации Zn, Cu, Ni и SO_4^{2-} . Тренды снижения содержания в водах макроэлементов противоречат традиционным представлениям о роли минеральных форм фосфора и азота в развитии цветения вод. Это свидетельствует о более сложных механизмах цветения этого арктического водоема, которые и обсуждаются в статье.

Ключевые слова: арктическое озеро, Имандра, цветение вредоносных водорослей, динамика биогенных элементов, тяжелые металлы, качество вод.

Введение

Пресные воды высокоширотных регионов подвержены воздействию широкого спектра факторов окружающей среды, таких как потепление климата, загрязнение, эвтрофирование, изменение морфологии рек и озер, их гидрологического и гидрохимического режимов, инвазия чужеродных видов и др. Эти воздействия уже привели к заметным изменениям статуса биологических сообществ многих арктических водоемов и рек [1]. Интеграция негативных факторов неизбежно ведет к снижению биоразноо-

бразия арктических водоемов и их основных экосистемных функций [2–4].

Озеро Имандра — один из крупнейших заполярных водоемов Евро-Арктического региона, расположенное в индустриально развитой зоне Мурманской области и испытывающее на протяжении последнего столетия интенсивное многофакторное антропогенное воздействие. Это привело к существенной трансформации структурно-функциональной организации его экосистемы [4; 5]. Пик производственной активности на территории водосбора Имандры и соответственно техногенной нагрузки на водоем приходился на начало 1980-х годов. Последовав-

шие в 1990-х годах экономический спад и снижение нагрузки позволили выдвинуть ряд гипотез о стабилизации состояния Имандры [6]. Однако на пороге нового тысячелетия произошел качественный скачкообразный переход водоема в новое состояние, затронувший все уровни организации его экосистемы от первичных продуцентов (регулярные цветения вредоносных водорослей, harmful algal blooms — НАВ [7; 8]) до верхних трофических уровней (драматическое изменение видового состава ихтиофауны [9; 10]). Цветение Имандры на протяжении практически всего периода открытой воды с закономерной сменой доминирующих групп микроводорослей, безусловно, является важнейшим процессом, определяющим деградационные изменения на более высоких трофических уровнях [4].

На динамику НАВ потенциально влияют пространственно-временные события различных уровней и масштабов, относящиеся к физиологии, экологии и распространению фитопланктонных организмов: от краткосрочных субклеточных физиологических процессов до глобальных биогеографических процессов и долговременной динамики популяций и сообществ. Многие виды, формирующие НАВ, составляют нормальные компоненты сезонной сукцессии фитопланктона, а их цветение вызывают экзогенные факторы, способствующие созданию благоприятных условий среды в пользу тех или иных таксонов. Роль и значимость этих факторов широко дискутируется [11—15].

Механизмы перехода Имандры в новое состояние до конца не поняты, поскольку он происходил на фоне снижения техногенной нагрузки, а ведущая роль наблюдаемого регионального потепления климата [16] оспаривается фактами отсутствия существенных различий сезонных сукцессий в фоновых зонах и части акватории озера, интенсивно подогреваемой сбросными водами Кольской АЭС, работающей по прямоточной схеме охлаждения реакторов [17]. Парадоксальным представляется факт наиболее интенсивного цветения плеса Йокостровская Имандра на фоне снижения содержания биогенных элементов (БЭ) в 2000-х годах по сравнению с 1980—1990-ми годами, когда цветение водоема не регистрировалось и уровни содержания хлорофилла *a* были значительно ниже современных [7].

В данной работе мы рассматриваем тренды переходного периода 1980—2020-х годов ряда химических параметров, потенциально влияющих на цветение плеса Йокостровская Имандра, для выявления триггерных изменений, послуживших причиной начала процесса регулярного массового развития фотосинтезирующих микроорганизмов в этом арктическом водоеме.

Материалы и методы

Озеро Имандра расположено в центральной части Мурманской области. Оно имеет сложную пространственную структуру и включает три относительно изолированных плеса — Большую (БоИ), Йокостровскую (ЙоИ) и Бабинскую (БаИ) Имандру,

которые различаются по гидрологическим и химическим условиям и степени антропогенной нагрузки. Самый северный плес — БоИ, туда поступает большая часть загрязнений, он соединяется с ЙоИ (площадь зеркала примерно 351 км²) узкой протокой. Из Имандры вытекает река Нива, исток которой расположен в южной части ЙоИ. Это определяет общую направленность постоянных стоковых течений и транзит загрязняющих веществ с севера на юг. В настоящей работе проанализирована динамика химических показателей поверхностного горизонта вод ЙоИ, потенциально влияющих на развитие водорослей и интенсивность цветения. Этот плес был выбран, так как в него поступают воды с выровненными по объему и времени содержаниями загрязняющих веществ в отличие от плеса БоИ с выраженным градиентным распределением загрязнений от точечных источников. Для анализа долговременных трендов их изменений были использованы данные, полученные в ходе комплексного мониторинга вод ЙоИ в 1985—2017 гг. Регулярный отбор проб проводился в районе комплексного мониторингового полигона «Имандра» Кольского научного центра (КНЦ) РАН, периодический посезонный отбор проб проводился по всей акватории плеса с поверхностного горизонта (0—1 м).

Химико-аналитические работы велись в стационарных условиях аналитической службой Лаборатории водных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера (ИППЭС) КНЦ РАН, а с 2008 г. — аналитическим Центром коллективного пользования (ЦКП) ИППЭС КНЦ РАН (№ СРО-И-028-1305201, свидетельство 2765; аттестат аккредитации № РОССТУ.0001.517126) следующими методами:

- рН — потенциометрический метод; использовался рН-метр М-82 фирмы «Radiometer» (Дания);
- электропроводность при 20°C — кондуктометрическое определение на Conductometer 660 фирмы «Metrohm» (Швейцария);
- цветность — фотометрическое определение;
- сумма нитратов и нитритов — восстановление нитратов до нитритов пропусканием через колонку с омедненным кадмием и спектрофотометрическое определение азосоединения;
- азот общий — окисление персульфатом калия в щелочной среде до нитратов, восстановление нитратов в нитриты кадмием, спектрофотометрическое определение азосоединения;
- фосфор общий — разложение персульфатом калия в кислой среде, спектрофотометрическое определение голубого фосфорно-молибденового комплекса;
- кремний — спектрофотометрическое определение в виде синего восстановленного кремниво-молибденового комплекса;
- перманганатная окисляемость — титриметрическое определение;
- щелочность — потенциометрическое титрование по методу Грана;

- сульфаты, хлориды — ион-хроматографическое определение на хроматографе Waters фирмы «Millipore» (США) с использованием колонки IC-Pak A;
- калий, натрий — атомно-эмиссионная спектрометрия в пламени на атомно-абсорбционном спектрофотометре Perkin-Elmer 460;
- кальций, магний — атомно-абсорбционная спектрометрия в пламени на атомно-абсорбционном спектрофотометре Perkin-Elmer 360;
- металлы определялись атомно-абсорбционным методом с непламенной атомизацией на приборах Perkin-Elmer 5000 с графитовым атомизатором HGA-400 при аналитических условиях, рекомендованных фирмой-изготовителем атомизатора.

Калибровка атомно-абсорбционных спектрофотометров осуществлялась по трем-пяти стандартным растворам, приготовленным разбавлением головных стандартов фирмы «Merck» (ФРГ).

Фильтрацию проб проводили при разрежении на установке разделения фаз «Millipore» из высокоплотного полипропилена через стеклянные и поликарбонатные мембранные фильтры марок Millipore HVLP0 4700, Schleicher & Schuell ME 25/21 ST, Whatman GF/A с размером пор 0,45 мкм.

Для контроля качества измерений pH, щелочности, концентраций хлоридов, сульфатов, щелочных и щелочноземельных элементов используется специализированный компьютерный пакет ALPEFORM¹, включающий оценку баланса ионов, а также измеренной и расчетной электропроводности и корректировку исторических результатов, полученных иными методами. Начиная с 1992 г. регулярно проводились межлабораторные тесты с аттестованными аналитическими лабораториями Лапландского управления водного хозяйства и окружающей среды Финляндии и Норвежского института водных исследований, а также ежегодные интеркалибровки в институте ISPRA (Италия) в рамках международной программы «Оценка и мониторинг закисления рек и озер». Результаты показывают хорошую сходимость по всем определяемым параметрам (расхождение с аттестованными значениями не превышает 10%).

