

УДК 504.062.4

Т. Г. Кашулина, Н. А. Кашулин, В. А. Даувальтер

Долговременная динамика гидрохимических показателей низкоминерализованного субарктического озера при снижении кислотной нагрузки

T. G. Kashulina, N. A. Kashulin, V. A. Dauvalter

The long-term dynamics of hydrochemical indices of low-mineralized subarctic lakes in reducing the acid load

Аннотация. Обобщены результаты долговременных исследований (1990–2013 гг.) динамики основных гидрохимических показателей субарктического оз. Шуониявр, расположенного в зоне азротехногенного влияния металлургического комбината. Выявлены достоверное увеличение щелочности и кислотнейтрализующей способности вод озера; снижение диапазона сезонных колебаний pH и щелочности воды; уменьшение содержания SO_4^{2-} в воде озера за период наблюдений как результат снижения нагрузки кислотообразующих агентов вследствие снижения эмиссионных потоков SO_2 . Несмотря на стабилизацию кислотнейтрализующей способности воды озера, показатели загрязнения C_f по шести приоритетным для региона элементам-загрязнителям сохраняют высокие значения.

Abstract. The results of long-term studies (1990–2013) of dynamics of the main hydrochemical indices of the subarctic Shuonijavr Lake located in the zone of airborne pollution from a metallurgical plant have been considered. The following facts have been revealed: significant increase of alkalinity and acid neutralizing capacity (ANC) of the lake water; reduction in the range of seasonal fluctuations of pH and alkalinity; reduction of SO_4^{2-} in the lake water during the observation period as a result of reducing the acid load due to the decrease of SO_2 emission. Despite the stabilization of the lake water ANC the pollution indicators in six elements of polluters foreground for the region remain high values.

Ключевые слова: Субарктика, озеро, закисление, кислотнейтрализующая способность, тяжелые металлы, формы металлов, восстановление.

Key words: Subarctic, lake, acidification, acid neutralizing capacity (ANC), heavy metals, metal forms, recovery.

Введение

Закисление поверхностных вод и территорий водосборов является одной из актуальнейших проблем, с которой лимнологи северных стран столкнулись еще в 70-х годах прошлого столетия. Наиболее чувствительными к закислению являются водоемы с кислотнейтрализующей емкостью (ANC) воды менее 100 мкг-экв/л, в которых в результате выпадения кислых атмосферных осадков с $\text{pH} < 5,6$ не только нарушается природное кислотно-щелочное равновесие, но и происходит обогащение воды биогенными веществами, в первую очередь содержащими N и S. Уменьшение буферной емкости воды в условиях усиления кислотной нагрузки (L_{Ac}) приводит к снижению pH воды, увеличению концентрации неорганического алюминия и других токсичных ионов, таких как Cd^{2+} , Pb^{2+} и др. В результате сложных взаимосвязанных изменений физико-химических параметров среды обитания трансформируется структура и продуктивность экосистемы водоема. Во многих случаях происходит замещение/гибель ценных видов водных организмов [1–3].

Оз. Шуониявр находится в импактной зоне воздействий комбината "Печенганикель", который считается одним из основных источников эмиссии SO_x , NO_x , Ni и Cu Северной Фенноскандии [4]. Негативное воздействие атмосферных загрязнений на водоем началось с тридцатых годов прошлого века. Результаты комплексного мониторинга состояния озера, проводимого ИППЭС КНЦ РАН в период 1990–2014 гг., являются важным дополнением к пониманию региональных особенностей процесса закисления озер в условиях интенсивной техногенной нагрузки.

Материалы и методы

Отбор проб воды, транспортировку, хранение до начала анализа и химико-аналитические измерения осуществляли по сертифицированным российским и международным методикам [5; 6] в аккредитованном Центре коллективного пользования ИППЭС КНЦ РАН. Пробы воды отбирали в центральной части озера с поверхностного (0–0,5 м) и придонного горизонтов весной (после схода снежного покрова) и в осенний период, после осеннего охлаждения. Контроль качества результатов измерений включал балансовые расчеты концентраций основных ионов минерализации и зарядов. Расхождения суммарных содержаний катионов и анионов в пробах воды не превышали $\pm 5\%$. Качество химико-аналитических измерений лаборатории подтверждалось участием в интеркалибровочных экспериментах (ISPRA, 1993–1999; SYKE, 1994–2010; NIVA,

1994–2014). Расчет критических нагрузок кислотности (CL_{AC}) производился с помощью модели SSWC (Steady-State Water Chemistry) [7]. Выпадения техногенных S, N, Ca, Mg рассчитаны на основании данных NILU [8] и результатов анализа атмосферных осадков, полученных в ИППЭС. С помощью программы CHEAQS Pro [9] выполнены расчеты содержания доминирующих химических форм элементов в воде.

Район исследований и характеристика источника загрязнений

Оз. Шуонияур (водосбор р. Шуонийоки) находится в 20 км на юг от п. Никель и 40 км на юго-запад от г. Заполярный, где располагаются цеха обжига руды и ее плавки комбината "Печенганикель" АО "Кольская ГМК" (рис. 1). Это относительно большое (площадь озера – 11,3 км², площадь водосбора – 285,8 км²), мелководное, овално-удлиненное с запада на восток озеро ледникового происхождения, длина которого – 7,2 км, ширина – 2,8 км [10], наибольшие глубины (10 м) располагаются в его центральной части. Озеро замерзает во второй половине октября, и ледовый покров держится, как правило, до первых дней июня. Преобладающие направления ветра – север, северо-восток. Годовое количество осадков – 450–500 мм, испарение – около 200 мм. Большая часть осадков выпадает в виде снега в зимний период. Накопленные в снежном покрове загрязняющие вещества в период снеготаяния залпово поступают в водоем, вызывая сезонные изменения гидрохимических показателей. Территория водосборной площади по типу ландшафтов относится к лесотундровой зоне. В прибрежной зоне озера и до глубины 2,5 м всюду встречаются валунные отложения. Промежутки между камнями заполнены песком и галечником. С глубины 2,5 м преобладают илстые отложения темно-зеленоватого цвета [10].

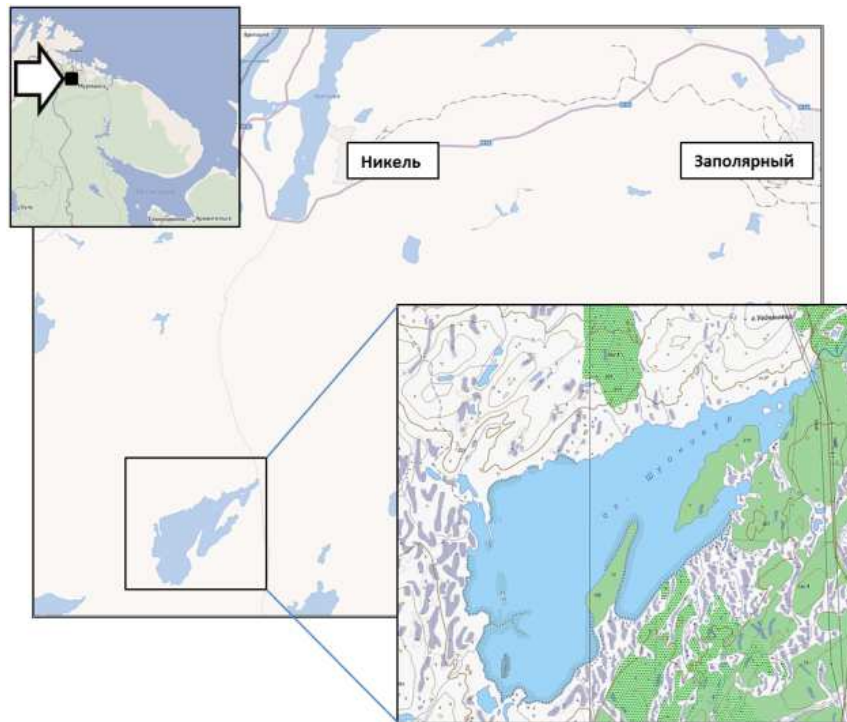


Рис. 1. Схема расположения оз. Шуонияур

Озеро находится в 60-километровой зоне действующего с 1933 г. руднично-обогажительного комплекса АО "Печенганикель" (фабрика по обжигу руды, плавильные цеха), расположенного в г. Заполярный и пос. Никель. Основными влияющими на водосбор озера техногенными потоками являются атмосферные эмиссии кислотообразующих оксидов серы и азота, пылевые и аэрозольные частицы Cu, Ni, Co, а также загрязненные трансграничные атмосферные потоки [11–14].

