

УДК 550.47

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ АНХИАЛИНОВОГО МЕРОМИКТИЧЕСКОГО ОЗЕРА МОГИЛЬНОЕ (ОСТРОВ КИЛЬДИН, БАРЕНЦЕВО МОРЕ)

© 2025 г. Н. М. Кокрятская¹, Г. Н. Лосюк¹, Е. С. Колпакова¹, А. В. Вельямидова¹,
Е. Д. Краснова², Д. А. Воронов³, К. В. Титова¹, Е. А. Вахрамеева¹, Р. А. Алиев⁴

¹ Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики
им. акад. Н.П. Лаверова УрО РАН, Архангельск, Россия

² Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

³ Институт проблем передачи информации РАН, Москва, Россия

⁴ Национальный исследовательский центр “Курчатовский институт”, Москва, Россия

e-mail: nkokr@yandex.ru

Дата поступления 17.06.2024 г.

После доработки 10.09.2024 г.

Принята к публикации 22.11.2024 г.

Озеро Могильное — представитель малоизученных меромиктических морских водоемов за полярным кругом, имеющих подземную связь с морем. В настоящей работе рассмотрены некоторые аспекты его экологического состояния с использованием данных о распределении в донных осадках соединений серы как маркера интенсивности анаэробных процессов в водоеме, редокс-зависимых хлорфенольных соединений, а также хлорорганических соединений из группы стойких органических загрязнителей (в том числе в почвах водосборной территории озера). Подтверждено прогрессирование сероводородного заражения озерных вод, наблюдаемое на протяжении XX века, которое выражается в увеличении его концентраций в мнимомolimнионе (210 мг/л) и подъеме границы его распространения. В донных осадках уровень содержания соединений восстановленной серы и особенности их распределения сопоставимы с таковыми в осадках морских водоемов с эвксинной аноксией. Показано, что присутствие хлорорганических соединений (включая устойчивые) в озерных осадках и почвах водосбора может быть связано не только с переносом воздушными и водными потоками, но и с антропогенным/техногенным воздействием на водоем в XX веке.

Ключевые слова: Водная экосистема, анхиалиновое озеро, меромиктическое озеро, сероводород, восстановленная сера, хлорорганические соединения

DOI: 10.31857/S0030157425020073, **EDN:** DYQTBS

1. ВВЕДЕНИЕ

Озеро Могильное — реликтовый меромиктический водоем, расположенный на заполярном острове Кильдин в Баренцевом море. Это бывший морской залив, отделенный от моря каменной перемычкой около 1000–1500 лет назад. Уникальность озера заключается в том, что его связь с морем осуществляется не переливом морской воды через отделяющий порог, а ее фильтрацией сквозь каменную дамбу во время прилива, а при отливе — в обратном направлении. Оз. Могильное на сегодняшний день единственное известное анхиалиновое озеро в Арктическом регионе России [16]. Кроме того, это одно из немногочисленных за Полярным кругом меромиктических озер, при этом одно из самых известных в России.

Начиная с XIX века изучение озера проводилось как отдельными исследователями, так и в рамках комплексных научных экспедиций, результаты которых обобщены в трех монографиях [7, 9, 23].

Остров Кильдин был местным центром традиционной для данного региона хозяйственной деятельности многие сотни лет [9, 21, 38]. С 30-х гг. XX века остров приобрел статус территории военно-стратегического назначения с соответствующей инфраструктурой. В XXI веке после консервации военных объектов Кильдин — это пустынный безлюдный остров, и вокруг оз. Могильного не ведется какая-либо деятельность. Тем не менее на его водосборной территории до сих пор остаются брошенные и полуразрушенные постройки, остатки военной техники, скопления

бытового и строительного мусора. В 1980 г. решением Мурманского областного Совета депутатов трудящихся оз. Могильное было объявлено областным памятником природы, а в 1985 г. оно получило статус памятника природы федерального значения.