Всего проанализировано 179 проб. Использованы графические методы представления и анализа временных рядов. Для оценки многолетней динамики изучаемых параметров в рассматриваемый период проведен регрессионный анализ с построением линейных функций, которые дают общее представление о направлении процесса, хотя далеко не всегда отражают его сложность. Линейная модель была выбрана исходя из биологической целесо-

образности. В качестве независимых примеров пятнадцатилетней изменчивости гидрохимических параметров на пороге нового тысячелетия использовались два периода: *пер. 1* (1985—1899 гг.) и *пер. 2* (2000—2014 гг.), что связано с отсутствием/наличием цветения Имандры в эти периоды. Для оценки количественных изменений за два рассматриваемых периода выполнены оценки средних значений. Учитывая большие объемы выборки, статистическая значимость изменений была получена с использованием двухвыборочного *t*-теста с различными дисперсиями. Анализ данных проводился в программах StatPlus 7, MS Excel (+StatFi).

Результаты

В период с 1980-х годов по настоящее время гидрохимический режим ЙоИ претерпел значительные изменения (рис. 1). Произошли снижения общей минерализации вод, изменения соотношений основных ионов и содержания приоритетных загрязняющих соединений. В *пер. 2* значения pH достоверно увеличились на 0,17 ед. ($P = 0,0003$) и составляли 7,39 (6,87—8,88). Электропроводность в *пер. 2* была 91,67 (60,8—120,3) мкС/см и значимо снизилась на 11,96 мкС/см ($P < 0,0001$) относительно *пер. 1*. Однако в *пер. 2* $\sum_{\text{ион}}$ по-прежнему превышает условно-фоновые уровни плеса Бабинская Имандра и варьирует в диапазоне 44—73 мг/л в зависимости от района и сезона, но она снизилась на 3,77 мг/л ($P = 0,027$). При этом щелочность увеличилась на 36,27 мкг-экв/л ($P < 0,0001$) и была в *пер. 2* 378,4 (273,0—474,0) мкг-экв/л. Содержание и SO_4^{2-} снизилось на 4,11 мг/л ($P < 0,0001$), Cl^- — на 1,01 мг/л ($P < 0,0001$). Хотя снижение концентраций SO_4^{2-} способствовало повышению щелочности и pH, его доля в ионном составе воды остается высокой (42—57%). Сравнение изменений соотношения основных ионов в июле 1993 и 2017 гг. показывает, что помимо снижения общей минерализации увеличились доля и абсолютная концентрация HCO_3^{2-} на фоне снижения SO_4^{2-} и Cl^- и увеличения доли $\text{Na}^+ + \text{K}^+$:

• июль 1993 г.:

$$M\ 0,08 \frac{\text{SO}_4^{2-} 46 \text{ HCO}_3^{2-} 39 [\text{Cl}^- 16]}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 69 [\text{Ca} 23 \text{ Mg} 9]},$$

• июль 2017 г.:

$$M\ 0,07 \frac{\text{HCO}_3^{2-} 44 \text{ SO}_4^{2-} 42 [\text{Cl}^- 14]}{(\text{Na}^+ + \text{K}^+) 73 [\text{Ca} 19 \text{ Mg} 8]}.$$

В использованных для характеристики произошедших изменений состава воды псевдоформулах перед дробью помещены значения минерализации *M* (соответственно 0,08 и 0,07 г/л).

За рассматриваемый период уменьшилось содержание соединений БЭ (рис. 2), что связано со снижением техногенного загрязнения и интенсификацией продукционных процессов в озере. Средняя кон-

¹ Пакет ALPEFORM (расширение Excel) был передан ИППЭС КНЦ РАН в рамках программ межлабораторных тестов и интеркалибровок лабораторий, участвующих в проектах ALPE «Mountain Lakes Research» и международной программы «Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes» в начале 1990-х годов.

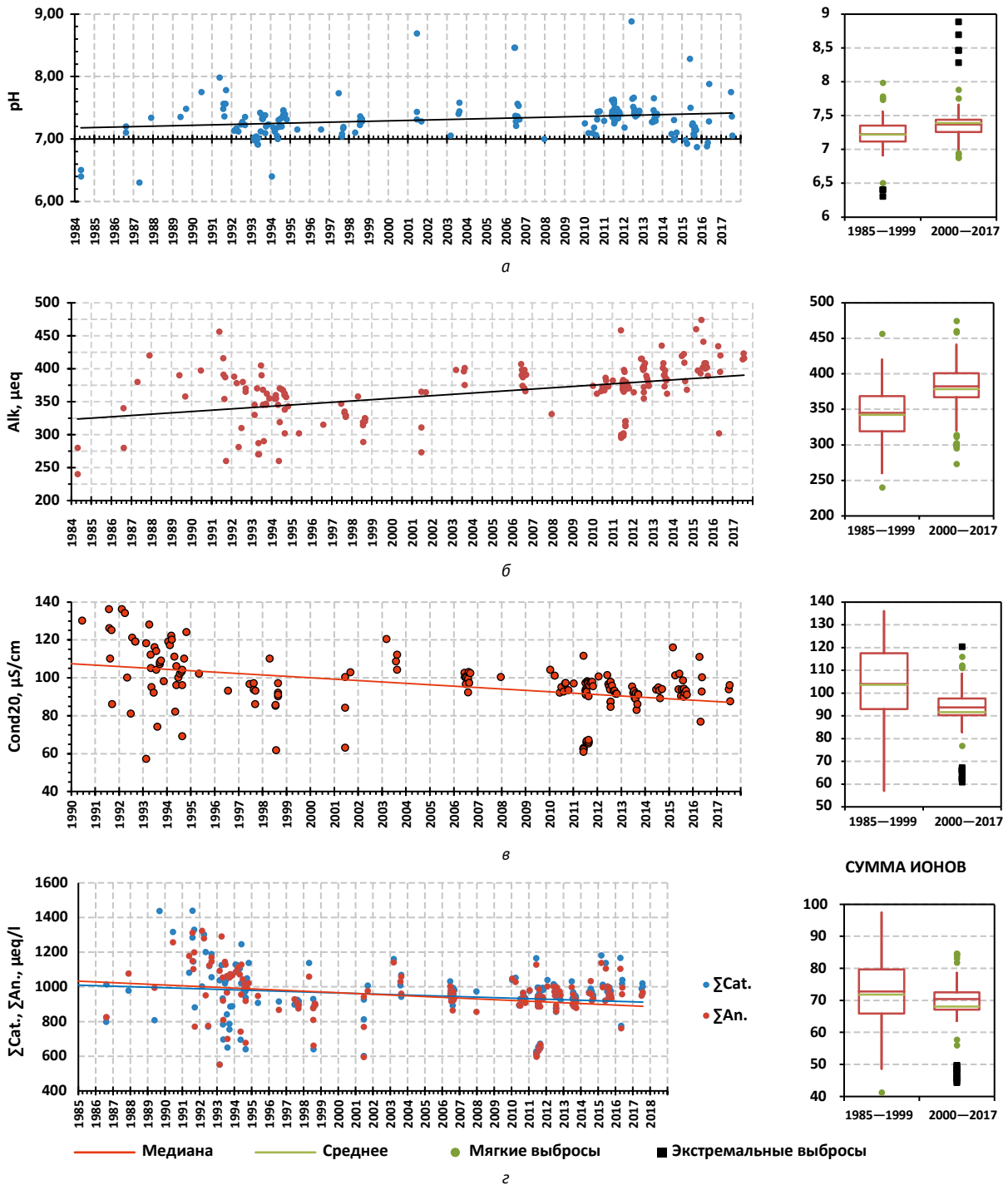


Рис. 1. Динамика значений pH (а), щелочности (б), электропроводности (в), суммы катионов и анионов (г) вод плеса Йокостровская Имандра в период 1985–2017 гг.

Fig. 1. Dynamics of the values of pH (a), alkalinity (b), electrical conductivity (v), the sum of cations and anions (z) in the waters of the Yokostrovskaya Imandra stretch in the period of 1985–2017

центрация $N_{\text{общ}}$ за пер. 2 составляет 109 (113–708) мкг/л, NO_3^- — 19,11 (0–324) мкг/л, NH_4^+ — 23,07 (0–145) мкг/л. В пер. 2 зимние уровни содержания соединений N, как правило, выше критических уровней для озера Имандра ($CLN_{\text{общ}}$ — 150 мкг/л; $CLNO_3^-$ — 2,5 мкг/л [18]), но с началом вегетации оно снижается до минимальных значений. При этом

в летний период среди минеральных форм N преобладает NH_4^+ .