Основной пик производственной деятельности по переработке медно-никелевого сырья в этом районе относится к концу 1970-х и началу 1980-х гг. [12; 4]. В этот период на комбинате перерабатывались высокосернистые норильские руды, что обуславливало максимальные объемы выбросов SO₂. С середины 1990-х в результате усовершенствования технологических процессов и перехода на местные малосернистые руды эмиссия SO₂ в атмосферу уменьшалась. Выраженное снижение продолжалось до 2004 г, затем уровень эмиссии стабилизировался (рис. 2).

Геохимический и минералогический состав пород района оз. Шуонияур представлен главным образом амфиболитами, гранодиоритом, диоритом, базальтом, кварцитом, оливином, доломитом, карбонатным цементом, щелочным, полевошпатным гнейсом, железистым кварцитом, туфом и др. [15; 16], которые относятся к II–IV классу устойчивости к кислотным осадкам [17]. Валунны, гравий, крупный песок служат механическим

препятствием для прямого стока кислых осадков в водоем, а присутствие карбонатных пород обеспечивает высокую геохимическую буферность водосборной площади. Средняя буферная емкость почвенного горизонта С (суммарное содержание Ca + K + Mg в экстракте HNO₃ + HCl) водосборного района составляет 300–350 мкг-экв/л, при этом соотношение Al/(Ca + K + Mg) в горизонтах ВС находится в пределах 2–3, что отражает высокое содержание Al в породах [18; 19]. В результате выветривания таких акцессорных и рудных минералов, как магнетит, ильменит, апатит, сфен, сульфиды Ni и Cu, сформировался типоморфный микроэлементный состав воды озера (Fe, Al, Ti, Mn, Ba, Ni, Cu, Cr, Co, Li, Rb, Cs, Pb, V, Mo, Zr, редкоземельные элементы).

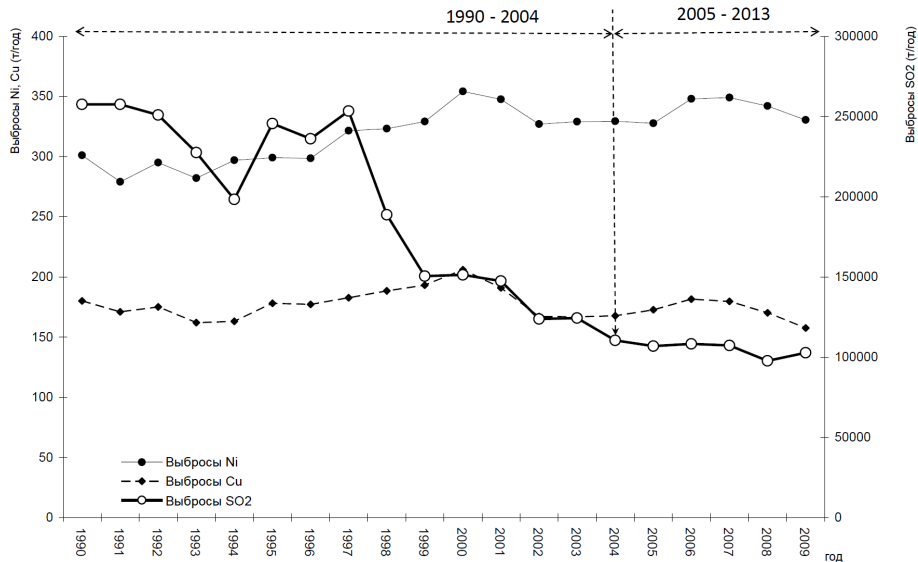


Рис. 2. Динамика выбросов в атмосферу соединений никеля, меди и окисла серы комбинатом "Печенганикель" [14]

Результаты и обсуждение

Среднее значение минерализации воды оз. Шуониявр за период наблюдений 1990–2013 гг. составило 23,9 ± 2,1 мг/л. Вода озера относится к ультрапресной по классификации А. М. Овчинникова, наиболее пресным по классификации Н. И. Толстихина (10–30 мг/л) и очень малой минерализации (<100 мг/л) по классификации О. А. Алекина. Современные значения концентраций главных ионов и химических элементов в воде озера приведены в табл. 1 и 2.

Таблица 1

Основные гидрохимические показатели воды оз. Шуониявр (1990–2013 гг.)

Параметр	N	Значение*	Параметр	N	Значение*
pH	40	<u>6,17–6,93</u> 6,70(6,73) ± 0,17	HCO ₃ ⁻ , мг/л	40	<u>4,03–5,86</u> 5,11(5,22) ± 0,45
Электропроводность, мкСм/см	40	<u>21,7–32,0</u> 24,13(23,9) ± 2,15	SO ₄ ⁻² , мг/л	40	<u>3,11–8,50</u> 3,69(3,43) ± 0,94
Щелочность, мкг-экв/л	40	<u>66,0–96,0</u> 83,75(85,5) ± 7,31	** SO ₄ ⁻² , мг/л	40	<u>2,85–8,20</u> 3,43(3,18) ± 0,93
Цветность, °Pt	39	<u>10–32</u> 17(17) ± 5	Cl ⁻ , мг/л	40	<u>1,57–2,4</u> 1,84(1,83) ± 0,19
C _{орг} , мг/л	40	<u>3,38–6,20</u> 4,59(4,58) ± 0,52	NO ₃ ⁻ , мкгN/л	39	<u>0–98</u> 11(4) ± 17
Ca ⁺² , мг/л	39	<u>1,40–1,96</u> 1,81(1,85) ± 0,13	N _{общ} , мкгN/л	39	<u>88–597</u> 159(13) ± 101
Mg ⁺² , мг/л	40	<u>0,50–0,80</u> 0,61(0,62) ± 0,06	PO ₄ ³⁻ , мкгP/л	39	<u>0–5</u> 2(1) ± 1
Na ⁺ , мг/л	40	<u>1,41–2,00</u> 1,58(1,56) ± 0,12	P _{общ} , мкгP/л	40	<u>2–10</u> 4(4) ± 1,8
K ⁺ , мг/л	40	<u>0,31–0,47</u> 0,40(0,40) ± 0,03	Si, мг/л	39	<u>1,11–1,74</u> 1,43(1,4) ± 0,13

Примечание. N – выборка. * В числителе – минимум-максимум; в знаменателе – среднее (медианное значение) ± стандартное отклонение; ** SO₄⁻² – сульфаты с поправкой на морскую соль.

Таблица 2

Содержание химических элементов (в числителе min-max ; в знаменателе – среднее ± ст. отклонение) и их доминирующие формы в воде оз. Шуониявр (органическая (НА+ФА) – сумма органических комплексов металлов с гуминовыми и фульвокислотами)

Элемент	Общее содержание	Доминирующие химические формы, %		Региональный фон	C _f	Элемент	Общее содержание	Доминирующие химические формы, %		Региональный фон	C _f				
Al	14,0–194,0 33,1 ± 34,7	Al ⁺³	0,0	–	–	Zn	0,7–7,0 2,2 ± 1,6	Zn ⁺²	73,7	–	–				
		Al(OH) ⁺²	0,1					Zn(OH) ⁺	0,6						
		Al(OH) ⁺²	2,1					Zn(SO ₄)	0,5						
		Al(OH) ₃	6,6					растворен. неорганическая	75,0						
		Al(OH) ₄ ⁻	54,1					органическая (НА + ФА)	25,0						
		Al(PO ₄)	2,3					Sr	<0,1–28,0 13,4 ± 3,6			Sr ⁺²	94,4	–	–
		Al ₂ (PO ₄)(OH) ₂ ⁺	0,1									Sr(SO ₄)	0,5		
		растворен. неорганическая	65,3									растворен. неорганическая	95,0		
		органическая (НА + ФА)	34,8									органическая (НА + ФА)	5,0		
Fe	5,0–1571 82,1 ± 292	Fe(III) ⁺³	0,0	–	–	Pb	<0,1–0,74 0,38 ± 0,21	Pb ⁺²	14,0	0,30	1,3				
		Fe(III)(OH) ₂ ⁺	4,7					Pb(II)(OH) ⁺	1,71						
		Fe(III)(OH) ₃	23,2					Pb(II)(CO ₃)	0,53						
		растворен. неорганическая	28,0					Pb(II)H(CO ₃) ⁺	0,02						
		органическая (НА + ФА)	72,1					Pb(II)(SO ₄)	0,19						
Cu	2,0–11,0 4,8 ± 1,8	Cu(II) ⁺²	1,2	0,7	6,9	Cd	<0,01–0,12 0,06 ± 0,04	Pb(II)Cl ⁺	0,02	0,05	1,2				
		Cu(II)(OH) ⁺	0,3					растворен. неорганическая	16,5						
		Cu(II)(CO ₃)	0,2					органическая (НА + ФА)	83,5						
		Cu(II)H(CO ₃) ⁺	0,3					Cd ⁺²	92,4						
		Cu(II)(SO ₄)	0,0					Cd(OH) ⁺	0,06						
		растворен. неорганическая	1,6					Cd(CO ₃)	0,05						
		органическая (НА + ФА)	98,4					Cd(HCO ₃) ⁺	0,01						
Ni	4,7–17,0 8,4 ± 2,7	Ni ⁺²	92,1	0,6	14	As	0,10–0,21 0,18 ± 0,52	Cd(SO ₄)	0,6	0,01	18				
		Ni(HCO ₃) ⁺	0,7					CdCl ⁺	0,38						
		Ni(SO ₄)	0,5					растворен. неорганическая	93,5						
		Ni(OH) ⁺	0,1					органическая (НА + ФА)	6,6						
		NiCO ₃	0,1					[H ₂ AsO ₃] ⁻	0,25						
		растворен. неорганическая	93,5					H[H ₂ AsO ₃] ⁺	98,3						
		органическая (НА + ФА)	6,5					растворен. неорганическая	98,5						
Mn	0,5–7,5 2,2 ± 1,6	Mn ⁺²	97,3	–	–	Mo	0,03–0,06 0,03 ± 0,02	органическая (НА + ФА)	1,45	–	–				
		Mn(II)(SO ₄)	0,5					[MoO ₄] ⁻²	99,7						
		Mn(II)(HCO ₃) ⁺	0,1					H[MoO ₄] ⁻	0,29						
		растворен. неорганическая	98,0					Co ⁺³	0						
		органическая (НА + ФА)	2,0					Co(III)(OH) ₂ ⁺	98,5						
Cr	<0,1–103 0,19 ± 0,10	органическая (НА + ФА)	100	–	–	Co	<0,1–2,9 0,37 ± 0,69	растворен. неорганическая	98,5	0,2	1,9				
								органическая (НА + ФА)	1,5						

