

АПАТИТОВОЕ ГОРНО-ОБОГАТИТЕЛЬНОЕ ПРОИЗВОДСТВО И ЭВТРОФИРОВАНИЕ АРКТИЧЕСКОГО ОЗЕРА ИМАНДРА

Н. А. Кашулин

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

А. Бенкелунд

ЗАО «Creek-Bio» (Осло, Норвегия)

В. А. Даувальтер, О. В. Петрова

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

Статья поступила в редакцию 23 апреля 2019 г.

В результате добычи и переработки апатитонепелиновых руд Хибин (Мурманская область) в водную среду попадают тысячи тонн минеральных веществ, в том числе соединения фосфора и азота. Поверхностные воды являются основной средой миграции загрязняющих веществ, большая часть которых аккумулируется в крупном эвтрофируемом заполярном озере Имандра. Годовые поступления в плес Большая Имандра только по реке Белой оцениваются в 1233 т азота и 300 т фосфора, что превышает критическую нагрузку для всего водоема. Рассмотрены пространственная и временная динамика основных форм фосфора и азота, особенности взаимосвязей загрязнения арктического озера макробиогенными веществами и развитие цветения потенциально токсичных водорослей и цианобактерий.

Ключевые слова: Арктика, поверхностные воды, эвтрофирование, биогенные вещества, азот, фосфор, критическая нагрузка, цианопрокариотическое цветение.

Введение

Озеро Имандра — крупнейший водоем Арктической зоны Российской Федерации, имеющий сложную пространственную структуру и включающий три относительно изолированных плеса: Большую (БоИ), Йокостровскую (ЙоИ) и Бабинскую (БаИ) Имандру, различающихся гидрологическими и гидрохимическими условиями, степенью антропогенной нагрузки. Результатом продолжающихся с 30-х годов прошлого столетия многофакторных воздействий стала трансформация его природного состояния [1—4]. В последние годы антропогенное эвтрофирование озера и сопровождающие негативные явления становятся основными факторами снижения ресурсного потенциала водоема [5; 6]. На-

блюдается регулярное цветение потенциально токсичных микроводорослей и цианобактерий (Harmful Algal Bloom — HAB), приводящее к радикальным структурно-функциональным изменениям сообщества гидробионтов [7; 8].

Эвтрофирование пресноводных и прибрежных морских экосистем в результате увеличения антропогенной нагрузки биогенными элементами (БГЭ) в последние десятилетия стало глобальной проблемой [9] и представляет серьезную угрозу для устойчивости, экологической целостности и безопасного использования внутренних и прибрежных вод [10—13]. HAB является сложным явлением, определяемым комплексом воздействующих одновременно факторов, включая не только внешние потоки БГЭ, но и рециркулирование внутриводоемных запасов (донных отложений, биоты) [14—16].

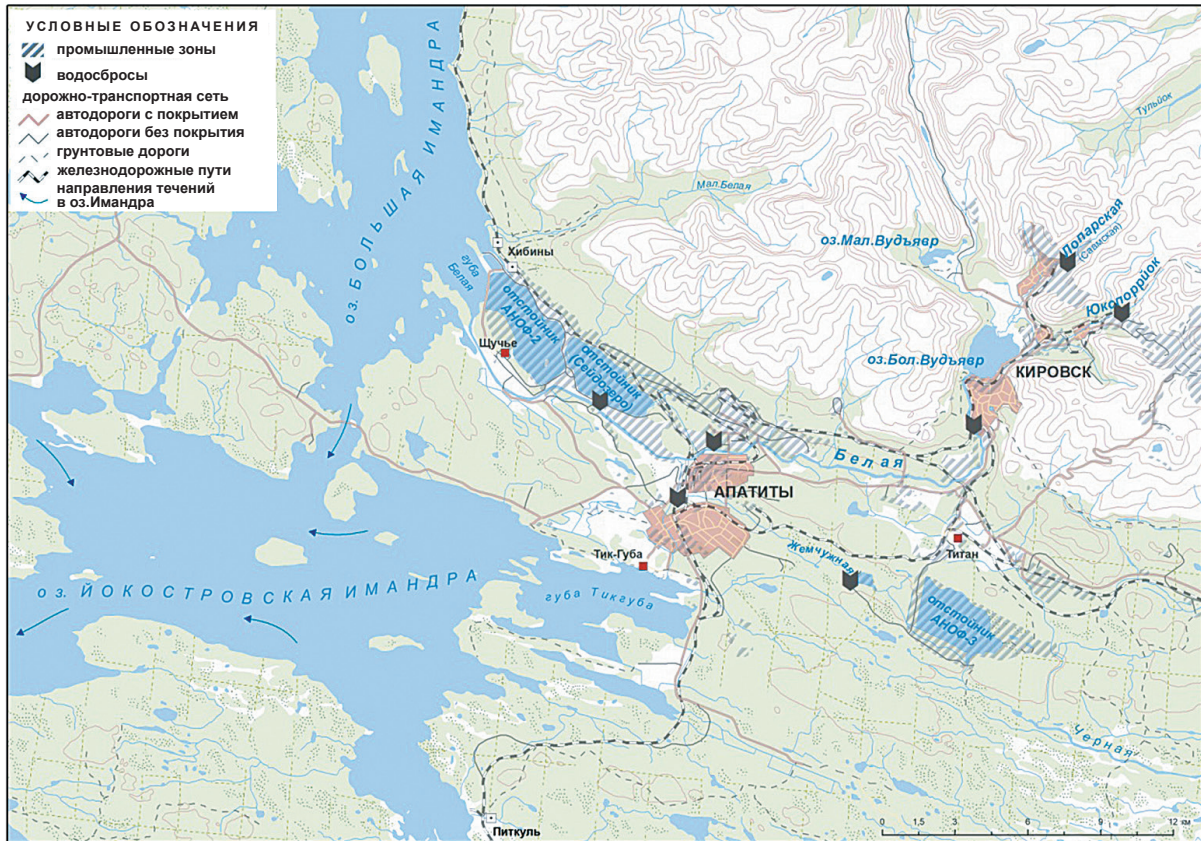


Рис. 1. Район исследований и основные точки сброса сточных вод
Fig. 1. Research area and major discharge points (load sources)

На территории водосбора озера Имандра расположены горно-перерабатывающие предприятия (ОАО «Апатит», «Североникель», «Олкон», Ковдорский горно-обогатительный комбинат) и развитая инфраструктура, включая большие населенные пункты, предприятия энергетики, логистики, сельского хозяйства и социального сектора. Крупнейшим является Кировско-Апатитский промышленный район с населением свыше 80 тыс. человек и расположенными здесь производственными мощностями ОАО «Апатит», производителя фосфатного сырья — апатитового концентрата. Добыча апатитонегелиновой руды с использованием азотсодержащих взрывчатых веществ производится на ряде месторождений Хибин. Обогащение руд осуществляется на обогатительных фабриках АНОФ-2, АНОФ-3. Деятельность предприятий обуславливает техногенное поступление в окружающую среду ряда соединений, при этом поверхностные воды являются основной средой миграции загрязняющих веществ, большая часть которых в конечном счете аккумулируется в озере Имандра [17].

Целью данной статьи является анализ пространственного распределения соединений макробиогенных элементов в поверхностных водах Кировско-Апатитского промышленного района и оценка их роли в процессах эвтрофирования озера Имандра.

Объекты и методы исследований

Район исследований

Объектами исследования были: водосбор реки Белой (озера Большой и Малый Вудъявры, реки Вудъяврийок, Саамская, Юкспоррийок, Белая и Жемчужная) и озеро Имандра (рис. 1). На водные объекты системы рек Белая — Жемчужная непосредственное влияние оказывают крупные населенные пункты и промышленные предприятия. Наиболее загрязненными являются реки Саамская и Юкспоррийок, принимающие сточные воды рудников и впадающие в озеро Большой Вудъявр.

Образующиеся в процессе переработки хвосты поступают гидротранспортом в пруды хвостохранилищ АНОФ-2 и АНОФ-3, из которых сбрасываются в реки Белую и Жемчужную. Река Жемчужная (длина 19 км) берет начало в безымянном озере близ поселка Титан, служащем прудом-отстойником стоков хвостохранилища АНОФ-3. Значительный вклад в загрязнение реки вносят очистные сооружения коммунальных стоков поселка Титан и города Апатиты. Русло реки изменено, и ее сток каналом перенаправлен в Белую (длина 24 км), которая вытекает из озера Большой Вудъявр. По правому берегу Белой впадает около 10 небольших рек, по левому — на 3-м километре из очистных сооружений поступа-

ют коммунальные стоки Кировска, с 15-го по 20-й километр в районе промзоны АНОФ-2 по мелким ручьям поступают ливневые воды, а также впадают по каналам реки Жемчужная и Тахтарйок. Ниже слияния этих рек на 24-м километре Белая принимает сточные воды из хвостохранилища АНОФ-2. Впадает река в модифицированную строительством хвостохранилища АНОФ-2 губу Белую плеса БоИ. Плес БоИ вытянут в меридиональном направлении на 55 км (площадь зеркала около 328 км²), соединяется с ЙоИ (351 км²) узкой протокой. Озеро Имандра имеет сток в Белое море через реку Нива, исток которой расположен в южной части ЙоИ, что определяет общую направленность постоянных стоковых течений и транзит загрязняющих веществ с севера на юг.

Методы исследований

В данной работе использованы данные, полученные в ходе сезонных наблюдений гидрохимического режима поверхностных вод Кировско-Апатитского района в 2011—2013 гг. Точки отбора проб поверхностных вод выбирались для выявления закономерностей распространения загрязняющих веществ по мере движения водного потока от промышленных объектов ОАО «Апатит». Было отобрано 312 проб в соответствии с п. 4.34 СП 11-102-97. Определение всех основных гидрохимических параметров, включая соединения БГЭ, проводили в стационарных условиях в аккредитованном Центре коллективного пользования Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН (№ РОСС RU.0001.517126) по стандартным сертифицированным методикам. Для определения условно растворимой и взвешенной форм фосфора пробы фильтровали через мембранный фильтр с размером пор 0,45 мкм [18]. Расчеты содержания доминирующих физико-химических форм БГЭ в фильтрате выполнены с помощью модели CHEAQS Next. Катионы Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ определялись на атомно-абсорбционном спектрофотометре Perkin-Elmer-360 в режиме пламенной атомизации. Анионы Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ определяли в фильтрованных пробах воды методом жидкостной хроматографии с кондуктометрическим детектором Waters HPLC 432. PO₄³⁻, P_{общ.}, NO₃⁻, N_{общ.} и NH₄⁺ анализировались фотометрическим методом (фотометр КФК 3-01, спектрофотометр Pharmacia LKB Novaspec II).

Образцы донных отложений (ДО) 12 станций БоИ и ЙоИ отбирались в 2012 г. отборником колонок открытого гравитационного типа, сделанного из плексигласа (внутренний диаметр 44 мм), с автоматически закрывающейся диафрагмой. Образцы после высушивания при 105°C обрабатывались концентрированной азотной кислотой в автоклаве с тефлоновым вкладышем при 140°C в течение 4 ч. Р определяли фотометрическим методом.