Ранее нами выдвигалось предположение, что доминирование NH_4^+ над NO_3^- в ЙоИ является решающим фактором, определяющим динамику НАВ [25]. Анализ многолетней динамики показывает устойчивый тренд снижения индекса $NO_3^-:NH_4^+$ и быстрое

его падение на пороге нового тысячелетия (рис. 3). При этом в 1997—2015 гг. он оставался выше 0,1 ед. — критического уровня для озера Имандра [19]. Уменьшение индекса ниже 0,1 после 2016 г. обусловлено истощением NO_3^- и возрастанием содержания NH_4^+ в водах ЙоИ в летний период.

Помимо общих запасов питательных веществ соотношение двух или более макроэлементов также может влиять на ограничение роста водорослей. За рассматриваемый период соотношение N:P было ниже сбалансированного по питательным веществам уровня (примерно 16:1) с лимитированием по N (рис. 4). Индекс достоверно снизился в пер. 2, увеличив вероятность СуапоНАВ.

Средние в пер. 2 концентрации соединений P составляют: $P_{\text{общ}}$ — 15 (8—39) мкг/л, PO_4^{3-} — 2,03 (0—20) мкг/л. Зимой они также выше критических уровней для озера Имандра ($\text{CLP}_{\text{общ}}$ — 17 мкг/л, CLPO_4^{3-} — 3,1 мкг/л) [18], однако в вегетационный период драматично снижаются, что приводит к снижению средних за период показателей. Средние концентрации Si составляют 0,23 (0—0,2) мкг/л, Fe — 20,6 (6,5—122) мкг/л.

Средние за пер. 1 и пер. 2 концентрации $N_{\text{общ}}$ снизились на 52,71 мкг/л ($P = 0,0286$), NO_3^- — 42,5 мкг/л ($P = 0,01$), $P_{\text{общ}}$ — 2,85 мкг/л, PO_4^{3-} — 2,8 мкг/л ($P = 0,0001$), Fe^{2+} — 4,69 мкг/л, Si — 0,15 мкг/л ($P = 0,016$). При этом содержание NH_4^+ увеличилось на 1,34 мкг/л. В целом содержание минеральных форм N значимо сократилось на 1,27 мкг/л ($P = 0,0287$). Большая часть N представлена органическими соединениями (184,98 мкг/л), и их содержание в рассматриваемые периоды увеличилось на 6,3 мкг/л.

Концентрации следовых металлов, как и БЭ, в воде ЙоИ сильно варьируют во времени и пространстве (рис. 5). В пер. 1 среднее за период содержание Ni было 12,97 (1,0—41,0) мкг/л ($\text{ПДК}_{\text{р-х}}$ — 10 мкг/л), Cu — 6,01 (0,1—29,5) мкг/л ($\text{ПДК}_{\text{р-х}}$ — 1 мкг/л), Zn — 6,74 (0,5—43,0) мкг/л ($\text{ПДК}_{\text{р-х}}$ — 10 мкг/л)². На фоне снижения общей минерализации вод плеса ЙоИ снизилось содержание Ni на 7,89 мкг/л ($P < 0,0001$), Cu — 2,16 мкг/л ($P < 0,0001$), Zn — 5,41 мкг/л ($P < 0,0001$).

Обсуждение

Чрезмерное поступление БЭ в поверхностные воды представляет угрозу для нормального функционирования экосистем. Изменение концентраций БЭ во времени определяется не только динамикой внешней нагрузки и динамическими процессами в озере (водообмен, течения, конвекция, турбулентная диффузия и др.), но и комплексом продукционно-деструкционных процессов в сочетании с динамикой биогеохимических условий, определяющих скорость и направленность внутриводоемных циклов элементов. Продуктивность водоемов зависит

как от общего количества БЭ, так и от соотношений их концентраций и скорости оборота. Низкие уровни макроэлементов P и N часто являются ограничивающим фактором роста водорослей в пресноводных экосистемах, а их избыток может стимулировать формирование цветения [13].

Исторически P считался основным ограничивающим НАВ веществом [20]. В настоящее время все больше доминируют гипотезы о совместной лимитации и других видах взаимодействия P и N, включая синергетические [21]. Показано, что N может быть в равной степени или более важным, чем P. Снижение индексов TN:TP и $\text{NO}_3^-:\text{NH}_3$ потенциально может влиять на количество цианобактерий и продукцию токсинов, концентрации которых обратно пропорциональны соотношению $\text{NO}_3^-:\text{NH}_3$ [22—24]. Данные [25] показывают, что окисленные (NO_3^-) и восстановленные (NH_4^+) формы N имеют различные таксономически зависящие скорости ассимиляции и энергетические затраты в клеточном метаболизме, и соотношение $\text{NO}_3^-:\text{NH}_3$ может вызывать изменения в структуре сообщества фитопланктона.

В водах ЙоИ соотношения N:P находились ниже условий, сбалансированных по питательным веществам, что благоприятствует развитию видов, способных к N-фиксации и миксотрофии. За рассматриваемый период концентрации минеральных форм БЭ уменьшились, но максимальные значения летней биомассы водорослей выросли на порядок [7]. Следует отметить выраженную сезонную вариативность содержания БЭ в воде. В летний период содержание NO_3^- , NH_3^+ , PO_4^{3-} , Si часто достигает уровней ниже пределов определения. Однако это не прекращает НАВ, продолжающегося до второй половины сентября, что противоречит представлениям о ведущей роли минеральных форм макроэлементов в развитии НАВ.

Динамика ряда водорослей НАВ необычна, поскольку высокая плотность клеток имеет тенденцию сохраняться после истощения питательных веществ, что объясняется значимой ролью альтернативных источников БЭ, встречающейся у многих НАВ-таксонов [26—33]. Полагают, что критическим фактором, влияющим на развитие НАВ, являются потоки питательных веществ, а не их абсолютная концентрация. Экзогенные питательные вещества необходимы для начала и поддержания высокой биомассы во время цветения. Но НАВ может поддерживаться и за счет БЭ, которые регенерируются и рециркулируют внутри водоема [34].

Существует множество эндогенных источников БЭ. При ветровом ресуспендировании осадков P может выделяться в толщу воды. Деградация органического вещества в донных отложениях (ДО) в анаэробных условиях приведет к высвобождению растворенного биодоступного P [29]. Поступление в водную толщу P, аккумулированного в донных отложениях, может происходить как в зимний период, так и летом при формировании придонных гипоксидных зон [30]. Многие виды цианобактерий имеют

² ПДК_{р-х} — предельно допустимая концентрация для водных объектов рыбохозяйственного значения.