В настоящее время вода оз. Шуонияур по преобладающему аниону относится к гидрокарбонатно-сульфатному классу, по преобладающему катиону – к группе кальция (табл. 1), по соотношению концентраций главных ионов минерализации (в мкг-экв/л) – ко II типу: $[\text{HCO}_3^-] < [\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}] < [\text{HCO}_3^-] + [\text{SO}_4^{-2}]$ (по О. А. Алекину). Химический состав воды озера в 2013 г. можно выразить в виде следующей формулы Курлова:

$$M(0,023 \text{ г/л} / 0,22 \text{ meq/l} - 1) \frac{\text{HCO}_3(43)\text{SO}_4(34)\text{Cl}(23)}{\text{Ca}(43)\text{Mg}(24)\text{Na}(29)\text{K}(4)} \text{pH } 6,84.$$

Анализ многолетней динамики гидрохимических показателей за период наблюдений позволяет выявить ряд закономерностей. На рис. 3 показаны изменения относительного состава главных ионов в воде оз. Шуонияур, свидетельствующие о снижении роли SO_4^{-2} и Na^+ в ионном балансе.

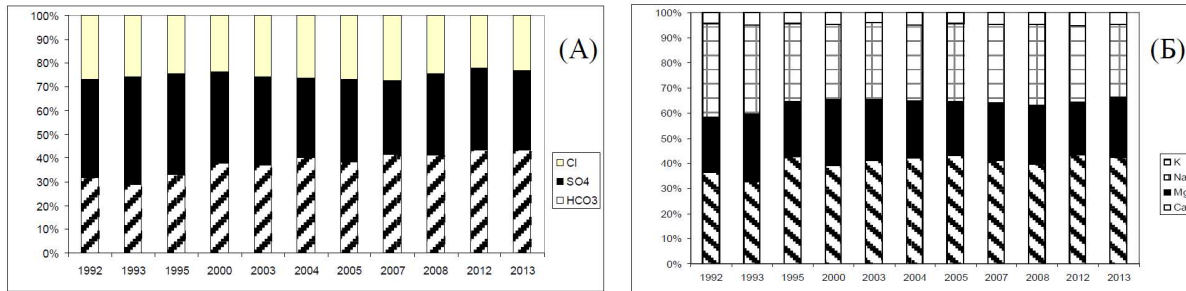


Рис. 3. Изменение относительного состава главных анионов (А) и катионов (Б) минерализации вод оз. Шуонияур

Установленное среднее значение щелочности воды ($\text{Alk}_{\text{вод}}$) озера Шуонияур равно $85,5 \pm 7,3$ мкг-экв/л при минимальном значении 70 мкг-экв/л, зафиксированном в 1992 г. Это довольно высокий показатель, учитывая, что, по данным метеонаблюдений, основной эмиссионный поток от производственных мощностей АО "Печенганикель" локализуется в районе озера [4]. После 1992 г. выявлен достоверный тренд увеличения общей $\text{Alk}_{\text{вод}}$ озера ($p = 0,001$) (рис. 4). Средние значения $\text{Alk}_{\text{вод}}$ за 2005–2013 гг. были выше на 11,7 мкг-экв/л ($t = 5,91$) аналогичных показателей за 1990–2004 гг. Вместе с тем, в соответствии с принятой классификацией экологического статуса (ES) природных вод [23], водоем находится на первой стадии закисления (значение $\text{Alk}_{\text{вод}}$ менее 100 мкг-экв/л). Отмечены значительные сезонные колебания $\text{Alk}_{\text{вод}}$ озера с минимальными значениями в паводковые периоды, что является типичным для водоемов при аэротехногенном характере их загрязнения кислотообразующими соединениями. Наибольший диапазон сезонных колебаний $\text{Alk}_{\text{вод}}$ наблюдался в 1990-е гг. Одновременно с увеличением $\text{Alk}_{\text{вод}}$ в двухтысячные годы достоверно снижается ($p = 0,01$) диапазон сезонных колебаний ($\Delta\text{Alk} = \text{Alk}_{\text{весна}} - \text{Alk}_{\text{осень}}$) (рис. 5). Так, в 2004 г. весной $\text{Alk}_{\text{вод}}$ на 16 мкг-экв/л была ниже, чем летне-осенний период, а в 2013 г. – на 5 мкг-экв/л.

В период наблюдений достоверно установлено увеличение содержания HCO_3^- в воде озера. Средние значения за 2005–13 гг. были выше на 0,62 мг/л ($t = 4,47$) аналогичных показателей за 1990–2004 гг. Эти изменения сопровождались увеличением содержания в воде Ca^{+2} . Средние значения за 2005–2013 гг. были выше на 0,14 мг/л ($t = 3,06$), чем за 1990–2004 гг. Но значения содержания Mg^{+2} при этом снижались. В 2005–2013 гг. его содержание было на 0,05 мг/л ($t = 2,24$) ниже, чем в предыдущий период. Многолетние изменения кислотонейтрализующей способности (ANC) озера (1992–2013 гг.), рассчитанные как разница в суммарных концентрациях в воде озера щелочных катионов и анионов сильных кислот [20], демонстрируют достоверный тренд увеличения значений этого показателя ($p = 0,01$). При этом среднее значение ANC озера составляет 91 ± 16 мкг-экв/л. Средние значения за 2005–2013 гг. были выше на 20,95 мкг-экв/л ($t = 4,37$) аналогичных показателей за 1990–2004 гг.

Существующий баланс главных ионов вод озера определяет близконеутральные значения pH воды. Средние значения pH воды за 1990–2004 гг. и 2005–2013 гг. повысились на 0,14 ед. pH ($t = 2,33$), при этом уменьшилась амплитуда (ΔpH) сезонных (весеннее-летних) колебаний pH воды озера (рис. 6). Наблюдается достоверное увеличение pH воды озера (рис. 7) ($p = 0,01$) с 2005 г. Диапазон колебаний pH за период наблюдений составил 6,17–6,93 ед. pH ($M = 6,70 \pm 0,17$). В 2004 г. в весенний период, когда с паводковыми водами происходит максимальное поступление в водоем кислотообразующих агентов, отмечено подкисление воды на 0,6 ед. pH, в то время как в 2005–2013 гг. весеннее снижение pH составляло 0,02–0,19 единиц (рис. 5).

Достоверные снижения сезонных колебаний щелочности (ΔAlk) и кислотности (ΔpH) воды и характер направленности их многолетних изменений свидетельствуют об увеличении кислотонейтрализующей способности воды озера. Хотя снижение выбросов кислотных осадков отмечается с 1992 г., именно 2004 г. можно считать началом некоторой стабилизации буферной системы вод озера. При этом наиболее выраженным было

снижение концентрации SO_4^{2-} как ответ на уменьшение объемов эмиссии соединений серы комбинатом "Печенганикель". Эти процессы имеют конгруэнтный характер ($R = 0,852$, $R_{\text{кр}} = 0,847$; $p = 0,001$). Достоверное снижение средних значений за 1990–2004 гг. и 2005–13 гг. составило 1,39 мг/л ($t = 5,00$) при снижении сезонной вариабельности (рис. 6).