Критическую нагрузку (LCP) на водоем (переход к эвтрофному состоянию) рассчитывали по уравнению Фолленвайдера [19]. Текущую (реальную)

фосфорную нагрузку на озеро (LP) рассчитывали на основании средней концентрации Р в воде озера по модели Кирхера и Диллона [20]. Статистический анализ и визуализация результатов были произведены в среде R (версия 3.5.3) [21]. Для выявления различий гидрохимических показателей на участках водной системы использовали метод анализа главных компонент (principal component analysis — PCA) [22]. В ходе анализа всего массива мультивариативных данных были определены два подпространства меньшей размерности и использованы для выделения отдельных факторов, обуславливающих различия между участками путем проецирования параметров каждой точки в ортогональной проекции. Анализ корреляции между отдельными факторами выполнен по методу Пирсона, достоверность коэффициентов корреляции была определена путем определения уровней значимости по методу Арбетнота [22]. Для последующего описания данных использованы коэффициенты корреляции с уровнем значимости $P \geq 95\%$, что соответствует достигаемому уровню значимости $p \leq 0,05$. Анализ пространственного распределения веществ, визуализацию полученной информации и подготовку карт-схем проводили в ArcGIS 10.6.1. Весь массив данных о станциях отбора проб и содержании веществ на каждой из станций был собран в базу геоданных. В дальнейшем имеющиеся материалы классифицировались согласно анализируемым параметрам. В качестве топоосновы была использована топокарта Мурманской области (базовый масштаб 1:200 000). Оригинальные схемы подготовлены авторами статьи.

Результаты

Сточные воды промышленных объектов ОАО «Апатит» вносят в водоемы тысячи тонн взвешенных веществ и минеральных солей, что приводит к изменению их природного содержания и соотношения. Высокие значения общей минерализации наблюдаются во всех водных объектах, но максимальные характерны для мест сброса рудничных и сточных вод хвостохранилищ (рис. 2, табл. 1). Природная минерализация вод (20—30 мг/л) отмечается только в озере Малый Вудъявр. Наблюдаемые выраженные сезонные изменения связаны с неравномерным обводнением горных выработок в течение года (минимумы в зимний период). Сброс рудничных вод происходит в верховьях рек, где расходы воды минимальны и динамика поступления загрязненных рудничных вод во многом определяет концентрации загрязняющих веществ в реке. Напротив, в местах сброса сточных вод из хвостохранилищ наибольшие концентрации наблюдаются зимой и летом (межень), а наименьшие — весной (половодье), т. е. прослеживается обратная корреляция с расходом воды. Пространственное распределение показателя $\sum_{\text{ион}}$ вод озера Имандра наглядно показывает локализацию источника загрязнений водоема и их распределение.

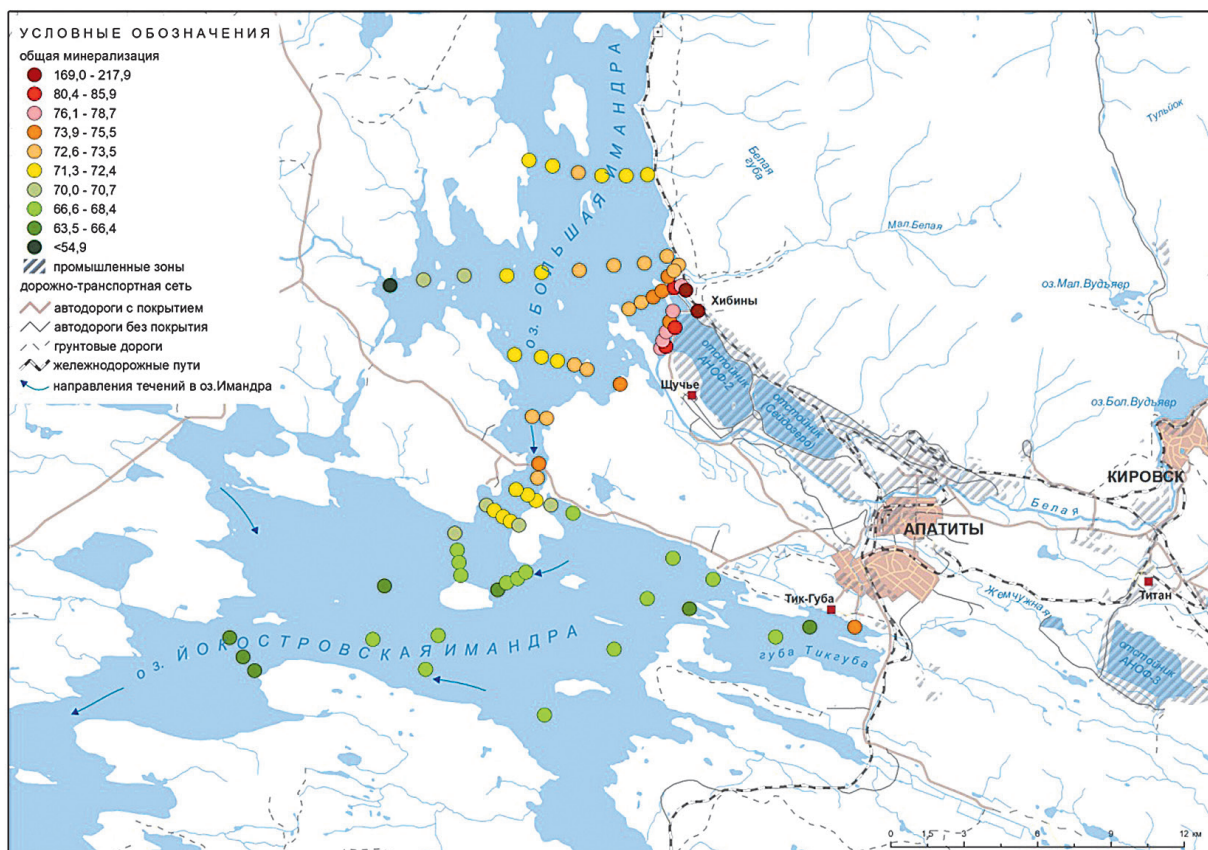


Рис. 2. Пространственное распределение показателей общей минерализации вод озера Имандра, мг/л
Fig. 2. The total water mineralisation gradients in Lake Imandra, mg/ml

Таблица 1. Среднее, минимальное и максимальное (в скобках) содержание основных параметров химического состава поверхностных вод исследуемой территории

Объект	pH	Σ ионов, мг/л	Органические вещества, мгС/л	NH_4^+ , мкгN/л	NO_3^- , мкгN/л	$\text{N}_{\text{общ.}}$, мкгN/л	PO_4^{3-} , мкгP/л	$\text{P}_{\text{общ.}}$, мкгP/л	Si, мкг/л	Формула ионного состава воды (%)
Озеро М. Вудъявр	7,20 (6,67—7,42)	24,9 (22,3—29,7)	2,0 (1,7—2,6)	11 (5—34)	75 (35—119)	138 (92—216)	2 (0—3)	5 (2—11)	2,8 (2,4—3,1)	HCO_3 (86) SO_4 (10) Cl (3). Na (70) K (19) Ca (10) Mg (1)
Река Вудъяврйок	7,33 (7,32—7,34)	24,2 (23,3—25,1)	2,2 (2,1—2,2)	1 (0—1)	64 (49—78)	96 (75—117)	4 (2—5)	6 (3—8)	2,4 (2,4—2,5)	HCO_3 (85) SO_4 (11) Cl (4). Na (70) K (18) Ca (11) Mg (1)
Река Саамская	8,14 (7,60—8,86)	206 (88—306)	3,4 (2,8—4,6)	997 (494—2 550)	8 082 (3 366—11 910)	10 568 (5 544—16 095)	147 (21—373)	2 977 (858—6 794)	3,1 (2,8—3,5)	HCO_3 (47) SO_4 (26) Cl (27). Na (63) K (18) Ca (18) Mg (1)

Продолжение табл. 1

Объект	pH	Σ ионов, мг/л	Органические вещества, мгС/л	NH ₄ ⁺ , мкгN/л	NO ₃ ⁻ , мкгN/л	N _{общ.} , мкгN/л	PO ₄ ³⁻ , мкгP/л	P _{общ.} , мкгP/л	Si, мкг/л	Формула ионного состава воды (%)
Река Юкспорройок	8,67 (8,16—9,12)	163 (109—217)	2,9 (2,6—3,4)	133 (116—151)	3 240 (1 830—4 597)	4 506 (3 096—5 809)	1 508 (1 108—1 940)	2 197 (1 649—2 800)	3,5 (2,9—4,6)	HCO ₃ (69) SO ₄ (28) Cl (3). Na (69) K (23) Ca (8) Mg (1)
Озеро Б. Вудъявр	7,97 (4,58—9,13)	92,3 (31,5—117)	2,6 (1,9—3,2)	37 (0—76)	2 402 (108—3 966)	2 841 (252—5 600)	353 (4—578)	425 (43—723)	2,6 (1,8—4,0)	HCO ₃ (67) SO ₄ (28) Cl (5). Na (66) K (21) Ca (13) Mg (1)
Река Белая (среднее течение)	7,77 (7,57—8,85)	94,2 (79,2—115)	2,8 (1,9—3,8)	327 (12—723)	2 321 (1 484—3 860)	2 764 (1 938—4 160)	278 (118—444)	417 (303—654)	2,4 (1,5—3,1)	HCO ₃ (67) SO ₄ (27) Cl (6). Na (64) K (20) Ca (15) Mg (1)
Река Белая (район АНОФ-2)	7,46 (7,30—7,56)	71,6 (27,7—96,6)	4,1 (3,0—4,6)	10 (1—16)	61 (21—89)	226 (61—322)	4 (3—6)	61 (6—113)	1,5 (0,7—2,8)	HCO ₃ (64) SO ₄ (29) Cl (7). Na (52) K (13) Ca (30) Mg (5)
Река Жемчужная	9,12 (8,12—9,59)	394 (312—606)	6,2 (3,9—8,2)	48 (9—267)	1438 (771—3 545)	2 166 (1 351—4 752)	311 (157—774)	460 (340—885)	1,8 (0—5,0)	HCO ₃ (49) SO ₄ (49) Cl (2). Na (67) K (24) Ca (9) Mg (1)
Река Жемчужная («Водоканал»)	6,66	177	4,9	40	18 200	20 532	2 110	2 260	3,0	HCO ₃ (34) SO ₄ (37) Cl (29). Na (46) K (13) Ca (36) Mg (5)
Река Белая, хвостохранилище АНОФ-2	8,65 (8,43—8,78)	435 (382—471)	4,9 (4,6—5,2)	28 (5—68)	12 (6—16)	546 (394—799)	145 (56—209)	2 368 (495—5 800)	2,1 (1,5—2,7)	HCO ₃ (49) SO ₄ (49) Cl (2). Na (71) K (23) Ca (6) Mg (1)
Озеро Имандра (губа Белая)	7,72 (7,28—8,55)	91,8 (69,9—217)	3,8 (3,0—5,3)	31 (1—149)	392 (2—2 600)	628 (177—2 154)	39 (2—222)	91 (13—350)	0,8 (0,1—3,7)	HCO ₃ (52) SO ₄ (40) Cl (8). Na (65) K (16) Ca (16) Mg (3)

Окончание табл. 1

Объект	рН	Σ ионов, мг/л	Органи- ческие веще- ства, мгС/л	NH_4^+ , мкгN/л	NO_3^- , мкгN/л	$\text{N}_{\text{общ.}}$, мкгN/л	PO_4^{3-} , мкгP/л	$\text{P}_{\text{общ.}}$, мкгP/л	Si, мкг/л	Формула ионного состава воды (%)
БоИ	7,47 (7,22— 7,69)	72,1 (54,9— 74,5)	4,0 (3,5— 5,0)	9 (1—53)	7 (0—50)	206 (148— 368)	3 (1—6)	29 (12— 62)	0,1 (0— 0,6)	HCO_3^- (48) SO_4 (41) Cl (11). Na (64) K (13) Ca (18) Mg (5)
ЙоИ	7,38 (7,22— 7,47)	68,5 (63,5— 73,9)	4,0 (3,4— 4,5)	10 (1—37)	2 (0—9)	181 (140— 327)	1 (0—3)	15 (8—39)	0,1 (0— 0,2)	HCO_3^- (49) SO_4 (40) Cl (11). Na (63) K (13) Ca (20) Mg (5)

В южной части БоИ и северной ЙоИ $\Sigma_{\text{ион}}$ в два-четыре раза превышает условно фоновые показатели БаИ. В плесе БоИ среднегодовые значения $\Sigma_{\text{ион}}$ составляют от 55 до 74 мг/л в зависимости от района, в ЙоИ — 60—73 мг/л в северной части и 44—49 мг/л в южной части. Наибольшие показатели (70—217 мг/л) наблюдаются в губе Белой в период паводка. В летний период здесь отмечаются довольно равномерное распределение ионов по всей толще воды и увеличение их содержания в придонном слое в зимний период (октябрь-март) — от 70—75 мг/л в поверхностном слое до 83—88 мг/л в придонном. В центральной части северного плеса ЙоИ эквивалентные доли SO_4^{2-} и HCO_3^- составляют 44—48% и 36—45% соответственно. Преобладающим катионом является Na^+ — 54—66% от общего содержания катионов. В южной части плеса ЙоИ среди анионов на первое место выходит HCO_3^- . Его доля в ионном составе воды 42—57%, SO_4^{2-} — 34—44%. Na^+ составляет 42—60% от общего содержания катионов.