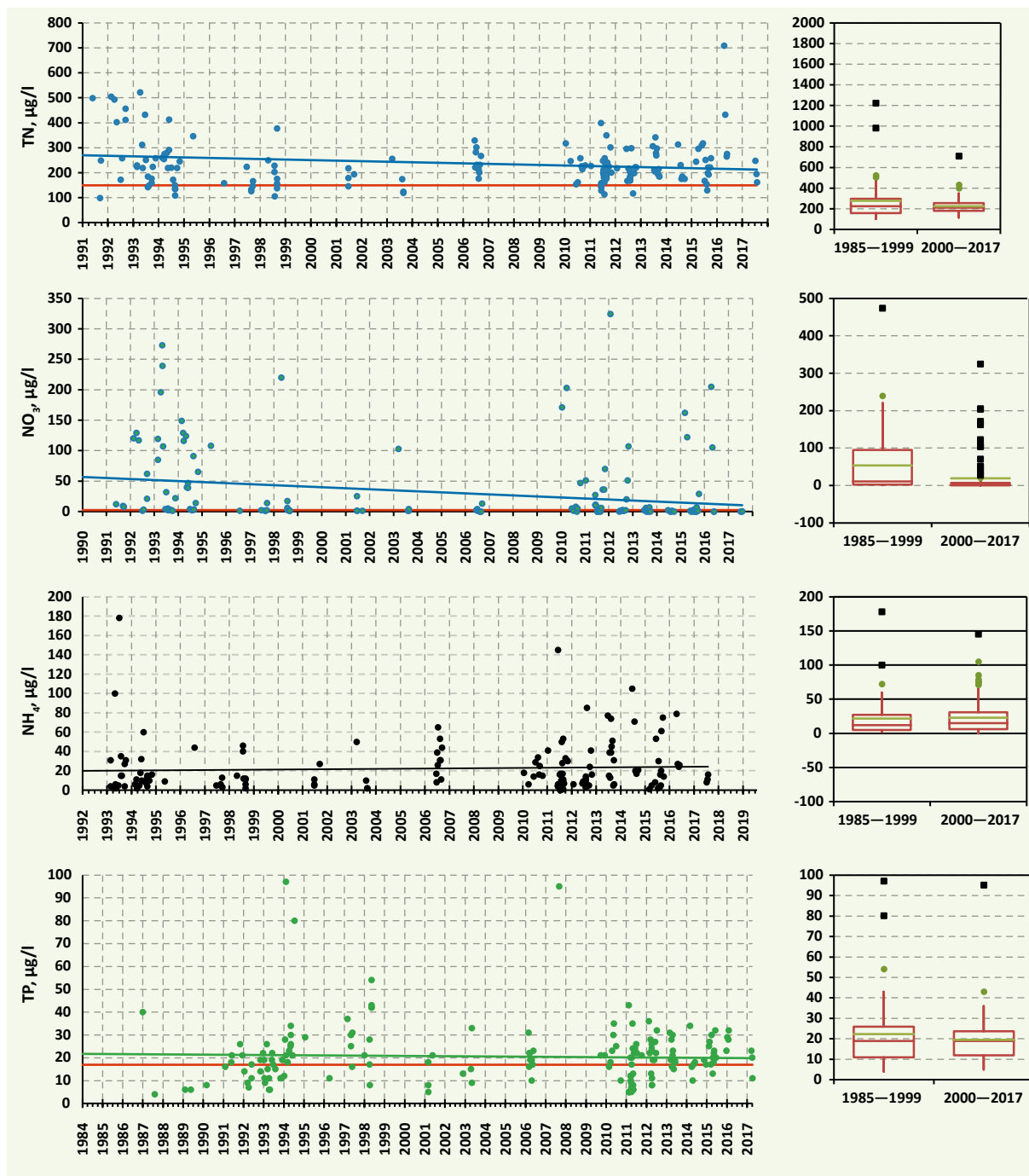
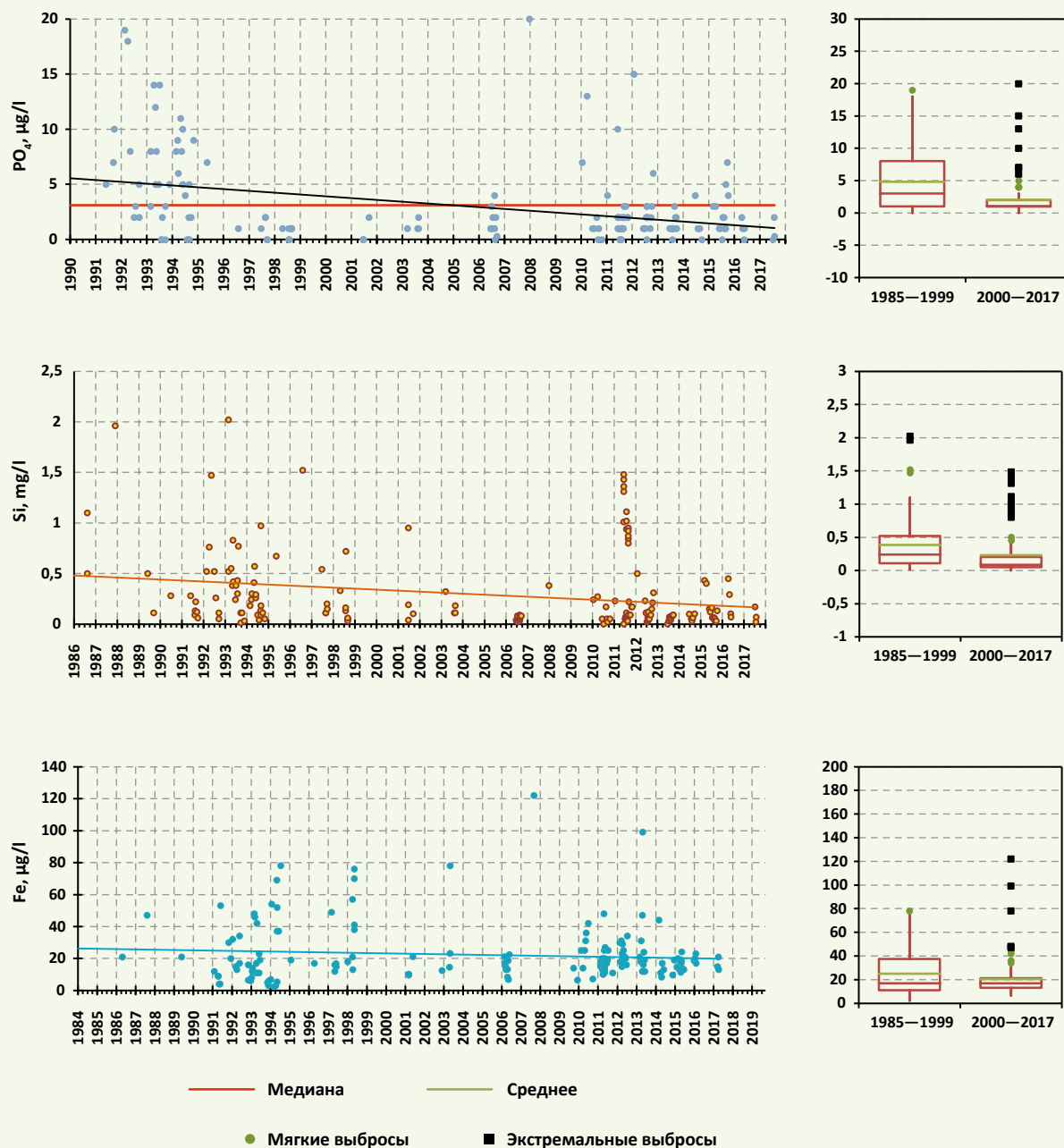


Рис. 2. Динамика содержания соединений основных биогенных элементов в водах плеса Йокостровская Имандра в период
 Fig. 2. The content dynamics of the main biogenic elements' compounds in the waters of Yokostrovskaya Imandra stretch in the

сложный жизненный цикл, включающий покоящиеся стадии (акинеты), проводящие большую часть года в ДО. При этом они потребляют значительное количество аккумулированных здесь БЭ, которые выносятся в водную толщу при прорастании (до 10% общей нагрузки). При прорастании нитчатые цианобактерии образуют гетероцисты, осуществляющие N-фиксацию [31].

Большая часть пулов N и P в озере Имандра состоит из органических и/или нерастворимых со-

единений, обычно малодоступных водорослям, являющимся строгими автотрофами. Однако у ряда водорослей есть альтернативные пути получения питательных веществ — миксотрофия, позволяющая использовать органические (растворенные или взвешенные) формы БЭ для частичного или полного покрытия потребностей в N, P, C. Она встречается у многих родов НАВ, включая динофлагелляты, цианобактерии и пелагофиты [32—34]. Было показано, что многие виды жгутиконосцев, в том числе раз-



1985–2017 гг. Красная прямая линия – критический уровень соответствующего соединения для озера Имандра [18]
 period 1985–2017. The red straight line is the critical level of the corresponding compound for Lake Imandra [18]

личные токсичные динофлагелляты, присутствующие в НАВ озера Имандра, являются миксотрофами или гетеротрофными фаготрофами и потребляют преимущественно частицы, а не растворенные питательные вещества [35; 36]. Цианобактерии также могут использовать различные формы растворенных и взвешенных N и P [27].