Меромиктическая структура озера обусловлена сосуществованием здесь морских вод, фильтрующихся сквозь каменную перемычку, и пресной воды, поступающей с атмосферными осадками, грунтовыми водами и талыми водами с территории водосбора [7]. Четко выраженный пикноклин не разрушается даже в зимний период, когда верхний слой (подо льдом) сильно охлаждается. В структуре озера выделяется несколько слоев. Верхний опресненный слой населен солоноватоводной и пресноводной фауной и флорой; ниже — слой морской воды с морской биотой, а еще ниже — анаэробный монимолимнион с сероводородом (эвксинная аноксия), который образуется в результате деятельности бактерий сульфатредукторов [6, 22]. На границе кислородной и сульфидной зон есть прослойка воды розового цвета, который обусловлен присутствием аноксигенных фототрофных бактерий [1, 6, 12, 19, 23, 31], утилизирующих сероводород в процессе жизнедеятельности и таким образом защищающих от него обитателей вышележащих вод.

Изоляция водоемов от моря нередко приводит к эволюционным изменениям гидробионтов. Так появился самый знаменитый эндемик озера — кильдинская треска, подвид атлантической трески, занесенный в Красную книгу РФ с присвоением 1-й категории статуса редкости.

Водосборная территория озера на западе и северо-западе ограничена береговой линией о. Кильдин, на востоке и северо-востоке — гористой центральной частью острова. По данным [9], площадь водосборной территории составляет 3.30 км², что примерно в 23.5 раза больше площади водного зеркала озера [23].

Начиная с 70-х гг. XX века практически все исследователи отмечали изменения в экосистеме водоема, проявлявшиеся в осолонении поверхностных вод, подъеме границы распространения сероводорода и росте его концентраций в придонных слоях. В конце 1990-х гг. это подтвердили и связали с антропогенным влиянием [23]. Однако, последующие наблюдения [1, 10, 41, 42] показали, что граница распространения сероводорода продолжает подниматься, тогда как всякая хозяйственная деятельность в той части острова, где находится озеро, прекращена, и его окрестности безлюдны.

В 2018–2019 гг. в рамках проекта Российского географического общества “Колыбельная трескового озера. Документация экосистемы озера Могильного (о. Кильдин, Баренцево море)” были проведены четыре экспедиционных выезда, результаты которых отражены, например, в работе [42]. Эти исследования показали, что изменения затронули все слои озера. В верхнем слое соленость увеличилась до 5–10 епс по сравнению с 2000-ми гг. (3–4 епс [23, 42]), а его толщина уменьшилась на 1 м. Повышение солености повлекло за собой изменение состава планктона — с пресноводного на солоноватоводный. В среднем соленом слое, который сообщается с морем через фильтрующую каменистую дамбу, соленость не изменилась. Граница аэробной и анаэробной зон поднялась на 1 м по сравнению с началом XXI века, и теперь сероводородная зона занимает уже половину глубины озера (она располагалась между 7.9 и 8.5 м), а концентрация сероводорода в придонном слое возросла до рекордных (для этого водоема) 210 мг/л. Подъем границы сероводорода вытеснил донных животных с тех глубин, где они обитали прежде, а несколько видов исчезли вовсе. Изменилась и доминирующая форма аноксигенных фототрофных бактерий, придающих цвет “розовому слою”, — в настоящее время это коричнево-окрашенные зеленые серные бактерии, а не пурпурные серные бактерии, которые доминировали в начале XX века. [6, 19]. Отмечено, что популяция кильдинской трески пока не пострадала.