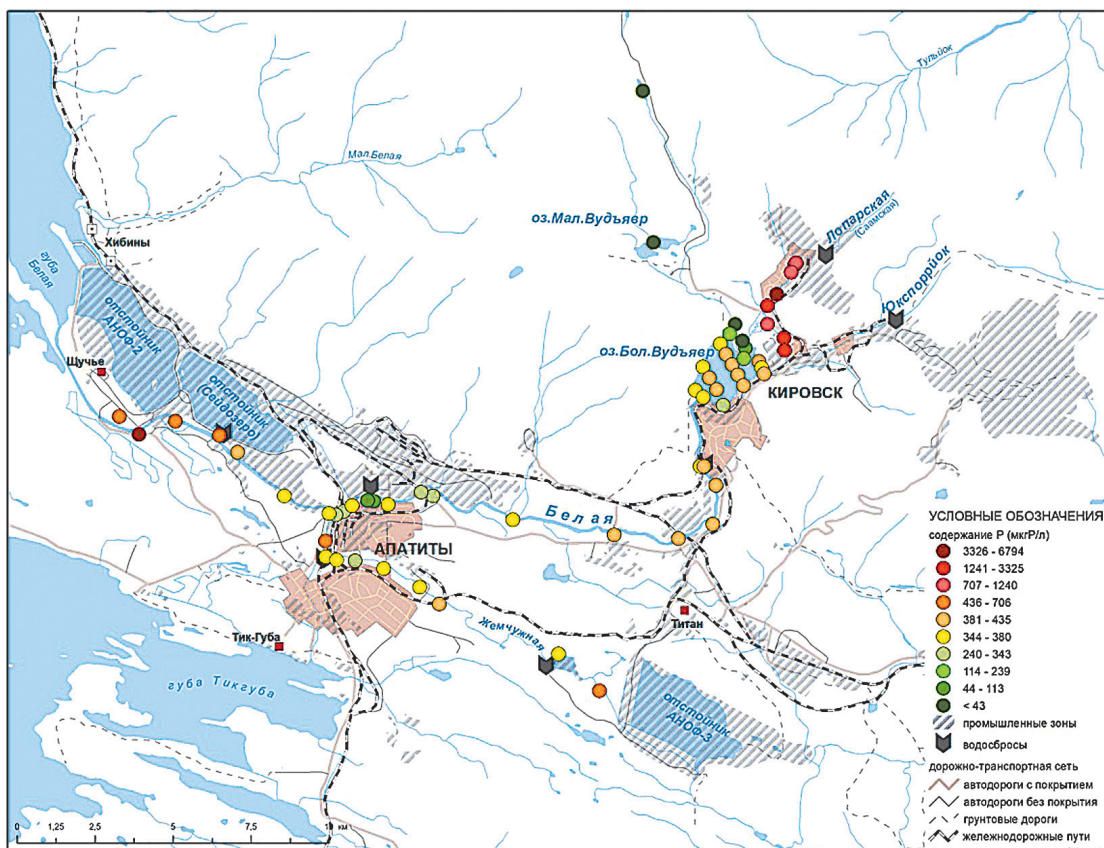
В целом пространственная динамика соединений Р и N соответствует пространственному распре-

лению $\Sigma_{\text{ион}}$ (рис. 3). Р поступает в природные воды района исследования в результате усиливающегося выщелачивания из фосфорсодержащих минералов в результате дезинтеграции обводненных горных пород при их добыче и переработке. В рудничных водах содержание $\text{P}_{\text{общ.}}$ достигает следующих значений: на Расвумчоррском руднике — 12 110 мкгP/л (до 31 400 мкгP/л), на Юкспорском — до 24 890 мкгP/л, на Кировском — до 2000 мкгP/л. В сбросных водах хвостохранилища АНОФ-2 — до 2368 мкгP/л.

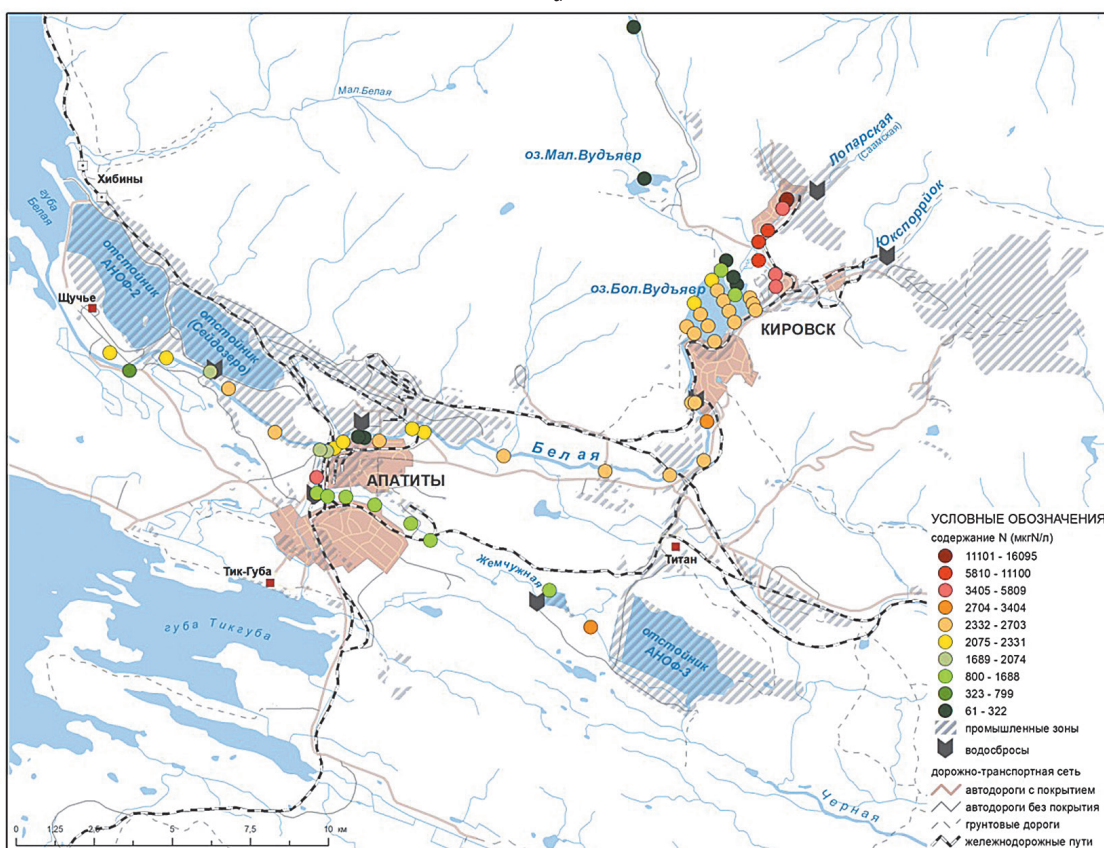
Сброс этих вод приводит к резкому увеличению содержания БГЭ. Концентрации $\text{P}_{\text{общ.}}$ во всех исследуемых участках систем рек Белой — Жечужной очень высоки (в среднем 430 мкгP/л) и достигают значений 2000—6700 мкгP/л (реки Юкспоррйок и Саамская). При этом для всей системы реки Белой, включая озеро Большой Вудъявр и губу Белую, значительная часть Р находится в виде взвешенных частиц и малорастворимых микрогетерогенных систем (менее 0,45 мкм) (табл. 2). В озере Малый Вудъявр и ЙоИ $\text{P}_{\text{фильт.}}$ представлен в основном растворимыми биодоступными формами.

Таблица 2. Модель распределения физико-химических форм нахождения фосфора в фильтрате (менее 0,45 мкм) вод исследованных озер

Форма нахождения	Доля от $\text{P}_{\text{фильт.}}$, %			
	Озеро М. Вудъявр	Озеро Б. Вудъявр	Озеро Имандра, губа Белая	Йокоостровская Имандра
Растворимые	99,96	1,99	8,12	99,98
Микрочастицы (менее 0,45 мкм)		98,01	91,88	
Связанные в органические соединения	0,03	0,00	0,00	0,01



а



б

Рис. 3. Пространственное распределение содержания $P_{\text{общ.}}$ (а) и $N_{\text{общ.}}$ (б) в водных объектах Кировско-Апатитского района
Fig. 3. The spatial distribution of the P_{total} (а) and N_{total} (б) content in water bodies of the Kirovsk-Apatitsky region

Окончание табл. 2

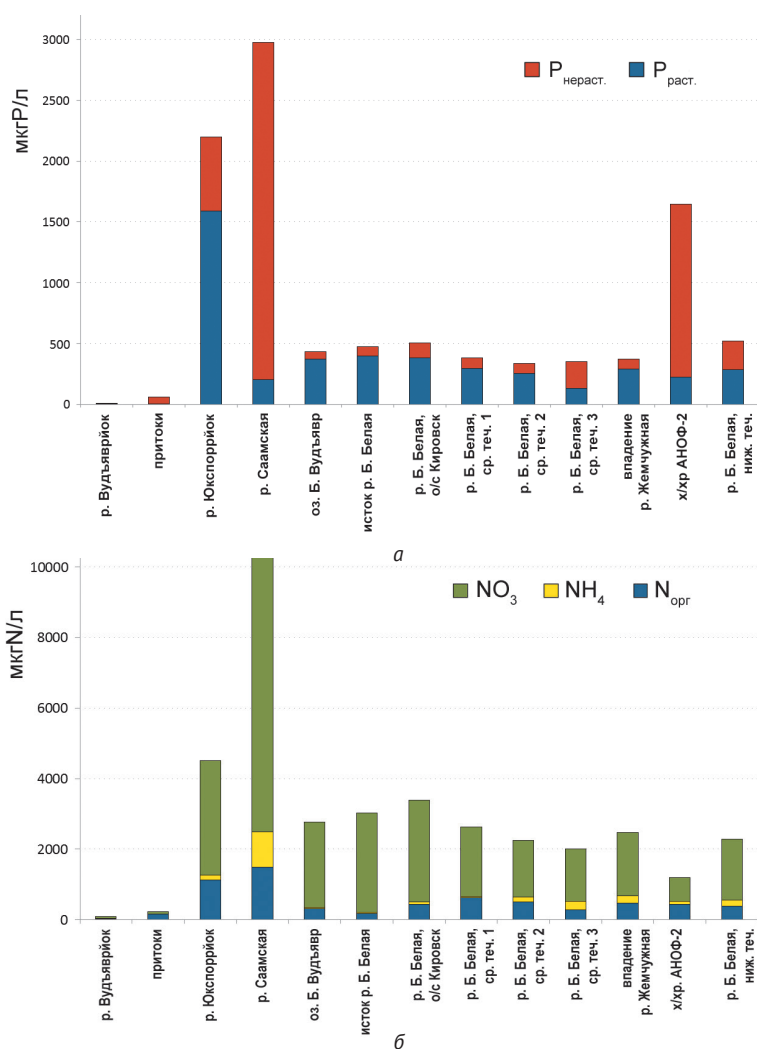
Форма нахождения	Доля от $P_{\text{фильт.}}$ %			
	Озеро М. Вудъявр	Озеро Б. Вудъявр	Озеро Имандра, губа Белая	Йокостровская Имандра
Общий Р	100,00	100,00	100,00	99,99
Детали:				
свободный $(\text{PO}_4)^{3-}$	0,00	0,00	0,00	0,00
$\text{H}(\text{PO}_4)^{2-}$	56,99	1,71	6,31	59,53
$\text{H}_2(\text{PO}_4)^{-}$	39,63	0,22	1,38	34,84
$\text{MgH}(\text{PO}_4)$ (aq)			0,10	1,05
$\text{CaH}(\text{PO}_4)$ (aq)	0,34		0,20	1,83
$\text{Ca}_2(\text{HPO}_4)(\text{OH})_2$ (Coll)		98,01	91,88	
$\text{Al}(\text{PO}_4)$ (aq)	2,75			2,11
$\text{NaH}(\text{PO}_4)^{-}$	0,13			0,34
$\text{Ca}(\text{PO}_4)^{-}$				0,12
общий (PO_4)	100,00	100,00	100,00	99,99