Факультативные миксотрофы могут переключаться с автотрофного питания на гетеротрофное при неблагоприятных условиях, что помогает им процве-

тать в периоды, когда неорганических питательных веществ недостаточно. Было показано, что цветение осмотрофов может стимулировать органическое вещество, которое образуется в результате цветения других видов водорослей [37]. Растворенный N_{org} , содержание которого увеличивается, может быть доступен для последующего поглощения миксотрофами, формирующими НАВ [38–40]. Таким образом, концентрации и соотношения растворенных неорганических форм БЭ часто не дают достаточной

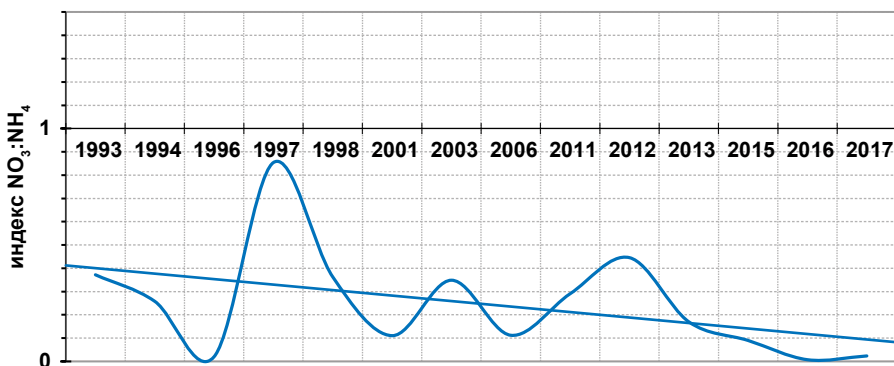


Рис. 3. Многолетняя динамика значений индекса $\text{NO}_3\text{:NH}_4$ за вегетационный период в плесе Йокостровская Имандра
 Fig. 3. Long-term dynamics of $\text{NO}_3\text{:NH}_4$ index values during the growing season in the Yokostrovskaya Imandra stretch

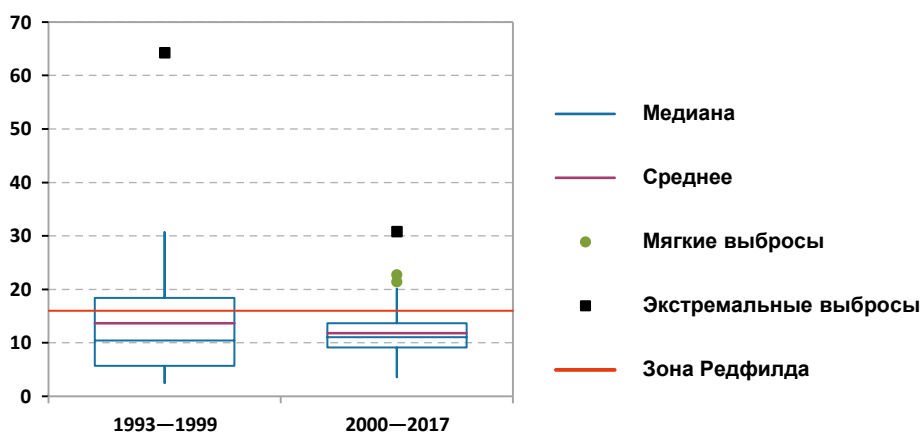


Рис. 4. Соотношение значений индекса N:P за периоды 1993–1999 и 2000–2017 гг. в поверхностных водах Йокостровской Имандры (красная линия – уровень сбалансированных условий Редфилда, N:P ~ 16:1)
 Fig. 4. The ratio of the values of the N:P index for the periods 1993–1999 vs 2000–2017 in the surface waters of the Yokostrovskaya Imandra (red line – “Redfield ratio”, N:P ~ 16:1)

информации о влиянии содержания питательных веществ на НАВ.

Роль P и N в формировании НАВ хорошо задокументирована. Однако появляется все больше свидетельств того, что их рост также может быть ограничен или стимулирован микроэлементами (Fe, Zn, Co, Mn и Cu) как отдельно, так и в сочетании с макроэлементами [41; 42]. Роль металлов для живых организмов неоднозначна. Большая их часть в следовых количествах — необходимые микроэлементы. Однако в повышенных концентрациях они становятся токсичными элементами. Прежде всего это относится к Zn, Cu и Ni, а также к Hg, Cd, Pb, Ag, Al, As, необходимость которых в метаболизме не установлена.

Показано ограничение продуктивности водорослей повышением концентраций растворимого неорганического Fe, ионов Mn, Cu, Zn [42; 43]. В [44] обнаружили, что Cu в концентрациях 1 мкг/л подавляет рост фитопланктона в Великих озерах. CuSO_4 является мощным, наиболее часто применяемым альгицидом. Многие озера и водохранилища США, Австралии, Турции, Канады были обработаны сульфатом меди с целью подавления НАВ [45]. Между

видами водорослей имеются большие различия в потребностях и чувствительности к токсичности металлов, что определяет селективную роль металлов в формировании видового состава фитопланктона [42; 45].

Следовые металлы присутствуют в природных водах в виде различных химических соединений, что определяет их доступность и токсичность. Большинство из них представляют собой катионы, которые в той или иной степени образуют комплекс с неорганическими и органическими лигандами, адсорбируются на частицах или связываются внутри них. Многие биологически активные металлы (Fe, Cu, Mn и Co) переходят в цикл между разными степенями окисления, которые обладают разной кинетической лабильностью, растворимостью и способностью к комплексообразованию. Как правило, это pH-зависимые процессы, и в подкисленных водах доля наиболее токсичных для гидробионтов ионных форм возрастает [42—44].

В рассматриваемый период в водах ЙоИ произошло достоверное снижение содержания Cu, Zn, Ni, что снизило их токсичность, чему также способство-

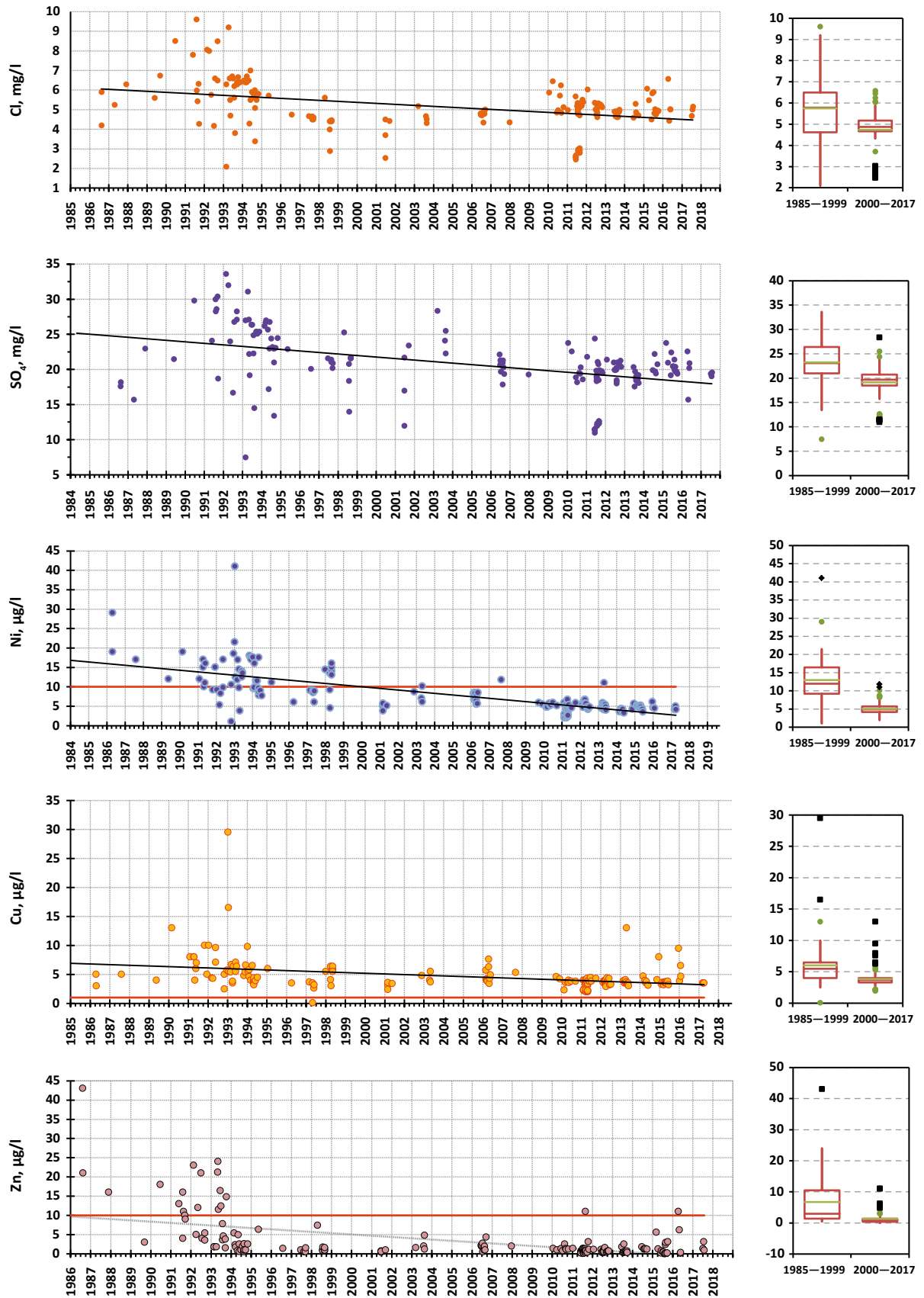


Рис. 5. Динамика содержания приоритетных загрязняющих веществ в водах плеса Йокостровская Имандра в период 1985–2017 г. Красная сплошная линия – ПДК_{р-х}
 Fig. 5. Dynamics of the content of priority pollutants in the waters of the Yokostrovskaya Imandra stretch in the period 1985–2017. Red solid line – maximum permissible concentration (MPC_{р-х})