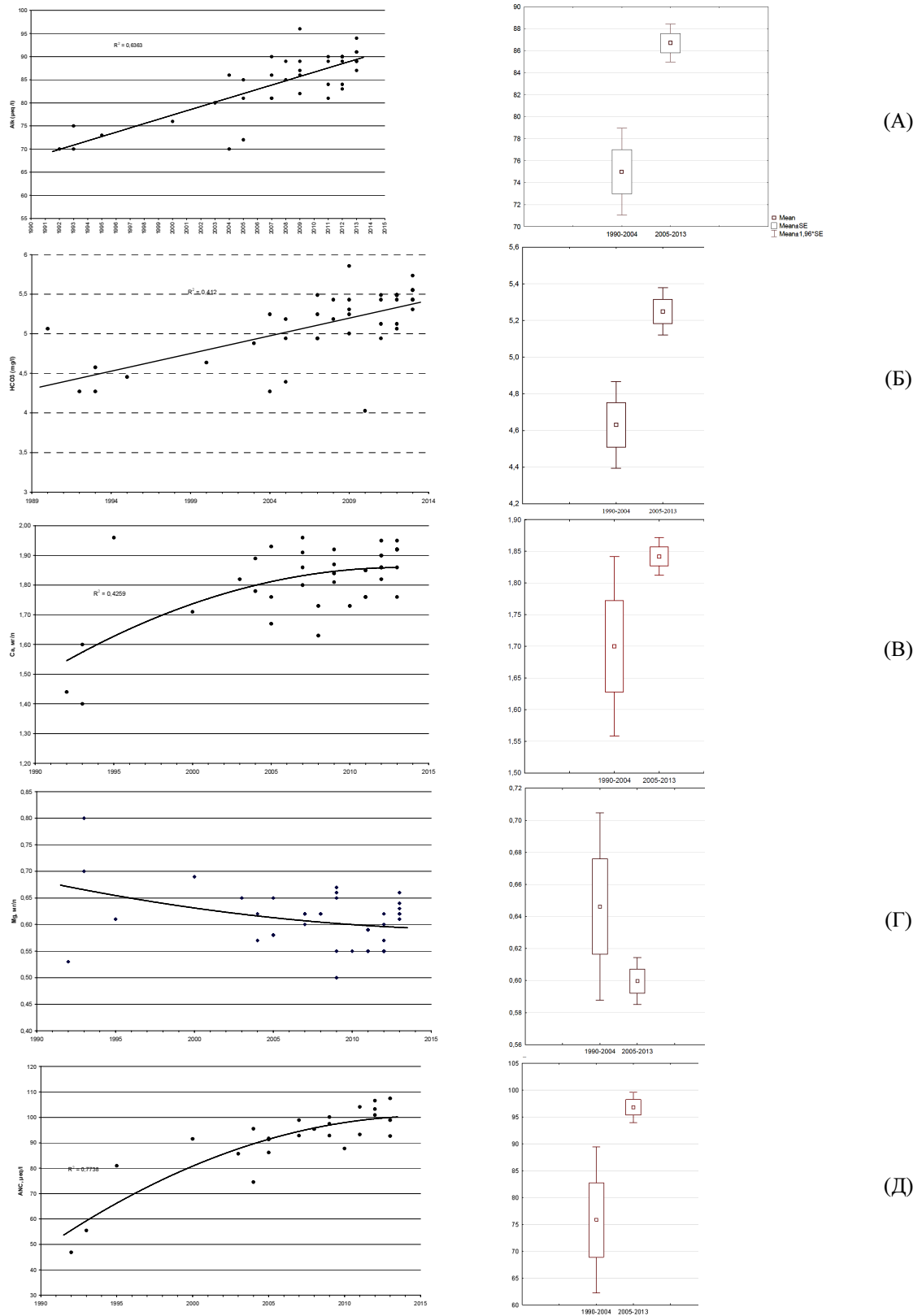


Рис. 4. Динамика общей щелочности (А), содержания карбонат-иона $[\text{HCO}_3^-]$ (Б), кальция (В), магния (Г), ANC вод (поверхностный горизонт) оз. Шуонияур за 1992–2013 гг.

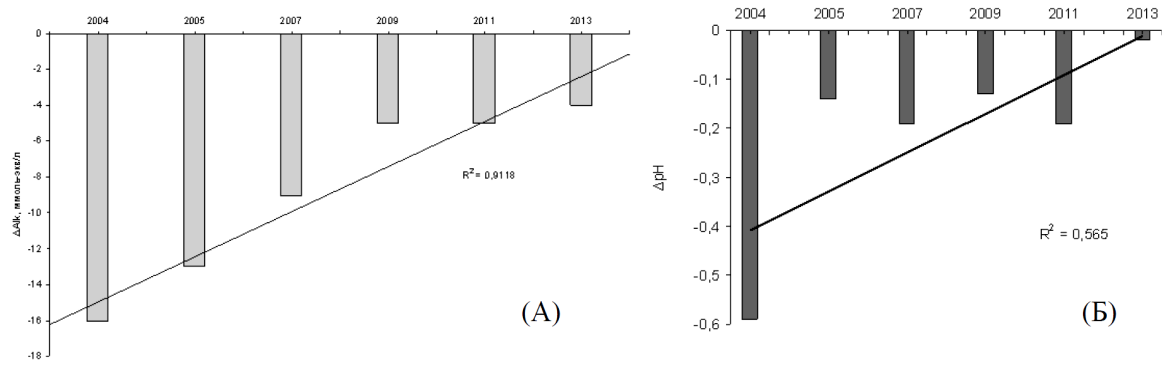


Рис. 5. Динамика величины сезонных (весна – осень) колебаний щелочности (ΔAlk) (А) и рН (Б) вод оз. Шуонияур (поверхностный горизонт, осень) в период 2004–2013 гг.

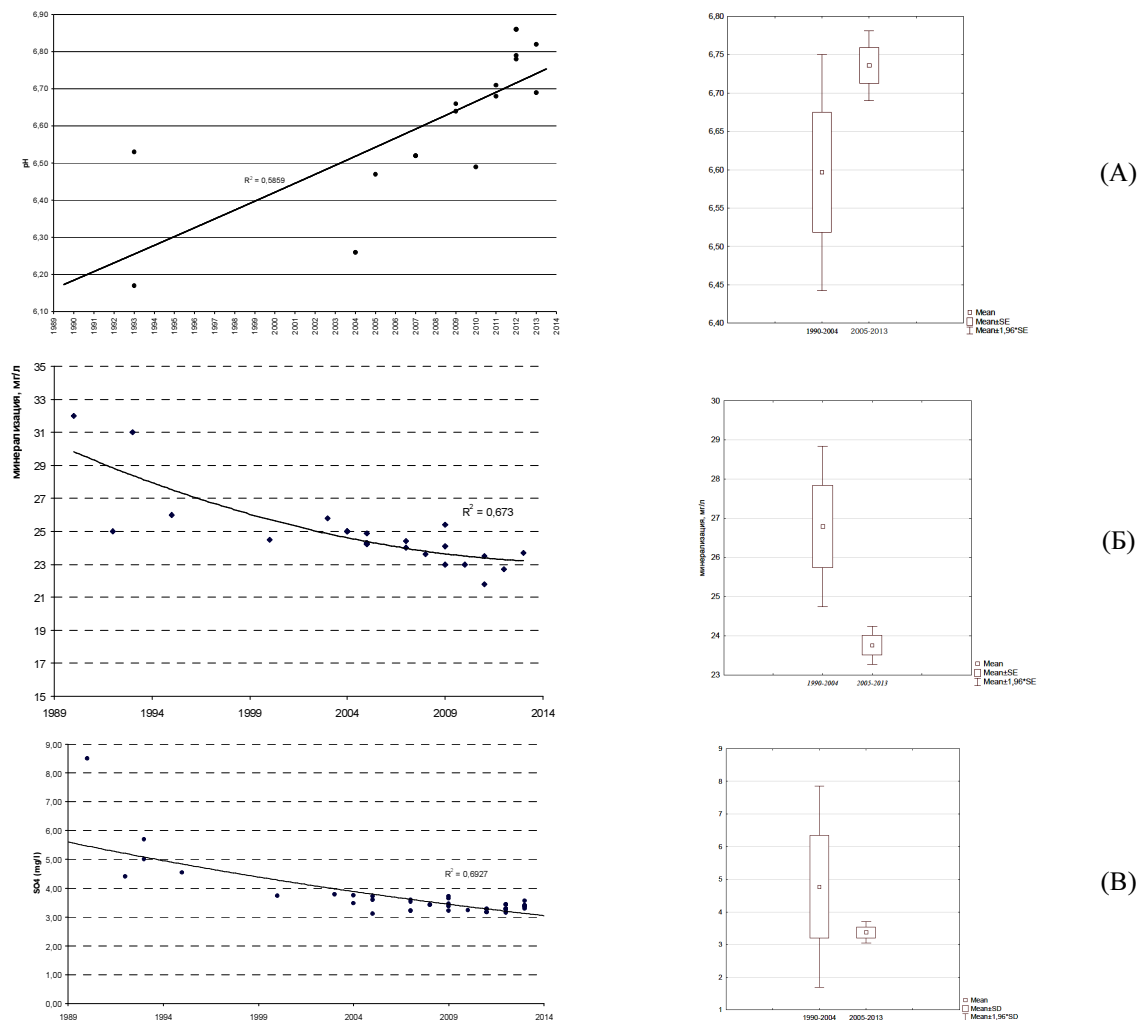


Рис. 6. Динамика рН (А), минерализации (Б), сульфат-иона $[\text{SO}_4^{2-}]$ (В) вод оз. Шуонияур в период 1992–2013 гг.