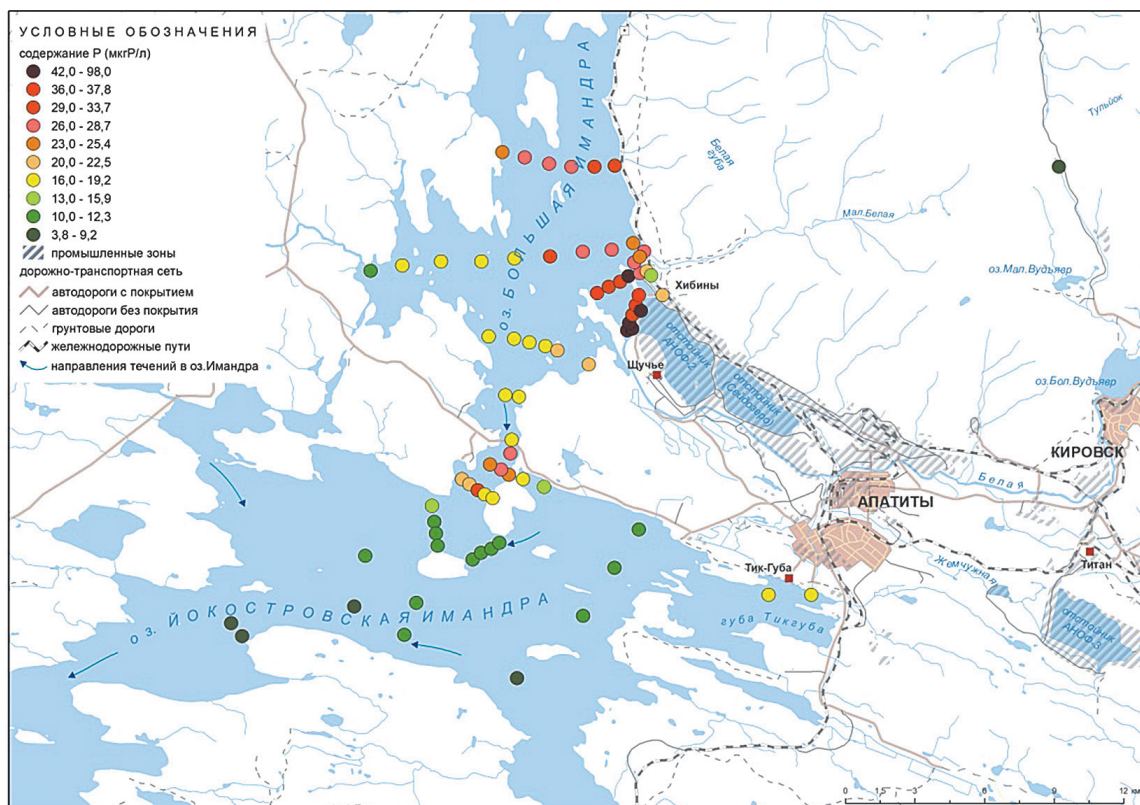
Концентрации $N_{\text{общ}}$ в верховье реки Саамской достигают значений 16 095 мкгN/л, что в 160 раз выше фоновых значений для рек Хибин. В реке Юкспоррьок $N_{\text{общ}}$ составляет 5698 мкгN/л, что в 57 раз выше фоновых значений. $N_{\text{общ}}$ в основном представлен в виде NH_4^+ и NO_3^- (рис. 4). По мере продвижения водного потока концентрация $P_{\text{общ}}$ уменьшается в 22 раза. При впадении реки Саамской в озеро Большой Вудъявр концентрации $N_{\text{общ}}$ в весенний период составляют 5544 мкгN/л, в летний период — 11 100 мкгN/л. Такая динамика объясняется в первую очередь интенсивностью обводнения горных выработок, интенсивностью взрывных работ и динамикой расходов воды в реке.

В водах озера Большой Вудъявр концентрации $N_{\text{общ}}$ и $P_{\text{общ}}$ сни-

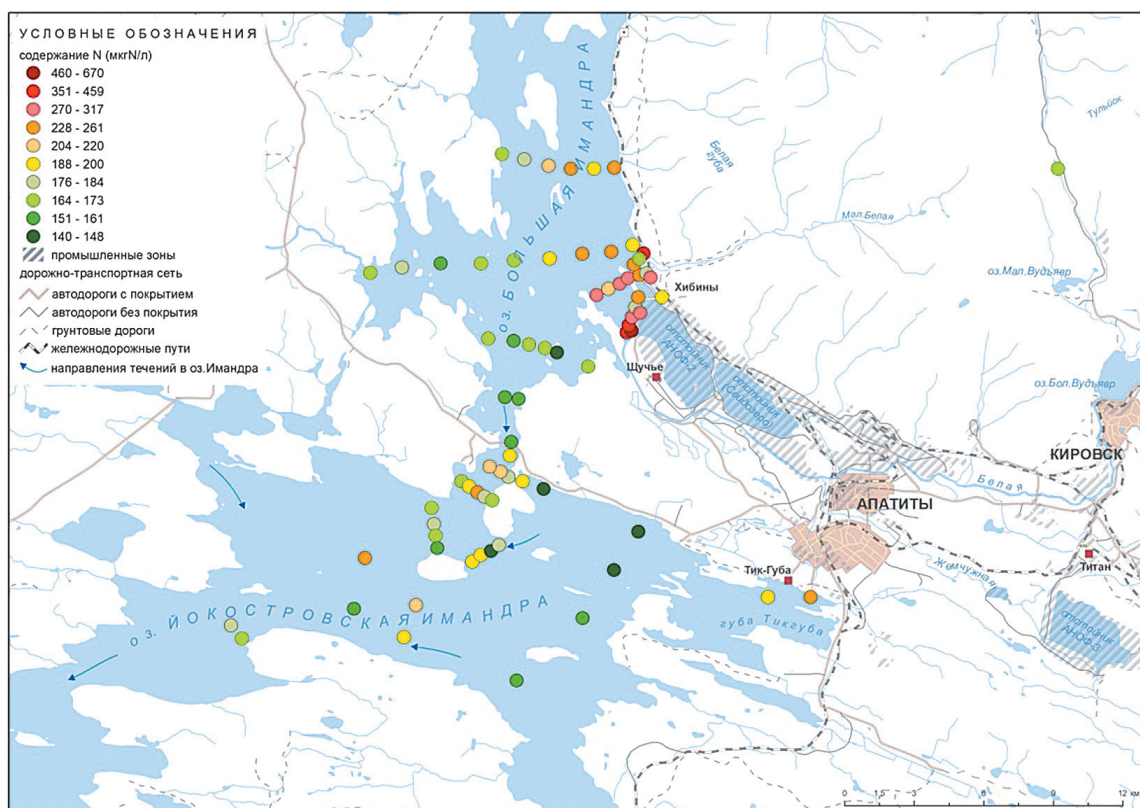
Рис. 4. Динамика содержания $P_{\text{общ}}$ (а), $N_{\text{общ}}$ (б) и их основных физико-химических форм в водах различных участков системы реки Белой (о/с — очистные сооружения)

Fig. 4. Ratios of various P (a) and N forms (b) along the watercourse of the Belaya River (o/c — sewage treatment plant)





а



б

Рис. 5. Пространственное распределение содержания Р_{общ.} (а) и N_{общ.} (б) в озере Имандра
Fig. 5. Gradients of total P (a) and total N (b) in Lake Imandra

жаются и в летний период достигают значений 252—5600 мкгN/л (среднее — 2841 мкгN/л) и 44—723 мкгP/л. Снижение концентрации БГЭ обусловлено разбавлением чистыми водами притоков, поглощением их биотой и осаждением нерастворимых форм P при изменении гидрологических условий «река — озеро».

Источниками поступления P и N в систему рек Белая — Жемчужная также являются очистные сооружения коммунальных сточных вод Кировска, Апатитов и хвостохранилища АНОФ-2, АНОФ-3. В результате в Белой содержание $N_{\text{общ}}$ вновь увеличивается и может достигать до 4160 мкгN/л, постепенно снижаясь по течению потока до 2500 мкгN/л, что в 25 раз выше фоновых значений. В месте сброса сточных вод Апатитов в реку Жемчужную $N_{\text{общ}}$ может достигать 20 500 мкгN/л, $P_{\text{общ}}$ — 2260 мкгP/л. Таким образом, большинство водных объектов системы Белая — Жемчужная соответствует гиперэвтрофному уровню ($P_{\text{общ}} > 100$ мкгP/л). В озере Имандра содержание P и N колеблется в широких пределах (рис. 5, табл. 1). В губе Белой содержание $N_{\text{общ}}$ изменяется в диапазоне 177—2154 мкгN/л, в БоИ — 148—368 мкгN/л, в ЙоИ — 140—327 мкгN/л (рис. 6). Максимальные значения NH_4^+ зарегистрированы летом в губе Белой, что не соответствует классическому сезонному распределению для водоемов со сбалансированной экосистемой и говорит об антропогенном источнике его поступления в озеро Имандра.

Максимальные значения общего N и P наблюдаются в июне, в паводковый период, когда в озеро поступает наибольшее количество N, а также за счет накопления БГЭ в воде из-за отсутствия потребителей в зимний период и ремобилизации их из донных отложений. На протяжении летних месяцев содержание БГЭ снижается вследствие снижения их поступления в водоем и потребления их продуцентами.