вало повышение уровней pH. Эти изменения могли оказать стимулирующее воздействие на различные таксоны фитопланктона, как «обычные», так и «вредоносные». В частности, это в сочетании с зимним накоплением минеральных форм БЭ в воде может инициировать в ЙоИ бурное развитие диатомовых и хризодитовых (рода *Dinobryon*) водорослей в апреле — начале июня по мере удлинения светового дня [7]. Температурные ограничения и обилие питательных веществ в начале вегетационного сезона дают конкурентное преимущество холодолюбивым видам. При этом отмечаются максимальные уровни биомассы фитопланктона (более 20 г/м³) и снижение содержания в воде минеральных форм основных макроэлементов до нулевых уровней при сохранении высоких уровней органических соединений. Это создает конкурентные преимущества для гетеро- и миксотрофов перед чистыми автотрофами. В конце июня — начале июля биомасса диатомей в ЙоИ снижается, и в составе планктона возрастает доля *Chlorophyta* и *Суанопрокaryota*. Численность последних может оставаться высокой до второй половины сентября. Основными массовыми видами летнего фитопланктона (июль-август) являются перидиниевые (*Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh f. *hirundinella*, *Peridinium goslaviense* Wolosz) и синезеленые водоросли (*Anabaena lemmermannii* P. Richt., *A. flos-aquae* Born. et Flah. f. *flos-aquae*) [7].

Для многих видов НАВ эффекты динамики БЭ в среде сложны и противоречивы. Как неорганические, так и органические формы важны для контроля НАВ, поскольку миксотрофия или фаготрофия распространены среди видов, формирующих НАВ. В то же время динамика развития НАВ определяется не только количеством, качеством и доступностью питательных веществ, но и фундаментальными физиологическими различиями внутри и между группами видов, которые также зависят от условий окружающей среды (температура, освещенность, минерализация, ультрафиолетовая радиация и т. д.). Одно и то же питательное вещество в одинаковых количествах может по-разному воздействовать в разных водоемах или в разное время из-за различий условий среды во время «выпаса». Успех вида и его реакция на динамику БЭ зависят от способности использовать как количество, так и качество доступных питательных веществ, от времени и интенсивности поступления питательных веществ, взаимодействия других факторов окружающей среды, а также от эффективности стратегий размножения и выживания [46].

Нечеткие различия между авто- и гетеротрофным питанием многих видов НАВ затрудняют дифференциацию роли растворенных питательных веществ в развитии цветения от других механизмов, структурирующих популяции. Селективное питание зоопланктона определенными видами водорослей может значительно изменить структуру сообщества фитопланктона. У некоторых цветущих видов есть механизмы предотвращения воздействия хищничества на популяции, такие как формирование крупных ко-

лоний, колючки или токсичные соединения, которые позволяют избегать хищничества, что в сочетании с доступностью питательных веществ способствует формированию цветения [46]. Эти обстоятельства усложняют нормирование нагрузки как инструмента управления качеством поверхностных вод.

НАВ в ЙоИ отражает нарушения естественно-природных циклов БЭ. За короткий период происходит формирование аномально высокой биомассы цианопрокариот, которая оказывается практически недоступной для более высоких трофических уровней из-за отсутствия потребителей. При разложении отмирающих водорослей БЭ вновь переходят в доступные для НАВ формы. Вероятно, накопление значительных запасов органического вещества в ДО и относительно небольшие глубины ЙоИ с многочисленными мелководными заливами способствуют быстрому вертикальному переносу БЭ [24]. Таким образом, укорачивается и ускоряется биогеохимический цикл, нарушаются процессы аккумуляции и транспорта БЭ в трофических сетях водоема, блокируется их долговременная аккумуляция в долгоживущих организмах бентоса и икhtiофауны. Дополнительным фактором, способствующим трансформации циклов БЭ, служит нарушение гидрологического режима озера Имандра, превращенного в водохранилище. Искусственные колебания уровня воды, не синхронизированные с естественной динамикой, привели к нарушениям функционирования литораль-береговых экотонів вследствие регулярного осушения их и промерзания в зимний период. Выпадение такого важного структурно-функционального элемента экосистемы озера привело к уменьшению аккумуляции БЭ долгоживущими макрофитами и макрозообентосом, нарушило процессы передачи БЭ икhtiофауне и выноса их из водоема имаго насекомых с водными личиночными стадиями. Постоянное присутствие в экосистеме избытка БЭ с короткими внутриводоемными циклами составляет базовое условие для инициирования и поддержания цветения Имандры.

Заключение

Анализ химических параметров вод ЙоИ показал их значимые изменения за период 1985—2017 гг. Тренды снижения содержания в водах БЭ противоречат традиционным представлениям о роли минеральных форм P и N в развитии и поддержании НАВ, что свидетельствует о более сложных механизмах цветения этого арктического водоема. На наш взгляд, явление НАВ в озере Имандра описывается следующей концептуальной моделью:

- Уменьшение в воде концентраций Zn, Cu, Ni и SO₄⁻² при одновременном повышении уровней pH снизило токсичность среды и создало более благоприятные условия для развития микроводорослей.
- Продолжающееся загрязнение водоема БЭ, активная их ремобилизация из донных отложений в анаэробных условиях, подавление автотрофных процессов в период полярной ночи создают условия для накопления в воде минеральных форм в зимний пе-

- риод, что определяет вспышку численности холодноводных видов диатомовых и хризофитовых водорослей при возрастании освещенности за счет удлинения дня и уменьшения снежно-ледового покрова.
- Весенняя вспышка численности водорослей вызывает содержания минеральных форм БЭ и разбалансировки их соотношений, что подавляет рост фитопланктона, наблюдаемое во второй половине июня. Это приводит к увеличению содержания органических форм БЭ и микробного компонента планктона, участвующего в разложении отмирающей биомассы, которое интенсифицируется по мере прогрева воды.
 - Снижение содержания в воде минеральных форм БЭ в сочетании с селективным прессом зоопланктона, увеличивающим численность по мере прогрева воды, подавляют развитие чистых автотрофов. В то же время создаются благоприятные условия для видов, способных к альтернативным путям получения питательных веществ (миксо-, гетеротрофия) и имеющих стратегии защиты от хищников (крупные колонии, колючки, токсины), которые и формируют НАВ.
 - Накопление в ДО критической массы покоящихся стадий цианобактерий обеспечивает взрывной рост их численности в воде при достижении благоприятных для прорастания температур.
 - Экосистемы арктических озер не адаптированы к НАВ. В них отсутствуют или слабы как механизмы обратных связей, позволяющие регулировать численность вредоносных водорослей, так и механизмы адаптации других стенобионтных групп гидробионтов (беспозвоночные, рыбы) к НАВ-индуцированным изменениям структурно-функциональной организации экосистемы.
 - НАВ в озере Имандра привел к нарушению природных циклов БЭ. Формирование аномально высокой биомассы цианопрокариот нарушает передачу энергии от продуцентов к консументам, упрощает пищевые сети, что в конечном счете ведет к упрощению структуры экосистемы, снижению биоразнообразия и ее устойчивости.

Разработка программ борьбы с НАВ в арктических водоемах требует более детального изучения сезонной динамики количественных и качественных характеристик биотических и абиотических компонентов водных экосистем и роли метеоклиматических параметров.

Работа выполнена по государственному заданию по теме НИР № 0226-2019-0045 при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований в рамках проекта 18-05-60125 «Крупные озера Арктики в условиях глобальных и региональных изменений окружающей среды и климата».

Авторы благодарны бывшему председателю Президиума Кольского научного центра РАН академику В. Т. Калининскому за поддержку создания и работы комплексного мониторингового полигона «Имандра».