Водосборная территория оз. Шуониявр имеет значительный показатель $\text{ANC}_{\text{почв}}$, и незначительное снижение антропогенной нагрузки или даже стабилизация объемов эмиссии обуславливает выраженное повышение $\text{ANC}_{\text{вод}}$.

Отношение концентраций (в мкг-экв/л) NO_3^- к SO_4^{2-} в воде $K_{\text{N/S}} = 0,01\text{--}0,40$, т. е. меньше 1, что подтверждает преобладающее влияние выпадений SO_4^{2-} на процесс закисления озера. При этом отмечается достоверный рост содержания $\text{N}_{\text{общ}}$ (рис. 7) в воде озера с 2000 г. ($R_{\text{кр}}^2 = 0,399$; $p = 0,05$), что может быть

связано как с увеличением атмосферных поступлений NO_2 [12], так и увеличением первичной продуктивности водоема. В целом, содержание соединений N и P в воде озера довольно низкое: среднее содержание $\text{P}_{\text{общ}}$ ($4,43 \pm 1,78$ мкгP/л); $\text{N}_{\text{общ}}$ – (148 ± 77 мкгN/л), что соответствует показателям для олиготрофных водоемов. Учитывая сложность биогеохимических циклов азота в экосистемах [21; 22] и низкие содержания в воде озера NO_3^- ($C_{\text{NO}_3} = 11 \pm 17$ мкгN/л), NH_4^+ ($C_{\text{NH}_4} = 7 \pm 7$ мкгN/л), количественная оценка вклада атмосферных выпадений NO_2 в изменение буферности воды пока не представляется возможной.

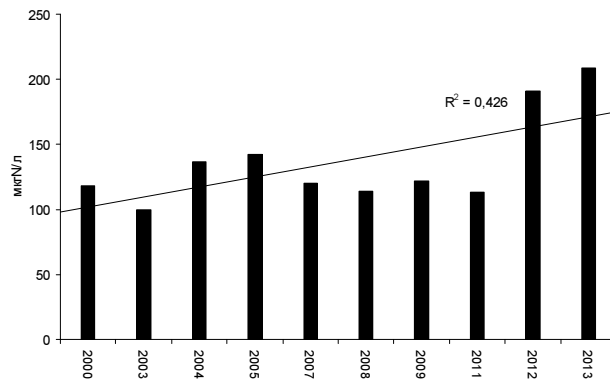


Рис. 7. Динамика содержания общего N в водах оз. Шуонияур в период 2000–2013 гг. (поверхностный горизонт, осень)

Хотя по содержанию соединений P и N в воде оз. Шуониявр можно рассматривать как олиготрофный водоем [23], достоверно ($R_{\text{кр}}^2 = 0,468$; $p = 0,01$) установленный рост (рис. 8, А) содержания органических веществ в воде за период наблюдения, положительная корреляция содержания органического углерода со $\text{Alk}_{\text{вод}}$, содержанием HCO_3^- ($p < 0,05$), а также обратная достоверная корреляция содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ и SO_4^{2-} ($p < 0,05$) свидетельствуют об увеличении первичной продуктивности озера. Средние значения за 2005–2013 гг. были выше на 0,63 мгC/л ($t = 3,67$) аналогичных показателей за 1990–2004 гг. Синтез первичного органического вещества и последующее его разложение в озере в осенний период обеспечивают регенерацию C, N, P, с чем связан достоверный рост содержания PO_4^{3-} в осенний период. При этом средние значения за 2005–2013 гг. были выше на 1,33 мг/л ($t = 3,34$) аналогичных показателей за 1990–2004 гг. (рис. 8, Б).

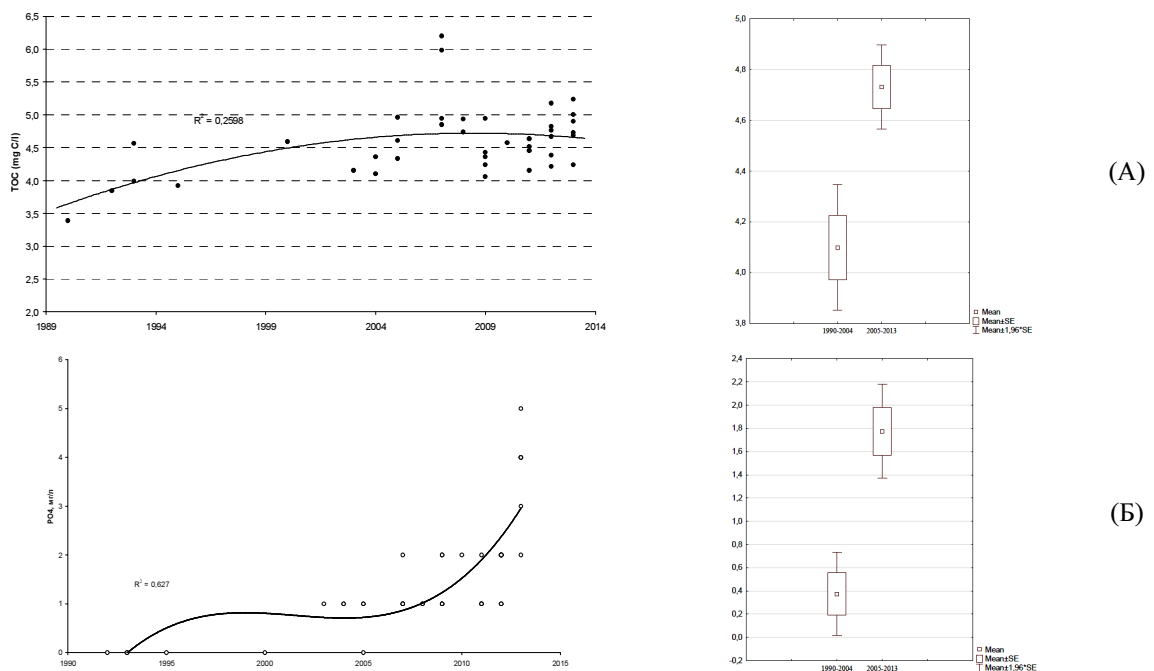


Рис. 8. Изменения содержания общего растворенного углерода (TOC) (А), фосфат-иона (PO_4^{3-}) (Б) в водах оз. Шуонияур (поверхностный горизонт, осень) в период 1992–2013 гг.

В начале 90-х годов оз. Шуониявр находилось на первой стадии закисления ($Alk < 100$ мкг-экв/л). Высокая $ANC_{почв}$ водосбора сдерживала длительное (более чем 60 лет) воздействие кислых атмосферных осадков на водоем, и значения pH озера оставались околонеutralными. Известно, что длительный период устойчивости водоемов к закислению связан с высоким природным геохимическим буферированием [24]. Следует учитывать, что помимо кислотообразующих агентов в атмосферных выбросах плавильных цехов комбината "Печенганикель" содержится значительное количество зольных частиц, содержащих щелочные и щелочноземельные элементы, в том числе Ca и Mg, осаждающиеся в радиусе 40 километров от источника эмиссии. В 1990–2013 гг. в осадках соотношение этих элементов к сульфатам ($K_{Ca, Mg/S}$) в различные периоды составляло 1–3, что свидетельствует о значительной забуференности атмосферных осадков в зоне расположения озера. Снижение L_{Ac} привело к стабилизации ситуации и повышению $ANC_{вод}$ с 47 мкг-экв/л до значений 107 мкг-экв/л. Критическая кислотная нагрузка CL_{Ac} оз. Шуониявр в 2013 г. равнялась 114 мкг-экв/м²-год. Изменения CL_{Ac} озера за 1992–2013 гг. представлены на рис. 9. Отмечается рост этого показателя в 1994–2013 гг. Высокая $ANC_{почв}$ водосбора и значительное содержание щелочноземельных элементов в атмосферных выпадениях эффективно нейтрализуют существующий уровень L_{Ac} и сдерживают процесс закисления водоема.