Несмотря на длительную историю изучения озера, проблеме его химического загрязнения, в т. ч. соединениями из списка стойких органических загрязнителей (СОЗ), впервые было уделено внимание лишь в комплексных исследованиях 1997–2000 гг. [23]. Актуальность таких исследований обусловлена, в первую очередь, особыми свойствами этих соединений (высокой биологической активностью и многоплановым долгосрочным токсичным воздействием, устойчивостью к деградации, способностью к аккумуляции в объектах окружающей среды и жировых тканях живых организмов) и их способностью к глобальному распространению [25]. В ходе этих исследований были определены близкие к глобальному фоновому уровню количества различных загрязняющих веществ (полициклических ароматических углеводородов, хлорорганических пестицидов, полихлорбифенилов) в воде, донных осадках и тканях кильдинской трески, а также обозначены пути их распространения в озерной экосистеме [23].

В ходе экспедиционных работ в 2019 г. в разных частях акватории оз. Могильного, кроме проб воды, были отобраны керны донных осадков, а на водосборной территории — образцы почвенного покрова, что позволило получить более полное представление об экологическом состоянии озера в настоящее время.

2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Оз. Могильное находится в юго-восточной оконечности о. Кильдин (рис. 1), который отделен от побережья длинным узким Кильдинским проливом (Кильдинской салмой), а озеро от моря — природной перемычкой из гальки, валунов и песка (конечно-моренного образования [7, 20]) шириной 60–70 м и высотой 3.7–5.4 м. Длина и ширина озера составляют 562 и 275 м соответственно; площадь — 2.52 км². Средняя глубина озера — около 7 м (максимальная 16 м). В отличие от пролива, который никогда не замерзает, озеро покрыто льдом с ноября до июня [9]. Водообмена с морем достаточно, чтобы вызывать приливные колебания с амплитудой в несколько сантиметров, в то время как в Баренцевом море приливные колебания составляют несколько метров [7].

Карта-схема области настоящего исследования, карта расположения станций отбора проб

и батиметрическая карта оз. Могильного приведены на рис. 1.

Пробы воды и донных отложений отобраны на двух участках акватории озера: в анаэробной зоне — ст. 1 (69.318483° с.ш.; 34.350133° в.д.; глубина 16 м) и ст. 2 (69.319383° с.ш.; 34.35000° в.д.; глубина 10 м), аэробной — ст. 3 (69.320717° с.ш.; 34.345083° в.д.; глубина 7.8 м). По направлению от края утеса северного берега острова (69.33253° с.ш.; 34.39715° в.д.) до юго-восточного берега озера (69.31772° с.ш.; 34.35526° в.д.) отобрано шесть образцов почв (на ст. 1 отобрано два образца почвы), представленных дерниной, покрытой травянистой и кустарничковой растительностью (рис. 1).

Отбор проб воды с разных горизонтов проводили погружным насосом Whale Premium Submersible Pump GP1352 (США) с калиброванным тросом и силиконовой трубкой или горизонтальным поликарбонатным батометром (США) объемом 5 л. Основные гидрохимические характеристики определяли с помощью погружных зондов и в пробах воды, отобранных с разной глубины, портативным измерителем качества воды WaterLiner с соответствующими электродами. Для отбора донных осадков (ДО) использовали дночерпатель Экмана—Берджа и ударную прямооточную грунтовую трубку Aquatic Research Instruments (США) с внутренним