Литература/References

1. Schindler D. W., Smol J. P. Cumulative effects of climate warming and other human activities on freshwaters of Arctic and subarctic North America. *AMBIO: a J. of the Human Environment*, 2006, vol. 35, no. 4, pp. 160—168. Available at: [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[160:CEOCWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[160:CEOCWA]2.0.CO;2).
2. O'Reilly C. M. et al. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys. Res. Lett.*, 2015, 42, 10, pp. 773—781. DOI: 10.1002/2015GL066235.
3. Кашулин Н. А., Скүфьина Т. П., Даувальтер В. А., Котельников В. А. Устойчивое водопользование в Арктике. Новые подходы и решения // Арктика: экология и экономика. — 2018. — № 4. — С. 15—29. Kashulin N. A., Skufina T. P., Dauvalter V. A., Kotelnikov V. A. Sustainable water use in the Arctic. New approaches and solutions. *Arktika: ekologiya i ekonomika*. [Arctic: Ecology and Economy], 2018, no. 4, pp. 15—29. DOI: 10.25283/2223-4594-2018-4-15-29. (In Russian).
4. Kashulin N. A. et al. Selected aspects of the current state of freshwater resources in the Murmansk Region, Russia. *J. of Environmental Science and Health, Pt. A*, 2017, vol. 52, no. 9, pp. 921—929. Available at: <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1318633>.
5. Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Лукин А. А. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. — М.: Наука, 2002. Moiseyenko T. I., Dauval'ter V. A., Lukin A. A. et al. Anthropogenic modifications of the ecosystem of Lake Imandra. Moscow, Nauka, 2002 p. (In Russian).
6. Moiseenko T. I. Evolution of Ecosystems under an Anthropogenic Load: From Disorganization to Self-Organization. *Geochemistry Intern.*, 2020, vol. 58, no. 10, pp. 1083—1091. Available at: <https://doi.org/10.1134/S0016702920100110>. (In Russian).
7. Денисов Д. Б., Кашулин Н. А. Цианопрокариоты в составе планктона озера Имандра (Кольский полуостров) // Труды КНЦ РАН. — 2016. — № 7—4 (41). — С. 40—57. Denisov D. B., Kashulin N. A. Cyanoprokaryotes in the plankton of Lake Imandra (Kola Peninsula). *Trudy KNC RAN*, 2016, no. 7—4 (41), pp. 40—57. (In Russian).
8. Кашулин Н. А., Беккелунд А. К., Даувальтер В. А. НАВ's в арктических озерах — новые вызовы // Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Экосистемы и климат Арктической зоны. — М., 2020. — С. 303—306. Kashulin N. A., Bekkelund A. K., Dauvalter V. A. HAB's in arctic lakes — new challenges. *Monitoring sostoyaniya i zagryazneniya okruzhayushchey sredy. Ekosistemy i klimat Arkticheskoy zony*. Moscow, 2020, pp. 303—306. (In Russian).
9. Кашулин Н. А. Трансформация рыбной части сообществ водоемов Мурманской области // Труды КНЦ РАН. — 2012. — № 3 (10). — С. 205—245. Terent'yev P. M., Kashulin N. A. Transformation of the fish part of the communities of the reservoirs of the Murmansk region. *Trudy KNC RAN*, 2012, no. 3 (10), pp. 205—245. (In Russian).

10. Зубова Е. М., Кашулин Н. А., Терентьев П. М. Современные биологические характеристики сига *Coregonus lavaretus*, европейской ряпушки *C. albula* и европейской корюшки *Osmerus eperlanus* озера Имандра // Вестн. Перм. ун-та. Сер. Биология. — 2020. — № 3. — С. 210—226.
- Zubova E. M., Kashulin N. A., Terentyev P. M. Modern biological characteristics of whitefish *Coregonus lavaretus*, european vendace *C. albula* and european smelt *Osmerus eperlanus* from the Imandra lake. Vestn. Perm. un-ta. Ser. Biologiya, 2020, iss. 3, pp. 210—226. DOI: 10.17072/1994-9952-2020-3-210-226. (In Russian).
11. Facey J. A., Apte S. S., Mitrovic S. M. A Review of the Effect of Trace Metals on Freshwater Cyanobacterial Growth and Toxin Production. Toxins, 2019, 11, p. 643. Available at: <https://doi.org/10.3390/toxins11110643>.
12. Bowling L. Occurrence and possible causes of a severe cyanobacterial bloom in Lake Cargelligo, New South Wales. Mar. Freshw. Res., 1994, 45, pp. 737—745. Available at: <https://doi.org/10.1071/MF9940737>.
13. Molot L. A. et al. A novel model for cyanobacteria bloom formation: The critical role of anoxia and ferrous iron. Freshw. Biol., 2014, 59, pp. 1323—1340. Available at: <https://doi.org/10.1111/fwb.12334>.
14. Anderson D. M. et al. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries, 2002, 25, pp. 704—726. Available at: <https://doi.org/10.1007/BF02804901>.
15. Beaver J. R. et al. Environmental factors influencing the quantitative distribution of microcystin and common potentially toxigenic cyanobacteria in US lakes and reservoirs. Harmful Algae, 2018, 78, pp. 118—128. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.08.004>.
16. Marshall G. J. et al. Climate change in the Kola Peninsula, Arctic Russia, during the last 50 years from meteorological observations. J. of Climate, 2016, 29 (18), pp. 6823—6840. Available at: <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0179.1>.
17. Денисов Д. Б., Кашулин Н. А. Современное состояние водорослевых сообществ планктона в зоне влияния Кольской АЭС (оз. Имандра) // Труды КНЦ РАН. — 2013. — № 3 (16). — С. 70—96.
- Denisov D. B., Kashulin N. A. Current state of algal communities of plankton in the zone of influence of the Kola NPP (Lake Imandra). Trudy KNC RAN, 2013, no. 3 (16), pp. 70—96. (In Russian).
18. Кашулин Н. А. и др. Особенности летнего пространственного распределения фосфора, азота и хлорофилла а в крупном эвтрофируемом арктическом озере Имандра (Мурманская область) в связи с массовым развитием фотосинтезирующих микроорганизмов // Биосфера. — 2020. — Т. 12, № 3. — С. 63—92. — DOI: 10.24855/biosfera.v12i3.547.
- Kashulin N. A. et al. Characteristics of summertime spatial distribution of Phosphorus, Nitrogen and chlorophyll-a in a major eutrophic arctic lake Imandra (Murmansk region, Russia) as associated with harmful algal blooms. Biosfera, 2020, vol. 12, no. 3, pp. 63—92. DOI: 10.24855/biosfera.v12i3.547. (In Russian).
19. Кашулин Н. А., Беккелунд А., Даувальтер В. А., Петрова О. В. Апатитовое горно-обогатительное производство и эвтрофирование арктического озера Имандра // Арктика: экология и экономика. — 2019. — № 3 (35). — С. 16—34. — DOI: 10.25283/2223-4594-2019-3-16-34.
- Kashulin N. A., Bekkelund A., Dauval'ter V. A., Petrova O. V. Apatite mining and processing production and eutrophication of the arctic lake Imandra. Arktika: ekologiya i ekonomika. [Arctic: Ecology and Economy], 2019, no. 3 (35), pp. 16—34. DOI: 10.25283/2223-4594-2019-3-16-34. (In Russian).
20. Schindler D. W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, 1977, 195 (4275), pp. 260—262.
21. Harpole W. S. et al. Nutrient co-limitation of primary producer communities. Ecology letters, 2011, 14 (9), pp. 852—862. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x>.
22. Donald D. B. et al. Comparative effects of urea, ammonium, and nitrate on phytoplankton abundance, community composition, and toxicity in hypereutrophic freshwaters. Limnology and Oceanography, 2011, vol. 56, no. 6, pp. 2161—2175. Available at: <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.6.2161>.
23. Finlay K. et al. Experimental evidence that pollution with urea can degrade water quality in phosphorus-rich lakes of the Northern Great Plains. Limnology and Oceanography, 2010, vol. 55, no. 3, pp. 1213—1230. Available at: <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1213>.
24. Beversdorf L. J. et al. Long-term monitoring reveals carbon-nitrogen metabolism key to microcystin production in eutrophic lakes. Frontiers in microbiology, 2015, vol. 6, p. 456. Available at: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00456>.
25. Harris T. D. et al. Combined effects of nitrogen to phosphorus and nitrate to ammonia ratios on cyanobacterial metabolite concentrations in eutrophic Midwestern USA reservoirs. Inland Waters, 2016, vol. 6, no. 2, pp. 199—210. DOI: 10.5268/IW-6.2.938.
26. Beversdorf L. J. et al. Variable cyanobacterial toxin and metabolite profiles across six eutrophic lakes of differing physiochemical characteristics. Toxins, 2017, vol. 9, no. 2, p. 62. Available at: <https://doi.org/10.3390/toxins9020062>.
27. Glibert P. M., Legrand C. The diverse nutrient strategies of harmful algae: focus on osmotrophy. Ecology of harmful algae. Berlin; Heidelberg, Springer, 2006, pp. 163—175. DOI: 10.1007/978-3-540-32210-8_13.
28. Heisler J. et al. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. Harmful algae, 2008, vol. 8, no. 1, pp. 3—13. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006>.
29. Matisoff G. et al. Internal loading of phosphorus in western Lake Erie. J. of Great Lakes Research, 2016, vol. 42, no. 4, pp. 775—788. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.04.004>.
30. Orihel D. M. et al. The “nutrient pump”: Iron-poor sediments fuel low nitrogen-to-phosphorus ratios