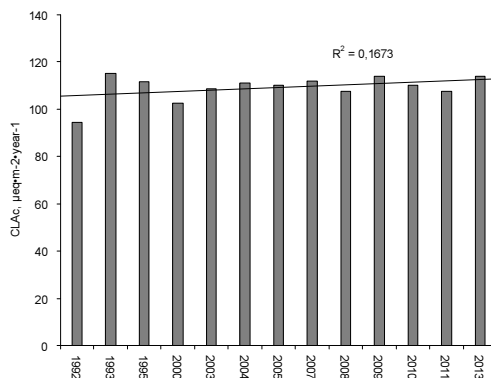


Рис. 9. Изменения показателей критической кислотной нагрузки (CL_{Ac}) оз. Шуониявр в период 1992–2013 гг.

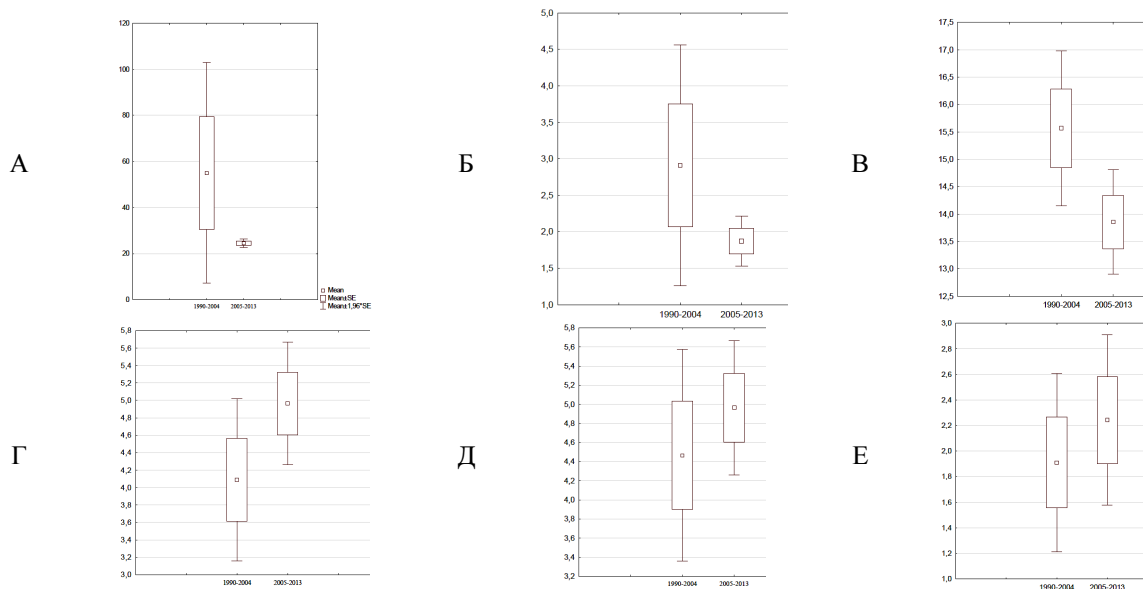


Рис. 10. Изменения содержания (мкг/л) алюминия (А), цинка (Б) и стронция (В), никеля (Г), меди (Д), марганца (Е) в водах оз. Шуониявр (поверхностный горизонт, осень) в периоды 1992–2004 гг. и 2005–2013 гг.

Известно [25], что в условиях длительной L_{Ac} на водосборные площади водоемов, не только снижается pH паводковых и грунтовых вод, но и усиливается выщелачивание из почв биогенных элементов (N, S, Ca, Mg), а также Fe и токсичных для гидробионтов Al, Mn, Pb, Cd, Cr, Pb и др. В табл. 2 приведено общее растворимое содержание металлов и их доминирующих форм в воде озера за период наблюдений. Общее содержание Al и Fe в воде озера варьировало 14–194 мкгAl/л и 5–1571 мкгFe/л. Максимальные значения отмечены в 1990 г. Динамика содержания Al и соотношения его форм в водоемах может определяться горизонтальными

потоками грунтовых вод верхних почвенных горизонтов [26], содержащих его органоминеральные соединения под воздействием природных и антропогенных факторов, мобилизации неорганических ионных или комплексных форм Al в почвенные растворы из подзолистых почвенных горизонтов [27–29], а также в результате литоральных биогеохимических процессов в самом водоеме в природных и антропогенно-индуцированных условиях. Общее содержание растворимого Al и Fe отрицательно коррелируют с $\text{Alk}_{\text{вод}}$ ($p < 0,05$; $n = 22$) В результате снижения L_{Ac} на водоем наблюдается как уменьшение валовых содержаний металлов в воде, так и их вариабельности после 2004 г. Так, средние значения Al за 2005–2013 гг. снизились по сравнению с 1990–2004 гг. на 30,5 мкг/л ($t = 2,34$) (рис. 10). Суммарное содержание наиболее токсичных для гидробионтов лабильных неорганических форм Al менялось от 1,1 до 65,3 %, при этом абсолютные содержания лабильного неорганического Al варьировали в диапазоне значений 0,2–16 мкг/л при ПДК_{рыб} для растворимых соединений Al (в пересчете на Al^{3+}) – 40 мкгAl/л. Расчетное значение наиболее токсичной для рыб [30] дигидролизованной формы $[\text{Al}(\text{OH})_2]^+$ варьировало в диапазоне 0,01–0,7 мкг/л (0,1–2,1 % от общего растворимого Al). Основной расчетной растворимой лабильной формой Al в воде озера в 1992–2013 гг. является $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ (0,1–13 мкгAl/л).

Ранее сообщалось [31], что для водосборного района оз. Шуониявр характерна интенсивная миграция с паводковыми водами органоминеральных (с фульвокислотами) форм Al и Fe в результате разрушения гумус-аккумулятивных почвенных горизонтов под действием кислотных осадков. Содержание в воде озера растворимых органических комплексов Al в 1992–2013 гг. составляло 35,7–98,1 % от валового содержания. Доминирующей формой Fe в воде были растворимые органические (72,1–99,9 %) (табл. 2). Возможно осаждение $\text{Al}(\text{OH})_3$ и Fe_2O_3 из-за достижения индексов насыщения. Отмечается снижение содержания в воде Zn (на 1,04 мкг/л, $t = 1,77$) и Sr (1,71 мкг/л, $t = 1,66$) (рис. 10). Аналогичный результат по снижению валового содержания элементов был получен вследствие снижения показателя pH при искусственном известковании воды ряда закисленных озер Швеции [32]. Модельные расчеты показывают, что Cr, Cu, и Pb могут находиться в воде преимущественно в виде органических комплексов (табл. 2), однако доминируют наиболее токсичные для гидробионтов растворимые ионные формы Mn^{+2} , Ni^{+2} , Sr^{+2} , Cd^{+2} (более 90 % от общего растворимого содержания). Mo и As согласно расчетам присутствуют в виде растворимых неорганических анионных форм. На фоне многолетних изменений эмиссии, тренды концентраций Cu и Ni в воде имеют сложный характер. Согласно официальному статистическим данным, в 1990–2009 гг. идет увеличение суммарных объемов эмиссии аэрозолей Ni и снижение суммарных объемов эмиссии аэрозолей Cu производственными мощностями комбината "Печенганикель" [14]. Достоверно установлено снижение концентрации Ni в воде в 1990–2000 гг. и увеличение содержания Ni в воде озера с 2000 г. Изменения содержания Cu имеет схожую, но менее выраженную картину. В целом увеличилось содержание Ni (на 0,88 мкг/л, $t = 1,31$) и Cu (на 0,5 мкг/л, $t = 0,74$), что свидетельствует об увеличении нагрузки этих элементов на водосбор озера (рис. 10). Общее содержание Cu и Ni в воде озера Шуониявр меньше, чем в поверхностных водах 100-километровой зоны комбината "Норильский никель" [33]. Однако рост содержаний в воде Cu и высокотоксичного Ni свидетельствует об увеличении загрязнения воды тяжелыми металлами, несмотря на стабилизацию кислотонейтрализующей способности воды озера в диапазоне значений 82–96 мкг-экв/л. Коэффициенты загрязнения (C_f) воды для шести приоритетных для региона элементов-загрязнителей (Cu, Ni, Co, Pb, As, Cd) больше 1 (табл. 2).