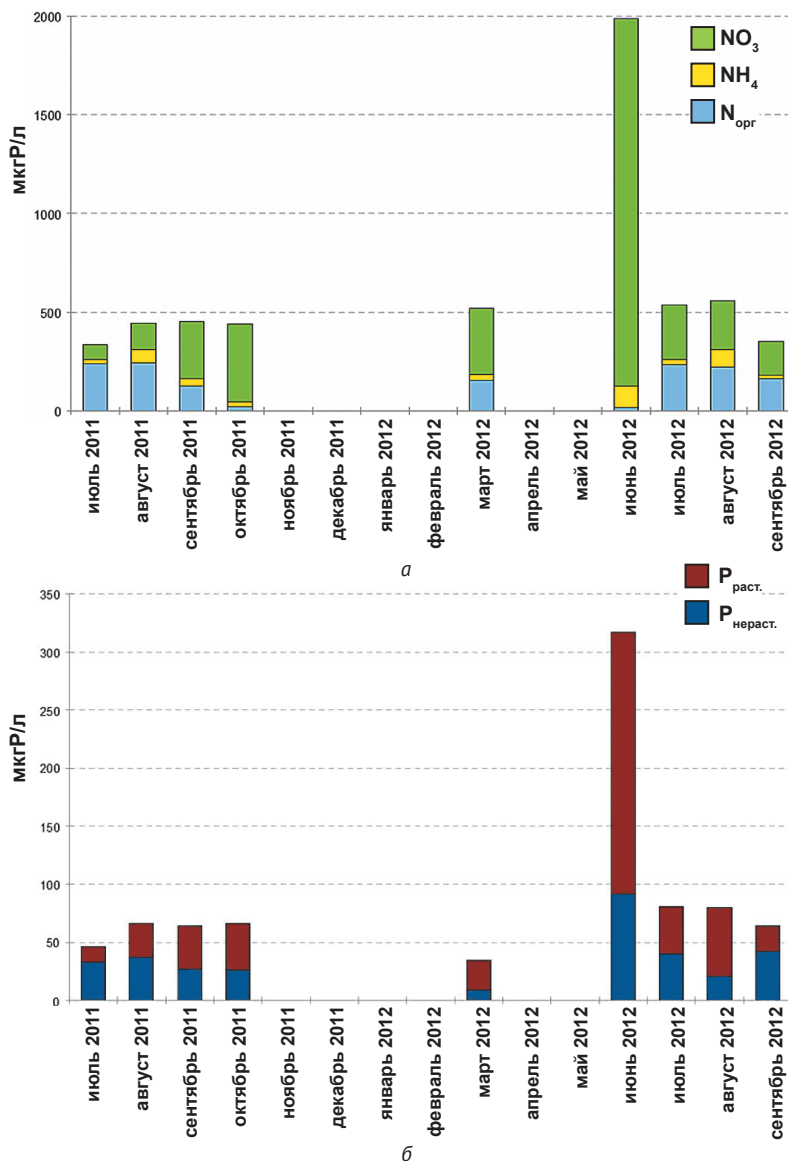


Рис. 6. Сезонная динамика содержания $P_{\text{общ}}$ (а), $N_{\text{общ}}$ (б) и их основных физико-химических форм в водах губы Белой БоИ в 2011–2012 гг.

Fig. 6. Seasonal dynamics and ratios of various P (a) and N forms (b) in the water samples collected from the Belaya Bay of Lake Imandra in 2011–2012

На всех изученных участках акватории озера Имандра преобладал органический азот $N_{\text{орг}}$, рассчитанный как разница $N_{\text{общ}}$ и $N_{\text{мин}}$, что свидетельствует об активном развитии фитопланктона и других микроорганизмов. В летний период среди минеральных форм N в ЙоИ и БоИ (за исключением губы Белой, где доминирует NO_3^-) преобладает NH_4^+ (см. рис. 6). Содержания NH_4^+ максимальны в паводковые периоды, снижаются с наступлением вегетационного периода, но вновь увеличиваются в августе–сентябре как результат интенсификации процессов деструкции органического вещества, которые наблюдаются при НАВ, когда взрывное увеличение продуцируемого органического вещества сочетается с резким укорачиванием внутриводоемного цикла БГЭ как следствие упрощения пищевых цепей.

В зимний период в ЙоИ содержание NO_3^- выше, с началом вегетации (июнь–июль) оно снижается до минимальных значений. Однако с сентября его содержание увеличивается, достигая максимума в зимний

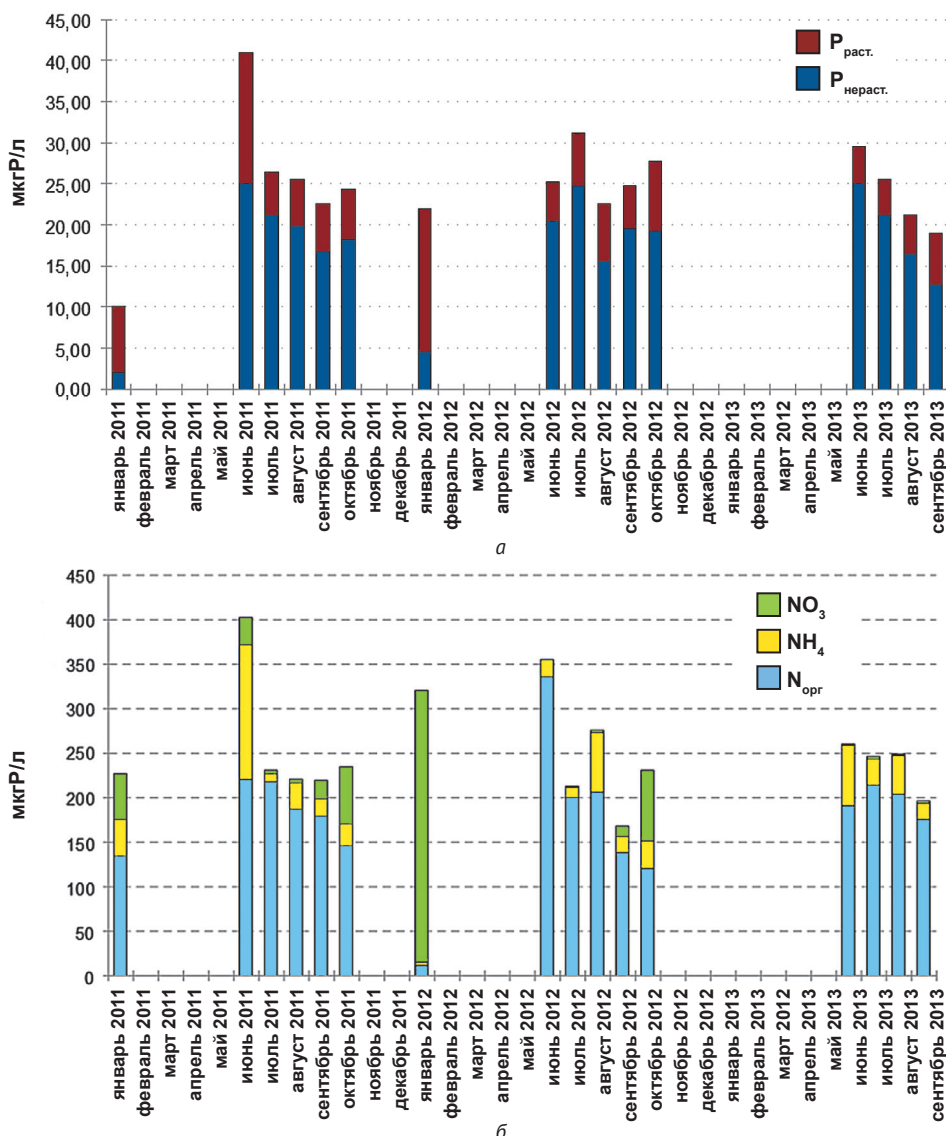


Рис. 7. Сезонная динамика содержания $P_{\text{общ.}}$ (а), $N_{\text{общ.}}$ (б) и их основных физико-химических форм в водах ЙоИ в 2011–2013 гг.
Fig. 7. Seasonal dynamics and ratios of various P (a) and N forms (b) in the water samples collected from the Jokostrovskaya Bay of Lake Imandra in 2011–2013

период. Содержание NO_3^- в БоИ варьировало от 0 до 2950 mgN/l , в ЙоИ — от 0 до 324 mgN/l (см. табл. 1). В губе Белой отмечены повышенные содержания в июне. Низкие концентрации NO_3^- в ЙоИ приходится на вегетационный период, увеличение происходит осенью, когда потребление N снижается и происходит разложение органического вещества. В придонном слое содержание выше, чем в поверхностном. Наличие минерального N (NH_4^+ и NO_3^-) в озере даже в период массовой вегетации фитопланктона указывает, что он не лимитирует развитие продукции в водоеме. Дифференцированное потребление форм N фитопланктоном изменяет их соотношение в воде (рис. 7).

В 2011–2013 гг. сезонная динамика содержания минерального P в губе Белой характеризовалась максимальными значениями концентрации

в июне, резким падением в июле и последующим постепенным нарастанием к осени. Содержание минерального P в придонном слое выше, чем в поверхностном. В ЙоИ более высокие значения содержания минерального P наблюдаются в зимний период (см. рис. 7). В летний период (во время интенсивного развития водорослей) содержание P уменьшается, а начиная с августа его концентрация возрастает.

Содержание $P_{\text{общ.}}$ в губе Белой составляет в среднем 91 mgP/l , изменяясь в пределах 13–350 mgP/l . В БоИ содержание $P_{\text{общ.}}$ убывает и составляет в среднем 29 mgP/l . В западной части ЙоИ содержание $P_{\text{общ.}}$ отличается более низкими значениями — в среднем 15 mgP/l . Вероятно, главным механизмом снижения содержания P в водах озера Иmandра является его осаждение и нако-

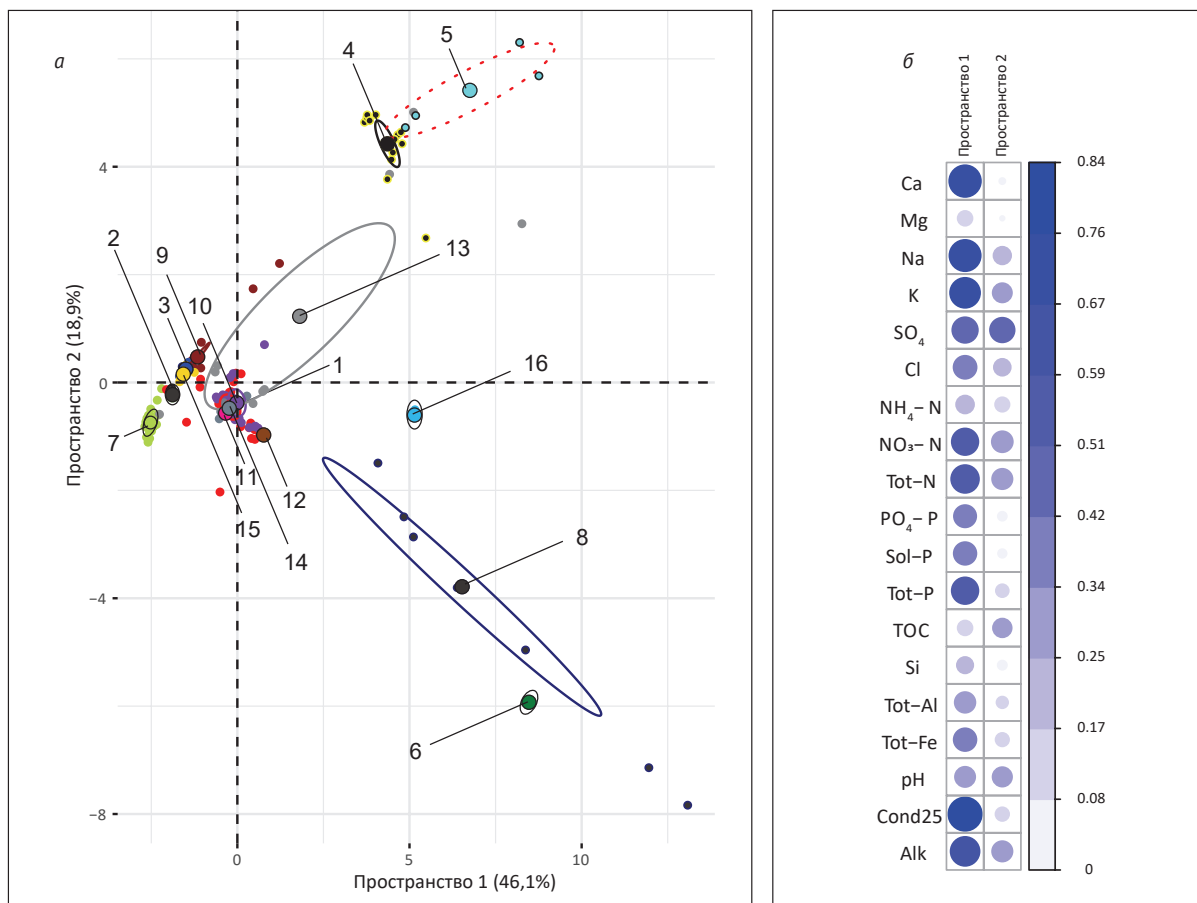


Рис. 8. PCA-анализ гидрохимических данных (а) и индивидуальный вклад отдельных гидрохимических параметров при формировании пространственного положения точек в системе ортогональной проекции двух подпространств меньшей размерности (б): а – овалы соответствуют границам доверительных эллипсоидов для совокупного значения гидрохимических показателей, принадлежащих к одному району отбора проб; центр эллипсоида соответствует медианным значениям для соответствующего района отбора проб; б – размер и цвет окружности соответствуют значению, определяющему индивидуальный вклад отдельных гидрохимических параметров при формировании пространственного положения точек. Обозначения: 1 – озеро Б. Вудъявр, 2 – плес Бабинская Имандра, 3 – плес Б. Имандра, 4 – река Жемчужная, 5 – река Жемчужная, сток хвостохранилища АНОФ-3, 6 – река Жемчужная, сток о/с Апатитов, 7 – озеро М. Вудъявр, 8 – река Саамка, 9 – губа Белая, сток хвостохранилища АНОФ-2, 10 – река Б. Белая, 11 – река Б. Белая, сток с промплощадки, 12 – река Б. Белая, сток о/с Кировска, 13 – река Белая, сток хвостохранилища АНОФ-2, 14 – слияние рек Белой и Жемчужной, 15 – плес Йокостровская Имандра, 16 – река Юкспоррьок, сток рудника им. Кирова