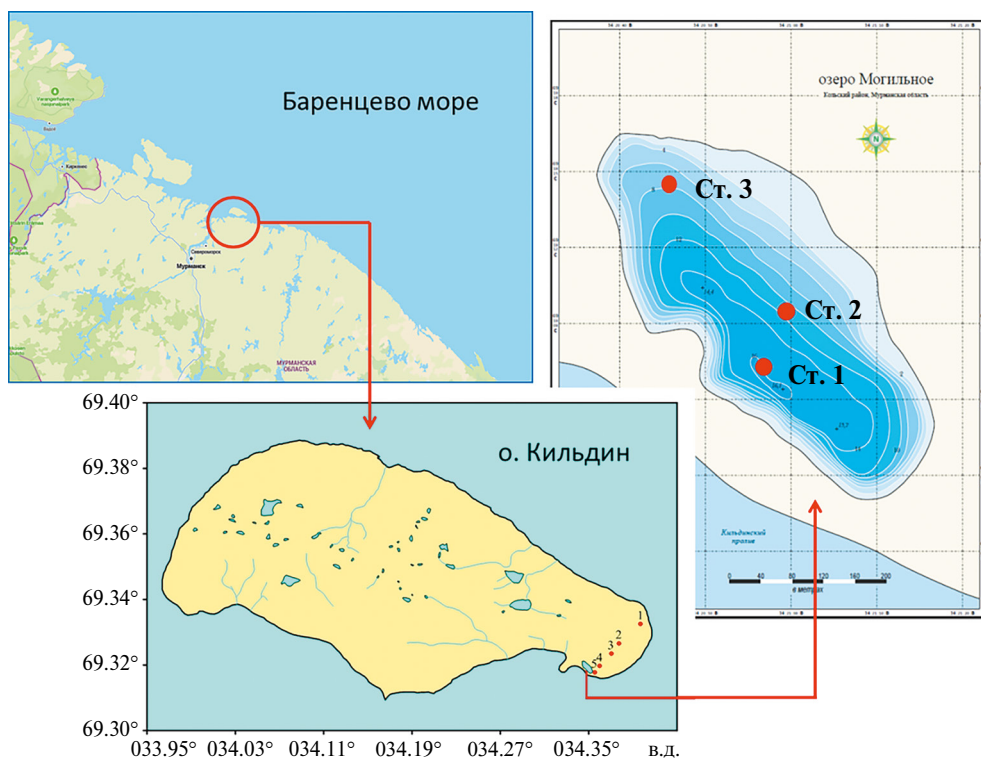


Рис. 1. Карта-схема области исследования и расположения станций отбора проб воды и ДО оз. Могильного и проб почв на его водосборной территории.

диаметром 50 мм, длиной 60 см. Длина кернов от 18 до 23 см. Дискретность разбора кернов для гранулометрии и химических анализов — 5 см; для определения скорости осадконакопления — 1 см. Пробы ДО сразу после отбора помещали в полиэтиленовые пакеты, из которых отжимали воздух для предотвращения окисления осадков. Глубина отбора почв на водосборной территории озера составляла от 7 до 29 см.

Определение сероводорода проводили фотометрическим и йодометрическим методами после его фиксации при отборе ацетатом цинка/кадмия [17]. Определение проводили в 2018 г. в стационарной лаборатории в г. Архангельске с использованием спектрофотометра Unico 1201 (США), в июне 2019 г. — в условиях полевой лаборатории на фотометре “Эксперт-003” (Россия). Определение концентраций растворенного железа проводили в отфильтрованных при отборе через фильтр 0.45 мкм пробах воды фотометрическим методом с использованием феррозина [14].

Ионный состав воды (сульфатов, хлоридов, натрия, калия, магния, кальция) определяли на жидкостном хроматографе Shimadzu LC-20 Prominence с кондуктометрическим детектором [44]. Погрешность определения составляла от 15 до 20%.

Определение массовой доли общего ($C_{\text{общ}}$) и органического ($C_{\text{орг}}$) углерода и азота ($N_{\text{орг}}$) в ДО проводили на анализаторе элементного состава Euro Vector EA3000 (Италия). Диапазон измерения каждого элемента составил от 0.01 до 100 мас. %. Среднее квадратичное отклонение измерений было для С — 0.3; для N — 0.1 мас. %.

Гранулометрический состав ДО озера определяли, как описано в [45]. Расчет содержания фракций проводили на сухую навеску образца. Относительная погрешность измерения для всех гранулометрических фракций составляла от 19 до 29 мас. %.

Для определения скорости осадконакопления в аликвотах полученных проб ДО гамма-спектрометрическим методом была измерена активность ^{210}Pb и ^{137}Cs [27]. Использовался гамма-спектрометр с полупроводниковым германиевым детектором GEM—C20P4 с входным карбоновым окном [27].