- and cyanobacterial blooms in polymictic lakes. *Limnology and Oceanography*, 2015, vol. 60, no. 3, pp. 856—871. Available at: <https://doi.org/10.1002/lno.10076>.
31. Hellweger F. L. et al. Agent-based modeling of the complex life cycle of a cyanobacterium (*Anabaena*) in a shallow reservoir. *Limnology and Oceanography*, 2008, vol. 53, no. 4, pp. 1227—1241. Available at: <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1227>.
32. Burkholder J. A. M., Glibert P. M., Skelton H. M. Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful algae*, 2008, vol. 8, no. 1, pp. 77—93. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.010>.
33. Flynn K. J., Mitra A., Glibert P. M., Burkholder J. A. M. Mixotrophy in harmful algal blooms: by whom, on whom, when, why, and what next. *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. [S. l.], Springer, Cham, 2018, pp. 113—132. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-319-70069-4_7.
34. Glibert P. M., Burkholder J. A. M. Harmful algal blooms and eutrophication: “strategies” for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone. *Chinese J. of Oceanology and Limnology*, 2011, vol. 29, no. 4, pp. 724—738. DOI: 10.1007/s00343-011-0502-z.
35. Nygaard K., Tobiesen A. Bacterivory in algae: a survival strategy during nutrient limitation. *Limnology and Oceanography*, 1993, vol. 38, no. 2, pp. 273—279. Available at: <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.2.0273>.
36. Jeong H. J. et al. Feeding by phototrophic red-tide dinoflagellates: five species newly revealed and six species previously known to be mixotrophic. *Aquatic microbial ecology*, 2005, vol. 40, no. 2, pp. 133—150. DOI: 10.3354/ame040133.
37. LaRoche J., Breitbarth E. Importance of the diazotrophs as a source of new nitrogen in the ocean. *J. of Sea Research*, 2005, vol. 53, iss. 1—2, pp. 67—91. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2004.05.005>.
38. Glibert P. M., O’Neil J. M. Dissolved organic nitrogen release and amino acid oxidase activity by *Trichodesmium* spp. *Bull. de l’Inst. Oceanographique Monaco numero special*, 1999, pp. 265—272.
39. Lenes J. M., Heil C. A. A historical analysis of the potential nutrient supply from the N₂ fixing marine cyanobacterium *Trichodesmium* spp. to *Karenia brevis* blooms in the eastern Gulf of Mexico. *J. of plankton research*, 2010, vol. 32, no. 10, pp. 1421—1431. Available at: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq061>.
40. Mulholland M. R. et al. Dinitrogen fixation and release of ammonium and dissolved organic nitrogen by *Trichodesmium* IMS101. *Aquatic Microbial Ecology*, 2004, vol. 37, no. 1, pp. 85—94. DOI: 10.3354/ame037085.
41. Facey J. A. et al. A Review of the Effect of Trace Metals on Freshwater Cyanobacterial Growth and Toxin Production. *Toxins*, 2019, 11, p. 643. Available at: <https://doi.org/10.3390/toxins11110643>.
42. Sunda W. G. Trace metals and harmful algal blooms. *Ecology of Harmful Algae*. Berlin; Heidelberg, Springer, 2006, pp. 203—214. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8_16.
43. Perales-Vela H. V., González-Moreno S., Montes-Horcasitas C., Cañizares-Villanueva R. O. Growth, photosynthetic and respiratory responses to sub-lethal copper concentrations in *Scenedesmus incrassatulus* (Chlorophyceae). *Chemosphere*, 2007, vol. 67, no. 11, pp. 2274—2281. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.036>.
44. Lehman J. T. et al. Copper inhibition of phytoplankton in Saginaw Bay, Lake Huron. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 2004, 61, pp. 1871—1880. Available at: <https://doi.org/10.1139/f04-129>.
45. Wu H. et al. Species-dependent variation in sensitivity of *Microcystis* species to copper sulfate: implication in algal toxicity of copper and controls of blooms. *Scientific Reports*, 2017, 7, no. 40393. Available at: <https://doi.org/10.1038/srep40393>.
46. Granéli E. Ecology of harmful algae. Ed. J. T. Turner. Berlin, Springer, 2006, p. 406. (Vol. 189). Available at: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-3-540-32210-8.pdf>.

Информация об авторах

Кашулин Николай Александрович, доктор биологических наук, профессор, главный научный сотрудник, Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН (184209, Россия, Апатиты, мкр. Академгородок, д. 14а), e-mail: nikolay@inep.ksc.ru.

Беккелунд Александр, PhD, ЗАО «Creek-Bio», eDNA Laboratory (P.O. Box 1378, 0151, Oslo, Norway), e-mail: a.bekkelund@creek-bio.com.

Даувальтер Владимир Андреевич, доктор географических наук, профессор, главный научный сотрудник, Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН (184209, Россия, Апатиты, мкр. Академгородок, д. 14а), e-mail: vladimir@inep.ksc.ru.

Библиографическое описание данной статьи

Кашулин Н. А., Беккелунд А., Даувальтер В. А. Долговременные изменения химических параметров и цветение вредоносных водорослей в арктическом озере Имандра // Арктика: экология и экономика. — 2021. — Т. 11, № 3. — С. 327—340. — DOI: 10.25283/2223-4594-2021-3-327-340.

LONG-TERM HYDROCHEMICAL CHANGES AND “HARMFUL ALGAL BLOOMS” IN THE ARCTIC LAKE IMANDRA

Kashulin, N. A.

Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the RAS (Apatity, Murmansk region, Russian Federation)

Bekkelund, A.

Creek-Bio AB (Oslo, Norway)

Dauvalter, V. A.

Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the RAS (Apatity, Murmansk region, Russian Federation)

The article was received on March 25, 2021

Abstract

The large arctic Imandra Lake is located in the industrial Murmansk region, Russia. Since the 2000s it has regular Harmful Algal Blooms. Significant changes in hydrochemical indices were recorded in 1985—2017. The ratio of the main ions has changed, the pH and alkalinity have increased. The indicators of water salinity, the total content of P and N, and their mineral forms have decreased. The concentrations of Zn, Cu, Ni и SO_4^{2-} have decreased as well. The decrease trends in the content of macronutrients in waters contradict traditional concepts and the role of mineral P and N in the development of HAB. This indicates more complex mechanisms of flowering in this arctic reservoir, which are being discussed.

Keywords: *Arctic lake, Imandra, harmful algae bloom, dynamics of nutrients, heavy metals.*

The work was carried out according to the state assignment on the research work theme No. 0226-2019-0045 with the support of the Russian Foundation for Basic Research in the framework of the project 18-05-60125 “Large lakes of the Arctic in the context of global and regional changes in the environment and climate”.

The authors are grateful to the former Chairman of the Presidium of the Kola Scientific Center of the Russian Academy of Sciences Academician V. T. Kalinnikov for his support for the creation and operation of the field research site Imandra.

Information about the authors

Kashulin, Nikolay Alexandrovich, Doctor of Biological Science, Professor, Chief Researcher, Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the RAS (14a, Akademgorodok, Apatity, Murmansk region, Russia, 184209), e-mail: nikolay@insep.ksc.ru.

Bekkelund, Alexander, PhD, Creek-Bio AB, eDNA Laboratory (P.O. Box 1378, 0151, Oslo, Norway), e-mail: a.bekkelund@creek-bio.com.

Dauvalter, Vladimir Andreyevich, Doctor of Geography, Professor, Chief Researcher, Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the RAS (14a, Akademgorodok, Apatity, Murmansk region, Russia, 184209), e-mail: vladimir@insep.ksc.ru.

Bibliographic description of the article

Kashulin, N. A., Bekkelund, A., Dauvalter, V. A. Long-term hydrochemical changes and “Harmful Algal Blooms” in the Arctic Lake Imandra. *Arktika: ekologiya i ekonomika*. [Arctic: Ecology and Economy], 2021, vol. 11, no. 3, pp. 327—340. DOI: 10.25283/2223-4594-2021-3-327-340. (In Russian).

© Kashulin N. A., Bekkelund A., Dauvalter V. A., 2021