Fig. 8. PCA-analysis of the main hydrochemical parameters (a) of the water samples collected at various sampling stations and the impact of individual hydrochemical parameters to dimensional distribution (b). The ellipsoids represent mean values for each sampling station (a); the size and colour intensity of each circle represents the contribution of each hydrochemical parameters to the dimensional distribution of the dots along eigenvectors (b). Designations: 1 – Lake B. Vudyavr, 2 – river reach Babinskaya Imandra, 3 – river reach B. Imandra, 4 – the Zhemchuzhnaya River, 5 – the Zhemchuzhnaya River, tailing drain АНОФ-3, 6 – the Zhemchuzhnaya River, the sewage treatment plant (o/c) outflow of Apatity, 7 – Lake M. Vudyavr, 8 – the Saamka River, 9 – the Belaya Bay, АНОФ-2 tailing dump, 10 – the B. Belaya River, 11 – the B. Belaya River, the drain outflow from the industrial site, 12 – the B. Belaya River, the o/c outflow of Kirovsk, 13 – the Belaya River, of the tailing drain АНОФ-2, 14 – confluence of the Belaya and Zhemchuzhnaya Rivers, 15 – river reach Ikostrovskaya Imandra, 16 – the Yuksporryok River, the Kirov mine drain

пление в донных отложениях, а также потребление продуцентами.

PCA-анализ, произведенный для всей совокупности гидрохимических данных, собранных в ходе исследования, подтвердил достоверные различия гидрохимических показателей ($p < 0,05$) для участков водной системы: реки Вуонемйок, Саамская, Юкспоррьок, верхнее и нижнее течение реки Жемчужной, верхнее, среднее, нижнее течение реки Белой, губа Белая, плесы БоИ и ЙоИ (рис. 8а).

PCA-анализ также позволил выделить основные факторы, обуславливающие различия между гидрохимическими показателями на участках исследования (рис. 8б). Основные показатели для этого разделения — концентрации ионов Ca, Na, K, SO₄ и Cl, а также концентрации N и P в виде различных соединений. Показатели электропроводности и щелочности являются производными от совокупного содержания ионов и также имеют различия для всех обследованных участков. Попарный корреля-

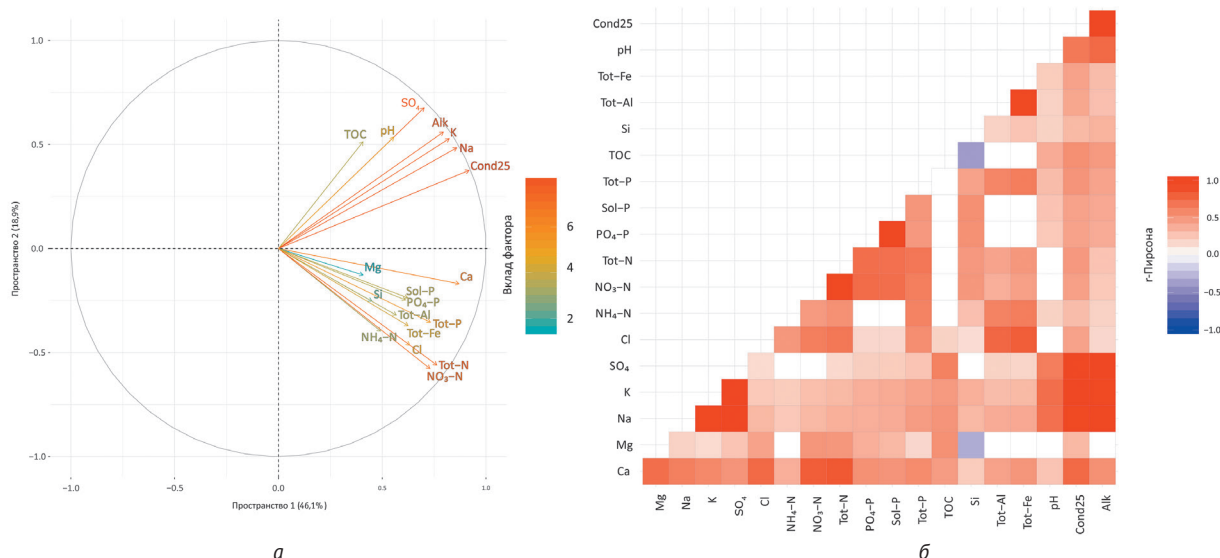


Рис. 9. Характер взаимных связей между гидрохимическими показателями и подпространствами меньшей размерности (а), коэффициенты корреляции Пирсона r (б). Цветовая гамма соответствует характеру связи: голубой — полная отрицательная, красный — полная положительная. Приведены значения коэффициента корреляции Пирсона с уровнем значимости $P \geq 95\%$. Незначимые ячейки выделены белым

Fig. 9. Relations between various hydrochemical parameters (a) and respective Pearson correlation coefficients (b). The red colour corresponds to statistically significant ($P \geq 95\%$) strong positive correlation, the blue colour corresponds to a strong negative correlation. Insignificant values are coloured in white

ционный анализ всего массива данных показал, что за исключением концентрации Si, имеющей средне достоверно-негативную связь с концентрациями Mg и TOC, гидрохимические показатели на исследованных участках имеют разные степени достоверно-положительной корреляции, что свидетельствует о единых источниках поступления соответствующих элементов и соединений (рис. 9а).

В исследованных образцах воды (рис. 9б) наблюдается практически полная положительная корреляция ($r = 0,99$) между концентрациями ионов Na и K. Наряду с NH_4NO_3 NaNO_3 является основным компонентом эмульсионных взрывчатых веществ, применяемых в горной промышленности, а KNO_3 является стабилизирующей и катализирующей добавкой [23]. При производстве взрывных работ теряется от 0,2% до 28% взрывчатых веществ, а значительная часть продуктов распада остается в водной фазе [24; 25]. Согласно корреляционному анализу концентрация NO_3^- (основной источник — горная промышленность) имеет положительную корреляцию ($r = 0,99$) с показателями содержания $\text{N}_{\text{общ}}$, в то время как концентрации NH_4^+ (основной источник — муниципальные сточные воды) и содержание $\text{N}_{\text{общ}}$ имеют почти вдвое меньшую взаимную связь ($r = 0,53$). Концентрации NO_3^- (как косвенный показатель интенсивности проведения взрывных работ) имеют сильноположительную корреляцию ($r = 0,74$) с концентрациями PO_4^{3-} и $\text{P}_{\text{общ}}$ ($r = 0,62$), источниками которых служит горнопромышленный комплекс. Содержание Ca^{2+} в исследованных пробах имеет среднюю связь с содержанием PO_4^{3-}

($r = 0,53$), высокую с Cl^- ($r = 0,73$) и NO_3^- ($r = 0,81$) (см. рис. 9б).

Содержание P в ДО озера Имандра находится в диапазоне 0,20—1,53%. В поверхностных слоях концентрации P выше в плесе БоИ, чем в ЙоИ (рис. 10). Происходит уменьшение содержания P по направлению распространения потока загрязнения от устья реки Белой, что говорит о главном источнике БГЭ-загрязнений акватории озера Имандра — ОАО «Апатит». Минимальные содержания P отмечаются на станциях ЙоИ, где происходит разбавление загрязненных вод, поступающих из БоИ, с самым малым содержанием на станции I-75, которая лежит за пределами потока распространения загрязняющих веществ. Наибольшее содержание P зафиксировано в поверхностном слое ДО станции I-17, расположенных вблизи хвостохранилища.

Максимальные содержания P в ДО исследуемых станций Большой Имандры отмечены в центральной и нижней частях колонок и находятся в слоях на 3—4 см выше начала увеличения содержания над фоновыми значениями, что соответствует периоду прямого сброса стоков в озеро (рис. 10). Эти значения находятся в диапазоне 2,1—4,3%, что в 20—40 раз больше установленного нами среднего значения фоновых концентраций P в ДО озер Мурманской области. Далее в направлении поверхностных слоев происходит уменьшение содержаний P (до 1,0—1,5%). На станциях ЙоИ (I-46, I-55 и I-59), лежащих вблизи Йокостровского пролива, максимумы содержания P зафиксированы в слоях 11—12, 3—4 и 5—6 см и составляют соответственно 2,8%, 0,75%