Заключение

Выявлены: достоверное увеличение щелочности и кислотонейтрализующей способности воды озера; снижение диапазона сезонных колебаний pH и Alk воды; уменьшение содержания SO_4^{2-} в воде озера за период наблюдений как результат снижения нагрузки кислотообразующих агентов вследствие снижения эмиссионных потоков SO_2 . Снижение кислотной нагрузки на водоем сопровождается уменьшением концентраций Al и его токсичных форм. Вместе с тем наблюдается повышение содержания приоритетных элементов-загрязнителей – никеля и меди, что свидетельствует о повышении нагрузки тяжелых металлов на водоем. Показатели загрязнения вод приоритетными региональными элементами-загрязнителями сохраняют высокие значения.

Библиографический список

1. Muniz L. P. Effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna. Phil. Trans. R. Soc. Lond. 1984. V. 305. P. 517–528.
2. Hestagen T., Langeland A., Berger H. M. Effect of acidification due to emissions from the Kola Peninsula on fish populations in lakes near the Russian border in Northern Norway. Water, Air and Soil Pollution. 1998. V. 102. P. 17–36.
3. State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area / K. Stebel, G. Christensen, J. Derom, I. Grekelä (Eds.) The Finnish Environment. 2007. V. 6. 98 p.
4. A refinement of emission data Kola Peninsula based on inverse dispersion modeling / M. Prank [et al.]. Atmos. Chem. Phys. 2010. V. 10. P. 10849–10865.
5. Контроль качества воды. Справочное издание. М. : СТАНДАРТИНФОРМ, 2010. С. 944.

6. Фомин Г. С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. 3-е изд. М. : Протектор, 2000. 848 с.
7. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/lands and geographical areas where they are exceeded. Feral Environmental Agency (Unniwelthundesarnt). UN/ECE. Berlin, Germany. 1996. 144 p.
8. Genseområdene Norge-Russland. Luftog nedbørkvalitet, april 2011 – mars 2012. Rapportnr.1128/2012. NILU. TA 2951/-2012/. 105 p.
9. Verweij Wilko. 2015. CHEAQS Pro. The current version 2015.1. <http://www.cheaqs.eu>.
10. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничной территории сопредельных стран / Н. А. Кашулин, С. С. Сандимиров, В. А. Даувальтер, П. М. Терентьев. Апатиты : Изд-во КНЦ РАН. Ч. 1. 2009. 226 с.
11. Berglen T. F., Dauge F., Andersen E., Haugsbakk I., Nilsson L. O., Ofstad Th., Tønnesen, Vadset M. og Våler R.L. Genseområdene Norge-Russland. Luft-og neddborkvalitet, april 2013 – mars 2014. M-204/2014. NILU. 98 p.
12. Обновление перечня экологических "горячих точек" в российской части Баренцева региона. Предложения по экологически значимым инвестиционным проектам. Секретариат АМАП, Осло, август 2003. 111 с.
13. Ревич Б. А. Горячие точки химического загрязнения окружающей среды и здоровья населения России / под ред. В. М. Захарова. М. : Акрополь : Общественная палата РФ, 2007. 192 с.
14. Мониторинг окружающей среды в зоне влияния ОАО "Кольская ГМК" и рекультивация нарушенных земель. 2010. URL: <http://www.kolagmk.ru/files/uploads/monitoring2010.ppt>.
15. Кольская сверхглубокая. Исследование глубинного строения континентальной коры с помощью бурения Кольской сверхглубокой скважины / гл. ред. Е. А. Козловский. М. : Недра, 1984. 490 с.
16. Environmental geochemical atlas of the central Barents region / C. Reimann, M. Åyräs, V. Chekusina, I. Bogatyrev, R. Boyd, P.de Caritat, R. Dutter, T. E. Finne, J. H. Halleraker, Ø. Jager, G. Kashulina, O. Lehto, H. Niskavaara, V. Pavlov, M. L. Räisänen, T. Strand, T. Volden. Trondheim, Norway, NGU and GRITTING AS, 1997. 745 p.
17. Acidification and prognosis for future recovery of acid-sensitive streams in the Southern Blue Ridge Province / T. J. Sullivan, B. J. Cosby, W. A. Jackson, K. U., Snyder A. T. Herlihy. Water Air Soil Pollut. Jull. 2011. V. 219. Iss. 1–4. P. 11–26.
18. Current state of terrestrial ecosystems in the joint Norwegian, Russian and Finnish border area / J. Derome, P-A. Aarrestad, P. Aspholm, V. Bakkestuen, J. Bjerke, K. Erikstad, M. Gytarsky, M. Hartikainen, L. Isaeva, R. Karaban, V. Korotkov, V. Kuzmicheva, M. Lindgren, A-J. Lindroos, T. Myking, J. Poikolainen, P. Rautio, I. Røsberg, M. Salemaa, H. Tømmervik, N. Vassilieva / Project Ka 00 72 Interreg III Kolarctic // Final report Development and implementation of an environmental monitoring and assessment programme in the joint Norwegian, Russian and Finnish border area, 2003–2006. 60 p.
19. Geological report of the Paz Riva basin / R. Pietilä, V. Perttunen, M. Kontio, J. Pilaja, R. Pohjola // State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area. The Finnish Environment. 2006. V. 6. 47 p.
20. ICP Waters Programmer Manual 2010. ICP Waters Report 105/2010. Oslo. NIVA, November 2010. 91 p.
21. Никаноров А. М. Гидрохимия : учебник. 2-е изд. СПб. : Гидрометеиздат, 2001. 444 с.
22. Башкин В. Н., Касимов Н. С. Биогеохимия. М. : Научный мир, 2004. 648 с.
23. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. Справочные материалы / Т. В. Гусева [и др.]. М. : Эколайн, 2000. 87 с.
24. A knowledge-based approach to regional acidification modeling / Lam D. C. L., Wong I., Swayne D. A., Storey J. // Environmental Monitoring and Assessment. 1992. V. 23. P. 83–97.
25. Mulder J., Cresser M. S. Soil and soil solution chemistry // Biogeochemistry of small catchments: A tool for environmental research / B. Moldan, J. Černý (Ed.). John Wiley & Sons Ltd. 1994. P. 107–132.
26. Löfgren S., Cory N., Zetterberg T. Aluminium concentrations in Swedish forest streams and co-variations with catchment characteristics. Environ. Monit. Assess. 2010. V. 166. P. 609–624.
27. The podzozolation process. A review / Lundström U., van Bremen N. [et al.] // Geoderma. 2000. V. 94. P. 91–107, doi:10.1016/S0016-7061(99)00036-1.
28. Soil aluminium distribution in the near-stream zone at the Bear Brook Watershed in Mine / Pellerin B. A., Fernandez I. J. [et al.] // Water. Air. and Soil Pollution. 2002. V. 134(1-4), P. 189–204, doi: 10.1023/A:1014115717784.
29. Landscape influence on aluminium and dissolved organic carbon in streams draining the Hubbard Brook valley, New Hampshire / S. M. Palmer, B. I. Wellington [et al.] // Hydrological Processes. 2005. V. 19. P. 1751–1769, doi:10.1002/hyp.5660.z.

30. Florence T. M. Trace element speciation and aquatic toxicology. Trends Anal. Chem. 1983. V. 2. P. 162–166.
31. Environmental and pollution impact research and competence build-up in Northern Norway through integrated ecological, geological and remote sensing studies / Yoccoz N. G. [et al.] // An multidisciplinary project between NINA, NGU, INEP, and Metla. Report 1, July 2001. 22 p.
32. Borg H., Ek J., Holm R. Influence of acidification and liming on the distribution of trace elements in surface waters. Water, Air, and Soil Pollution. 2001. V. 130. P. 1757–1762.
33. Long-term changes of heavy metal and sulfur concentrations in ecosystems of the Taymyr Peninsula (Russian Federation) North of the Norilsk Industrial Complex / A. V. Zhulidov, R. D. Robarts, D. F. Pavlov, J. Kämäri, T. Y. Gurtovaya, Meriläinen, I. N. Pospelov // Environ. Monit. Assess. 2011. V. 181. P. 539–553.