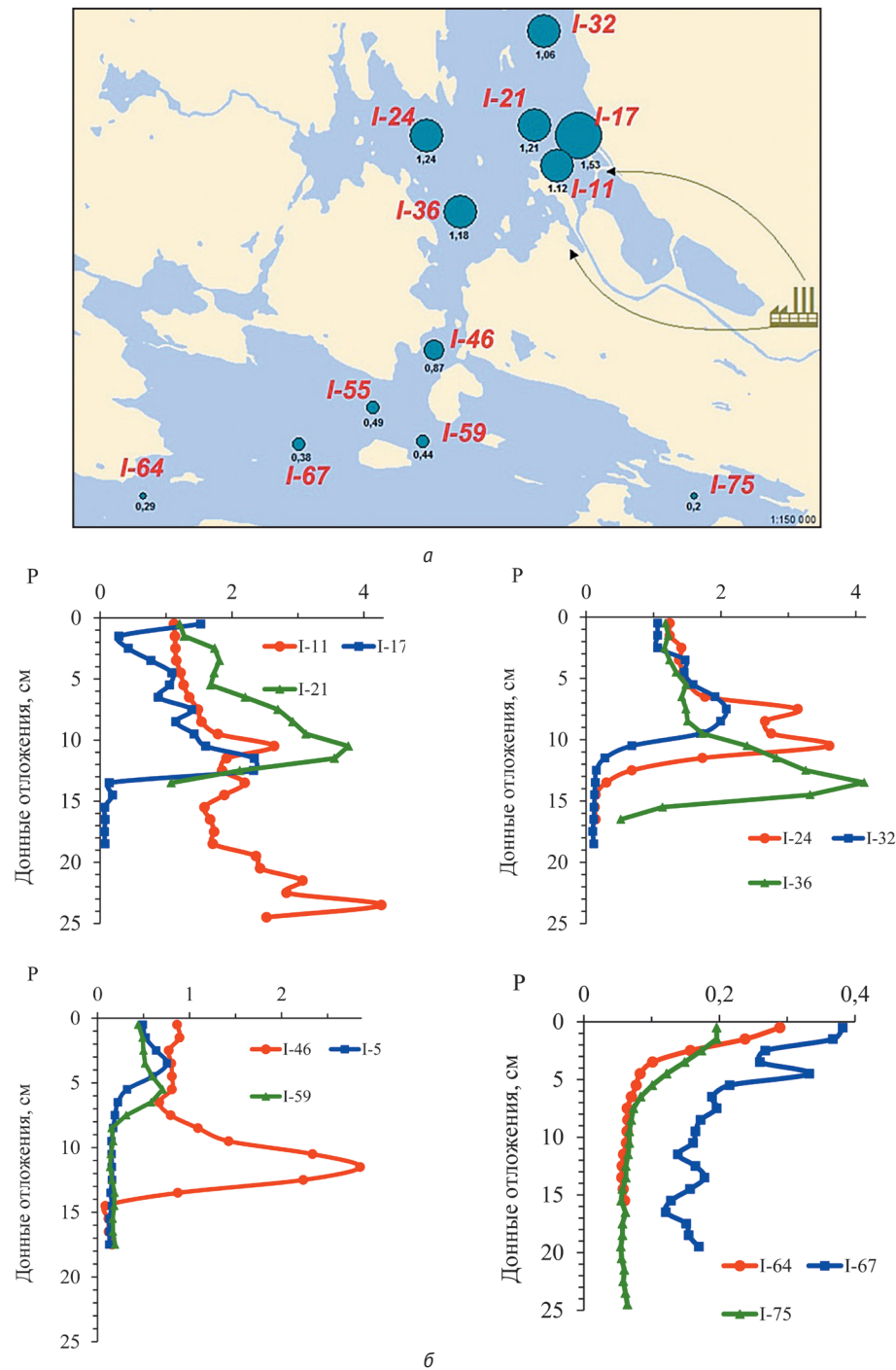


Рис. 10. Территориальное (а) и вертикальное (б) распределение значений Р (%) в ДО исследуемых станций озера Имандра
Fig. 10. The territorial (a) and vertical (b) distribution of P values (%) in sediment cores of the studied stations of Lake Imandra

и 0,71 %. Ниже этих максимальных содержаний на 2—3 см отмечаются содержания, сопоставимые со средними фоновыми концентрациями Р в ДО озер Мурманской области. На станциях I-64, I-67 и I-75 ЙоИ в вертикальном распределении концентраций Р в ДО зафиксирован «классический» профиль — в поверхностном слое отмечаются максимальные содержания (0,20—0,38%), а самые глубокие слои ДО содержат Р в количестве, сопоставимом со

средними фоновыми концентрациями Р в ДО озер Мурманской области.

В табл. 3 представлены количественные оценки поступления БГЭ по реке Белой в озеро Имандра с учетом трансформации гидрологического режима бассейна Белой и современных объемов сточных вод, а также рассчитанные уровни максимально допустимых поступлений и критической нагрузки на водоем.

Таблица 3. Годовое поступление БГЭ в озеро Имандра с водами реки Белой, максимально допустимое поступление $Q_{P_{max}}$ и критическая нагрузка CLP фосфора

Показатель	Значение
Суммарный годовой сток реки Белой ($m^3/год$), в том числе:	520 741 507
природные объемы стока рек Белая, Жемчужная и Тахтарка	380 954 880
объем сточных вод ОАО «Апатитыводоканал»* (Апатиты, Кировск и Титан)	13 964 540
объем сточных вод ОАО «Апатит» в реках Белая и Жемчужная (средний за 2009—2016 гг.)**	125 822 087
Годовое поступление в озеро Имандра (т/год):	
минеральные вещества:	226 523
N	1233
P	300
Расчетное максимально допустимое поступление P $Q_{P_{max}}$, тP/год:	
всего озера	270
Большая Имандра	115
Йокосотровская Имандра	96
Бабинская Имандра	61
Критическая нагрузка LCP, мгP/ m^2 -год:	
всего озера	333
Большая Имандра	368
Йокосотровская Имандра	273
Бабинская Имандра	408

* Источник: АО «Апатитыводоканал». Годовой отчет. 2016 г.

** Источник: Отчет «ФосАгро» об устойчивом развитии за 2013 г. (сводные данные).

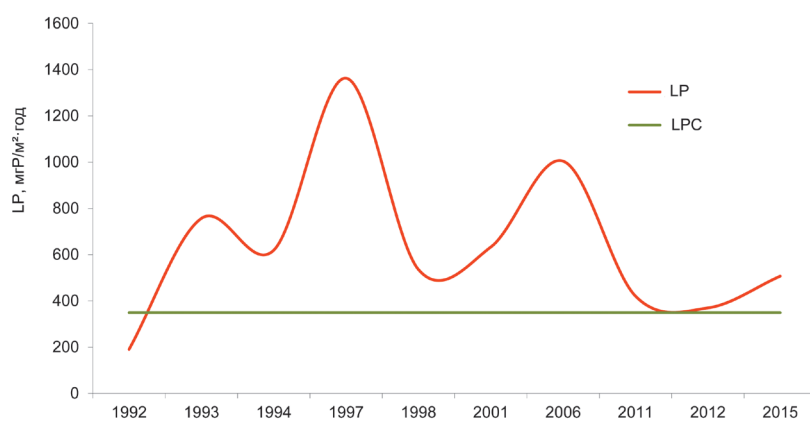


Рис. 11. Многолетняя динамика фосфорной нагрузки LP на озере Имандра (прямая линия — значение рассчитанной критической нагрузки LCP = 333 мгP/ m^2 -год)
Fig. 11. Long-term dynamics of phosphorus load on Lake Imandra. The horizontal line represents the estimated critical load (LCP = 333 mgP/ m^2 -year)

В озеро Имандра только по реке Белой поступает количество P, превышающее допустимое для всего водоема, что обуславливает превышение его критической нагрузки. На рис. 11 представлен многолетний тренд фосфорной нагрузки на озеро LP, полученный на основании среднегодовой концентрации $P_{общ}$ в воде озера Имандра.

Обсуждение

Чрезмерное поступление макроБГЭ представляет угрозу для нормального функционирования озера Имандра. Пространственная и временная динамика концентраций БГЭ определяется не только изменениями внешней нагрузки и динамическими процессами в озере, но и продукционно-деструкционными процессами в сочетании с динамикой окислительно-восстановительных условий, определяющих скорость и направленность внутриводоемных циклов (внутренняя нагрузка). Исторически фосфор считался основным лимитирующим НАВ веществом, и более низкие отношения TN:TP¹ способствуют

¹ TN — общий азот (total nitrogen), TP — общий фосфор (total phosphorus).

доминированию цианобактерий [26—28]. Эмпирические модели предсказывают, что в экосистемах умеренных и южных широт в сообществах летнего фитопланктона потенциально могут преобладать цианобактерии при концентрациях $P_{\text{общ}}$ примерно 100—1000 мкг/л [29]. Для шведских озер диапозону содержания $P_{\text{общ}}$ 12,5—25 мкг/л соответствует «маленькая биомасса» фитопланктона, а 25—50 мкг/л — «умеренно большая биомасса» [30]. Для немецких озер важным порогом развития считается НАВ $P_{\text{общ}}$ около 50 мкг/л. Статистический анализ 3000 образцов из 210 водоемов показывает, что биомассы цианобактерий менее 0,1 мм³/л крайне маловероятны в мезо- или олиготрофных водоемах при $P_{\text{общ}} < 25$ мкг/л [31]. При эпилимнетическом соотношении N:P > 29:1 встречаемость сине-зеленых водорослей невелика, но при более низких значениях этого соотношения они доминируют [32]. При N:P < 30:1 в воде обнаруживаются вторичные метаболиты (токсины) цианобактерий [33]. Считается, что по величине отношения в воде концентраций TN:TP можно определить БГЭ, лимитирующий продукционные процессы в озере (интервал NP-лимитации 4,1 < N:P ≤ 37,7): при N:P < 7—10 N может ограничивать накопление биомассы фитопланктона, при 7—10 < N:P ≤ 17 оба элемента играют важную роль, при N:P > 17—25 лимитирует P [34; 35]. Анализ многолетней динамики соотношения N:P озера Имандра показывает, что оно находится в диапазоне, благоприятном для развития НАВ.

Последние исследования показывают, что при возникновении НАВ азот и соотношение его форм может быть в равной степени или более важным, чем фосфор [28; 29]. Установлено, что положительная корреляция между концентрацией P и биомассой цианобактерий исчезает при высоких концентрациях P, но она постоянно увеличивается с возрастанием концентрацией N, что указывает на потенциальное лимитирование N развития цианобактерий в озерах с высоким содержанием P [36]. Полагают, что формы N могут влиять на количество цианобактерий, способных продуцировать N-содержащие цианотоксины [37—39]. Данные [33] показали значимость NH_4^+ наряду с $P_{\text{общ}}$ в стимулировании цианоНАВ, продуцирующих цианотоксины, концентрация которых была обратно пропорциональна соотношению $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$. Вероятно, доминирование NH_4^+ по сравнению с NO_3^- в плесах БоИ и ЙоИ является решающим фактором, определяющим динамику НАВ.

Пик НАВ озера Имандра наблюдается во второй половине июля — августе при достижении $T_{\text{пов}}$ примерно +15...+17°C и содержании $P_{\text{общ}}$ примерно 16—30 мкг/л и продолжается вплоть до ледостава (октябрь) на фоне незначительного повышения содержания $P_{\text{общ}}$ в воде. При этом температура воды редко поднимается выше +20°C.

Кумулятивный эффект избыточного поступления P и ускорение внутриводоемных циклов может при-

вести к потере устойчивости экосистемы, поскольку приводит к радикальной структурно-функциональной перестройке сообщества гидробионтов.

Заключение

В настоящее время мы все шире сталкиваемся с новым для арктических широт явлением — цветением озер, угрожающим снижением ресурсного потенциал поверхностных вод региона [7; 40—42]. И если считается, что для более низких широт основными факторами распространения НАВ являются высокие нагрузки макроБЭГ и повышение температуры, то изучение этого явления в арктических водоемах расширяет наше представление о нем. Развитие НАВ в диапазоне более низких температур можно объяснить чрезвычайно высокой экологической пластичностью цианобактерий и присутствием штаммов с низкими температурными оптимумами. Меньшие по сравнению с умеренными широтами значения содержания БГЭ в воде, обуславливающие НАВ в озере Имандра, имеют, на наш взгляд, несколько объяснений:

- уровень внешней нагрузки, превышающий критическую нагрузку для олиготрофных водоемов, основным источником которого является апатитовый горно-перерабатывающий комплекс и сопутствующая инфраструктура;
- высокий уровень внутренней нагрузки, обусловленный значительными накопленными запасами БГЭ, доступными для развития НАВ, стимулированного инвазивным распространением цианобактерий и климатическими изменениями;
- нестабильный гидрологический режим водоема, нарушающий устойчивость литоральных экосистем, стабильность геохимических и гидрологических циклов;
- накопление критической биомассы цианобактерий, включая акинеты, увеличивающие внутриводоемный оборот БГЭ;
- меньшее количество потребителей БГЭ — отсутствуют или слабо развиты водные макрофиты и высшая околосводная растительность; практически весь пул БГЭ используется исключительно сообществом микроводорослей;
- отсутствие потребителей водорослей, формирующих НАВ;
- очень быстрый круговорот БГЭ в период НАВ на фоне укорачивания их внутриводоемных циклов за счет упрощения структуры пищевых сетей (доминирование короткоциклового вида, отсутствие потребителей цианобактерий).

Учитывая продолжающуюся внешнюю нагрузку БГЭ и огромные их запасы, накопленные в экосистеме водоема, прогноз развития состояния озера Имандра выглядит неутешительным. Низкие значения соотношений TN:TP и $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$ создают благоприятные условия для размножения потенциально токсичных видов микроводорослей, адаптированных к низким температурам. Изменения климата,

неразумный гидрологический режим и наметившиеся структурные изменения в экосистеме водоема будут способствовать развитию НАВ и деградации озера в целом. Поддержание существующего или восстановление олиготрофного состояния озера требует значительных усилий.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (проект 18-05-60125 «Крупные озера Арктики в условиях глобальных и региональных изменений окружающей среды и климата»).

Литература/References

1. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. — М.: Наука, 2002. — 403 с.
Antropogennyye modifikatsii ekosistemy ozera Imandra. [Anthropogenic modification of the ecosystem of the Lake Imandra]. Moscow, Nauka, 2002, 403 p. (In Russian).
2. Dauvalter V. A., Kashulin N. A. Assessment of the Ecological State of the Arctic Freshwater System Based on Concentrations of Heavy Metals in the Bottom Sediments. *Geochemistry Intern*, 2018, 56 (8), pp. 842—856.
3. Dauvalter V. A., Kashulin N. A. Mercury Pollution of Lake Imandra Sediments, the Murmansk Region, Russia. *Intern. J. of Environmental Research*, 2018, 12 (6), pp. 939—953.
4. Кашулин Н. А., Даувальтер В. А., Скуфьина Т. П., Котельников В. А. Устойчивое водопользование в Арктике. Новые подходы и решения // Арктика: экология и экономика. — 2018. — № 4 (32). — С. 15—29. — DOI: 10.25283/2223-4594-2018-4-15-29.
Kashulin N. A., Dauvalter V. A., Skoufina T. P., Kotelnikov V. A. Ustoichivoe vodopol'zovanie v Arktike. Novye podkhody i resheniya. [Sustainable water use in the Arctic. New approaches and solutions]. *The Arctic: Ecology and Economy*, 2018, no. 4 (32), pp. 15—29. DOI:10.25283/2223-4594-2018-4-15-29. (In Russian).
5. 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: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 2017, 52 (9), pp. 921—929.
6. Терентьева И. А., Кашулин Н. А., Денисов Д. Б. Оценка трофического статуса субарктического озера Имандра // Вестн. МГТУ. — 2017. — 20 (1-2). — С. 197—204. — DOI: 10.21443/1560-9278-2017-20-1/2-197-204.
Terent'eva I. A. et al. Otsenka troficheskogo statusa subarkticheskogo ozera Imandra. [Estimate of the trophic status of subarctic Imandra Lake]. *Vestn. of MSTU*, 2017, 20 (1-2), pp. 197—204. DOI: 10.21443/1560-9278-2017-20-1/2-197-204. (In Russian).
7. Денисов Д. Б., Кашулин Н. А. Цианопрокариоты в составе планктона озера Имандра (Кольский полуостров) // Тр. КНЦ РАН. — 2016. — № 7-4 (41). — С. 40—57.
Denisov D. B., Kashulin N. A. Tsianoprokarioty v sostave planktona ozera Imandra (Kol'skii poluostrov). [Cyanoprocaryota of the Imandra Lake (Kola Peninsula). Tr. KSC. Applied Ecology of the North, 2016, no. 7-4 (41), pp. 40—57. (In Russian).
8. Терентьев П. М. и др. Роль европейской корюшки *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) в структуре ихтиофауны бассейна оз. Имандра (Мурманская область) // Тр. Зоол. ин-та РАН. — 2017. — Т. 321, № 2. — С. 228—243.
Terentjev P. M. et al. Rol' evropeiskoi koryushki *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) v strukture ikhtiofauny basseina oz. Imandra (Murmanskaya oblast'). [The role of european smelt *Osmerus eperlanus* in fish fauna structure of the Imandra lake basin (Murmansk province). Tr. Zool. in-ta RAN, 2017, vol. 321, no. 2, pp. 228—243. (In Russian).
9. Michalak A. M. et al. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110 (16), pp. 6448—6452.
10. Carmichael W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and ecological risk assessment: An Intern. J.*, 2001, vol. 7, no. 5, pp. 1393—1407.
11. Huisman J., Hulot F. D. Population dynamics of harmful cyanobacteria. *Harmful cyanobacteria*. Dordrecht, Springer, 2005, pp. 143—176.
12. Paerl H. W. et al. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 2011, 409 (10), pp. 1739—1745.
13. Paerl H. W. et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 2016, 54, pp. 213—222.
14. Scheffer M., Carpenter S. R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in ecology & evolution*, 2003, vol. 18, no. 12, pp. 648—656.
15. Carpenter S. R. et al. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual rev. of Environment and Resources*, 2011, 36, pp. 75—99. Available at: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-021810-094524>.
16. Conroy J. D. et al. Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: roles of external phosphorus loading and dreissenid mussels. *J. of Great Lakes Research*, 2005, 31, pp. 89—110.
17. Broberg O., Persson G. Particulate and dissolved phosphorus forms in freshwater: composition and analysis. *Hydrobiologia*, 1988, vol. 170, no. 1, pp. 61—90.
18. Кашулин Н. А., Денисов Д. Б., Сандимиров С. С. и др. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область): В 2 т. — Апатиты: Изд. КНЦ РАН. — Т. 1. — 2008. — 250 с.; Т. 2. — 2009. — 282 с.
Kashulin N. A., Denisov D. B., Sandimirov S. S., Dauval'ter V. A., Kashulina T. G., Malinovskii D. N., Vandysh O. I., Il'yashuk B. P., Kudryavtseva L. P. Antropogennyye izmeneniya vodnykh sistem Khibinskogo gornogo

- massiva (Murmanskaya oblast). [Anthropogenic changes in the water systems of the Khibiny mountain range (Murmansk region)]. Apatity, Izd. KNTs RAN. Vol. 1. 2008. 250 p.; Vol. 2. 2009. 282 p. (In Russian).
19. Vollenweider R. A. Input-Output Models, with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. Schweizerische Ztschr. für Hydrologie. Swiss J. of Hydrology, 1975, 37, pp. 53—84.
20. Kirchner W. B.; Dillon P. J. An Empirical Method of Estimating the Retention of Phosphorus in Lakes. Water Resources Res., 1985, 11, pp. 182—183.
21. R Core Team. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2013.
22. Balakrishnan N. Methods and applications of statistics in the life and health sciences. [S. l.], John Wiley & Sons, 2010, 987 p.
23. Субботин В. А. и др. Взрывчатое вещество. — Патент RU 2544708. — 2013.
- Subbotin V. A. et al. Explosive. Patent RU 2544708. 2013. (In Russian).
24. Morin K. A., Hutt N. M. Mine-water leaching of nitrogen species from explosive residues. Proceedings of GeoHalifax, 2009. pp. 20—24.
25. Brochu S. Assessment of ANFO on the environment. Defence research and development Canada VALCARTIER (Quebec), 2010. DRDC-VALCARTIER-TM-2009-195.
26. Schindler D. W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, 1977, 195 (4275), pp. 260—262.
27. Wetzel R. G. Limnology: lake and river ecosystems. [S. l.], Gulf professional publ., 2001.
28. Abell J. M. et al. Latitudinal variation in nutrient stoichiometry and chlorophyll-nutrient relationships in lakes: a global study. Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie, 2012, 181 (1), pp. 1—14.
29. O'Neil J. M., Davis T. W., Burford M. A., Gobler C. J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. Harmful Algae, 2012, 14, pp. 313—334.
30. Willen E. Phytoplankton in water quality assessment — An indicator concept. Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring. [S. l.], Wiley and Sons, Ltd, 2000, pp. 57—80.
31. Chorus I., Schauser I. Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin. Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies. Dessau, 2011, pp. 22—58.
32. Smith V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science, 1983, 221 (4611), pp. 669—671.
33. 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, 6 (2), pp.199—210. Available at: <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.938>.
34. Smith V. H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. Limnol. Oceanogr., 1982, 27 (6), pp. 1101—1112.
35. Aldridge F. et al. The use of nutrient enrichment bioassays to test for spatial and temporal distribution of limiting factors affecting phytoplankton dynamics in Lake Okeechobee, Florida. Ergebnisse der Limnologie, 1995, 45, pp. 177—190.
36. Dolman A. M. et al. Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. PLOS ONE, 2012, 7 (6), p. e38757.
37. 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, 55 (3), pp. 1213—1230.
38. Monchamp M.-E., Pick F. R., Beisner B. E., Maranger R. (2014) Nitrogen Forms Influence Microcystin Concentration and Composition via Changes in Cyanobacterial Community Structure. PLOS ONE, 9 (1), p. e85573. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085573>.
39. Beversdorf L. J., Miller T. R., McMahon K. D. Long-term monitoring reveals carbon-nitrogen metabolism key to microcystin production in eutrophic lakes. Front. Microbiol. 2015, 6. p. 456. DOI: 10.3389/fmicb.2015.00456.
40. Patova E. N. Bloom-Forming Cyanoprokaryotes in Kharbeyskie Lakes of Bolshezemelskaya Tundra. J. of Siberian Federal University. Biology, 2014, 7 (3), pp. 282—290.
41. Paerl H. W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. Environmental microbiology reports, 2009, 1 (1). pp. 27—37.
42. Патова Е. Н. Разнообразие, экология и география Цианопхита (Цианопрокэроты) европейского сектора Российской Арктики // Вестн. Ин-та биологии КНЦ УО РАН. — 2013. — № 4. — С. 29—30.
- Patova E. N. Raznoobrazie, ekologiya i geografiya Cyanophyta (Cyanoprokaryota) evropeiskogo sektora Rossiiskoi Arktiki. [Diversity, Ecology and Geography Cyanophyta (Cyanoprokaryota) of the European Sector of the Russian Arctic]. Vestn. In-ta biologii KNTs UO RAN, 2013, no. 4, pp. 29—30. (In Russian).

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» (а/я 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.

Петрова Ольга Викторовна, младший научный сотрудник, Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН (184209, Россия, Апатиты, мкр. Академгородок, д. 14а).

Библиографическое описание данной статьи

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.

APATITE MINING AND PROCESSING PRODUCTION AND EUTROPHICATION OF THE ARCTIC LAKE IMANDRA

Kashulin N. A.

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

Bekkelund A.

Creek-Bio AB (Oslo, Norway)

Dauvalter V. A., Petrova O. V.

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

The article was received on April 23, 2019

As a result of the extraction and processing of the Khibiny apatitofeline ores (Murmansk region), thousands of tons of mineral substances get into the aquatic environment, including the P and N compounds. Surface waters are the main migration medium of pollutants, most of which accumulate in the large eutrophied polar Lake Imandra. Annual receipts in the Bolshaya Imandra reach only along the Belaya River are estimated at 1,233 tons of N and 300 tons of P, which exceeds the critical load for the entire water body. The spatial and temporal dynamics of the main forms of P and N, features of the interrelationship of the Arctic lake pollution by microbiogenic substances and the flowering development of potentially toxic algae and cyanobacteria are considered.

Keywords: Arctic, surface waters, eutrophication, macronutrients, Nitrogen, Phosphorous, critical load, harmful algal blooms, cyanobacteria.

The reported study was funded by RFBR according to the Arctic Research Project No. 18-05-60125 "Large Arctic lakes under the global and regional environmental and climatic changes".

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@inep.ksc.ru.

Bekkelund Alexander, PhD, Creek-Bio AB (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@inep.ksc.ru.

Petrova Olga Viktorovna, Junior Researcher, Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the RAS (14a, Akademgorodok, Apatity, Murmansk region, Russia, 184209).

Bibliographic description

Kashulin N. A., Bekkelund A., Dauvalter V. A., Petrova O. V. Apatite mining and processing production and eutrophication of the Arctic Lake Imandra. Arctic: Ecology and Economy, 2019, no. 3 (35), pp. 16—34. DOI: 10.25283/2223-4594-2019-3-16-34. (In Russian).

© Kashulin N. A., Bekkelund A., Dauvalter V. A., Petrova O. V., 2019