References

1. Muniz L. P. Effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna. Phil. Trans. R. Soc. Lond. 1984. V. 305. P. 517–528.
2. Hestagen T., Langeland A., Berger H. M. Effect of acidification due to emissions from the Kola Peninsula on fish populations in lakes near the Russian border in Northern Norway. Water, Air and Soil Pollution. 1998. V. 102. P. 17–36.
3. State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area / Stebel K., Christensen G., Derom J., Grekelä I. (Ed.) The Finnish Environment. 2007. V. 6. 98 p.
4. A refinement of emission data Kola Peninsula based on inverse dispersion modeling / M. Prank [et al.]. Atmos. Chem. Phys. 2010. V. 10. P. 10849–10865.
5. Kontrol kachestva vody [Inspection of water's quality]. Spravochnoe izdanie. M. : STANDARTINFORM, 2010. 944 p.
6. Fomin G. S. Voda. Kontrol himicheskoy, bakterialnoy i radiatsionnoy bezopasnosti po mezhdunarodnym standartam [Inspection of chemical, bacteriological and radiation safety according to international standards]. Entsiklopedicheskiy spravochnik. 3-e izd. M. : Protektor, 2000. 848 p.
7. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/lands and geographical areas where they are exceeded. Feral Environmental Agency (Unniwelthundesarnt). UN/ECE. Berlin, Germany. 1996. 144 p.
8. Grenseområdene Norge-Russland. Luftog nedbørkvalitet, april 2011 – mars 2012. Rapportnr. 1128/2012. NILU. TA 2951/-2012/. 105 p.
9. Verweij Wilko. 2015. CHEAQS Pro. The current version 2015.1. <http://www.cheaqs.eu>.
10. Ekologicheskij katalog ozer Murmanskoy oblasti. Severo-zapadnaya chast Murmanskoy oblasti i prigranichnoy territorii sopredelnyh stran [Ecological catalogue of lakes of the Murmansk region. North-west part of the Murmansk region and border area of the contiguous countries] / H. A. Kashulin, S. S. Sandimirov, V. A. Dauvalter, P. M. Terentev. Apatity : Izd-vo KNTs RAN. Ch. 1. 2009. 226 p.
11. Berglen T. F., Dauge F., Andersen E., Haugsbakk I., Nilsson L. O., Ofstad Th., Tønnesen, Vadset M. og Våler R.L. Genseområdene Norge-Russland. Luft-og nedbørkvalitet, april 2013 – mars 2014. M-204/2014. NILU. 98 p.
12. Obnovlenie perechnya ekologicheskikh "goryachih tochek" v rossiyskoy chasti Barentseva regiona. Predlozheniya po ekologicheski znachimym investitsionnym proektam [Renewal list of environmental "hot points" in Russian part of the Barents region: Suggestions about environmentally significant investment projects]. Sekretariat AMAP, Oslo, avgust 2003. 111 p.
13. Revich B. A. Goryachie tochki himicheskogo zagryazneniya okruzhayushey sredy i zdorovya naseleniya Rossii [Hot spots of chemical pollution environment and the health of the Russian population] / pod red. V. M. Zaharova. M. : Akropol : Obschestvennaya palata RF, 2007. 192 p.
14. Monitoring okruzhayushey sredy v zone vliyaniya OAO "Kolskaya GMK" i rekultivatsiya narushennyh zemel [Monitoring of Environment in the influence area "Kola GMK" Company and repair of destructed ground]. 2010. URL: <http://www.kologmk.ru/files/uploads/monitoring2010.ppt>.
15. Kolskaya sverhglubokaya. Issledovanie glubinnogo stroeniya kontinentalnoy kory s pomoschy bureniya Kolskoy sverhglubokoy skvazhiny [Kola superdeep well. Study the deep structure of continental crust by drilling of the Kola superdeep well] / Gl. red. E. A. Kozlovskiy. M. : Nedra, 1984. 490 p.
16. Environmental geochemical atlas of the central Barents region / C. Reimann, M. Åyräs, V. Chekusina, I. Bogatyrev, R. Boyd, P.de Caritat, R. Dutter, T. E. Finne, J. H. Halleraker, Ø. Jager, G. Kashulina, O. Lehto, H. Niskavaara, V. Pavlov, M. L. Räisänen, T. Strand, T. Volden. Trondheim, Norway, NGU and GRITTING AS, 1997. 745 p.
17. Acidification and prognosis for future recovery of acid-sensitive streams in the Southern Blue Ridge Province / T. J. Sullivan, B. J. Cosby, W. A. Jackson, K. U., Snyder A. T. Herlihy. Water Air Soil Pollut. Jull. 2011. V. 219. Iss. 1–4. P. 11–26.

18. Current state of terrestrial ecosystems in the joint Norwegian, Russian and Finnish border area / J. Derome, P.-A. Aarrestad, P. Aspholm, V. Bakkestuen, J. Bjerke, K. Erikstad, M. Gytarsky, M. Hartikainen, L. Isaeva, R. Karaban, V. Korotkov, V. Kuzmicheva, M. Lindgren, A.-J. Lindroos, T. Myking, J. Poikolainen, P. Rautio, I. Røsborg, M. Salemaa, H. Tømmervik, N. Vassilieva / Project Ka 00 72 Interreg III Kolarctic // Final report Development and implementation of an environmental monitoring and assessment programme in the joint Norwegian, Russian and Finnish border area, 2003–2006. 60 p.
19. Geological report of the Paz Riva basin / R. Pietilä, V. Perttunen, M. Kontio, J. Pilaja, R. Pohjola // State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area. The Finnish Environment. 2006. V. 6. 47 p.
20. ICP Waters Programmer Manual 2010. ICP Waters Report 105/2010. Oslo. NIVA, November 2010. 91 p.
21. Nikanorov A. M. Gidrohimiya : Uchebnik [Manual of hydrochemistry]. 2-e izd. SPb. : Gidrometeoizdat, 2001. 444 p.
22. Bashkin V. N., Kasimov N. S. Biogeoimiya [Biogeochemistry]. M. : Nauchnyi mir, 2004. 648 p.
23. Gidrohimicheskie pokazateli sostoyaniya okruzhayushey sredy [Hydrochemical indicators of the environment]. Spravochnye materialy / T. V. Guseva [i dr.]. M. : Ekolayn, 2000. 87 p.
24. A knowledge-based approach to regional acidification modeling / Lam D. C. L., Wong I., Swayne D. A., Storey J. // Environmental Monitoring and Assessment. 1992. V. 23. P. 83–97.
25. Mulder J., Cresser M. S. Soil and soil solution chemistry // Biogeochemistry of small catchments: A tool for environmental research / B. Moldan, J. Černý (Ed.). John Wiley & Sons Ltd. 1994. P. 107–132.
26. Löfgren S., Cory N., Zetterberg T. Aluminium concentrations in Swedish forest streams and covariations with catchment characteristics. Environ. Monit. Assess. 2010. V. 166. P. 609–624.
27. The podzolization process. A review / Lundström U., van Bremen N. [et al.] // Geoderma. 2000. V. 94. P. 91–107, doi:10.1016/S0016-7061(99)00036-1.
28. Soil aluminium distribution in the near-stream zone at the Bear Brook Watershed in Mine / Pellerin B. A., Fernandez I. J. [et al.] // Water, Air, and Soil Pollution. 2002. V. 134(1-4), P. 189–204, doi: 10.1023/A:1014115717784.
29. Landscape influence on aluminium and dissolved organic carbon in streams draining the Hubbard Brook valley, New Hampshire / S. M. Palmer, B. I. Wellington [et al.] // Hydrological Processes. 2005. V. 19. P. 1751–1769, doi:10.1002/hyp.5660.z.
30. Florence T. M. Trace element speciation and aquatic toxicology. Trends Anal. Chem. 1983. V. 2. P. 162–166.
31. Environmental and pollution impact research and competence build-up in Northern Norway through integrated ecological, geological and remote sensing studies / Yoccoz N. G. [et al.] // An multidisciplinary project between NINA, NGU, INEP, and Metla. Report 1, July 2001. 22 p.
32. Borg H., Ek J., Holm R. Influence of acidification and limning on the distribution of trace elements in surface waters. Water, Air, and Soil Pollution. 2001. V. 130. P. 1757–1762.
33. Long-term changes of heavy metal and sulfur concentrations in ecosystems of the Taymyr Peninsula (Russian Federation) North of the Norilsk Industrial Complex / A. V. Zhulidov, R. D. Robarts, D. F. Pavlov, J. Kämäri, T. Y. Gurtovaya, Meriläinen, I. N. Pospelov // Environ. Monit. Assess. 2011. V. 181. P. 539–553.

Сведения об авторах

Кашулина Татьяна Григорьевна – Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, канд. техн. наук, доцент; e-mail: tkash@inep.ksc.ru

Kashulina T. G. – Institute of North Industrial Ecology Problems KSC RAS, Cand. of Tech. Sci., Associate Professor; e-mail: tkash@inep.ksc.ru

Кашулин Николай Александрович – Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, д-р биол. наук, профессор; e-mail: nikolay@inep.ksc.ru

Kashulin N. A. – Institute of North Industrial Ecology Problems KSC RAS, Dr of Biol. Sci., Professor; e-mail: nikolay@inep.ksc.ru

Даувальтер Владимир Андреевич – Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, д-р геогр. наук, профессор; e-mail: vladimir@inep.ksc.ru

Dauvalter V. A. – Institute of North Industrial Ecology Problems KSC RAS, Dr of Geogr. Sci., Professor; e-mail: vladimir@inep.ksc.ru