Анализ ДО на содержание окисленных и восстановленных форм серы проводили по методике, разработанной в лаборатории геохимии Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва [3]. Определение реакционноспособных форм двух- и трехвалентного железа проводили после извлечения их из осадка 3.5 Н серной кислотой [24] с титриметрическим окончанием:

Fe(III) — йодометрическим, Fe(II) — бихроматным. При применении этого метода в раствор переходит железо карбонатов, гидроксидов, гидротроилита и частично силикатов. Содержание сульфидного железа рассчитывали по данным для сульфидной серы исходя из брутто-формулы FeS ; пиритное железо — по содержанию пиритной серы. Содержание реакционноспособного железа ($\text{Fe}_{\text{реакт}}$) получали в результате сложения вышеперечисленных форм. Все концентрации рассчитывали на сухой осадок.

Пробы воды для определения хлорфенольных соединений (ХФС) помещали в стеклянные герметично закрывающиеся емкости; определение проводили в стационарной лаборатории в г. Архангельске. Анализ проб воды на содержание индивидуальных ХФС выполняли с использованием газового хроматографа с электронно-захватным детектором (“Кристалл 5000.1”, СКБ “Хроматэк”; Россия) [36].

Извлечение хлорорганических соединений (ХОС) из воздушно-сухих проб почв и ДО проводили методом ускоренной жидкостной проточной экстракции горячей смесью гексан/ацетон (в соотношении 3:1) при температурах ниже точки кипения [15]. Полученный экстракт обрабатывали 0.2 Н раствором гидроксида натрия (NaOH) для разделения кислых (большинство ХФС, включая пентахлорфенол (ПХФ)) и нейтральных соединений (гексахлорбензол (ГХБ), пентахлорбензол (ПeХБ), пентахлоранизол (ПХА)). Выделенную таким образом органическую фазу, содержащую соединения нейтрального характера, очищали от сопутствующих органических примесей многократной обработкой концентрированной серной кислотой, как описано в [36], с последующей идентификацией и количественным определением методом газовой хроматографии. Определение концентраций ХФС (кроме ПХА) проводили в соответствии со стандартом ISO 14154:2005 методом газовой хроматографии. Общее содержание ХФС определяли суммированием их концентраций в легко- и трудноэкстрагируемых фракциях. Для извлечения фракции легкоэкстрагируемых соединений щелочной раствор кислых соединений реэкстрагировали гексаном. Остаток анализируемого образца после экстракции обрабатывали 10 М раствором NaOH , дополнительно выделяя фракцию трудноэкстрагируемых соединений. Выделенные из каждой фракции соединения дериватизировали уксусным ангидридом в слабощелочной среде. Полученные ацетильные производные далее анализировали методом газовой хроматографии. Нижний предел обнаружения индивидуальных

ХОС — 0.0001 мкг/дм^3 . Все концентрации даны в расчете на воздушно-сухую пробу.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В период исследований 2018–2019 гг. вертикальная структура вод оз. Могильного соответствовала меромиктическому водоему: миксолимнион состоял из пресного/солончатого слоя и аэробного слоя морской воды, затем расположен хемоклин, визуальнo маркируемый слоем розовой воды, ниже — анаэробный мониомлимнион с солеными сероводородными водами. В период исследований глубина “пресного” миксолимниона составляла 2.0–2.5 м, а его соленость варьировала в диапазоне 5.3–10.7 епс, т.е. его воды должны быть отнесены уже не к пресным, а к солончатым (рис. 2). Глубже 2 м соленость в озере в оба года исследований была практически постоянной, составляя 20 епс на галоклине и увеличиваясь до 29.9 епс ко дну. Однако важно отметить, что по всему профилю, в том числе возле дна, соленость ниже, чем в море (32.5 епс). Данный факт был отмечен еще В.И. Гуревичем и Р.Я. Цеебом в 1975 г. [7] и позволил им выдвинуть гипотезу, что в озеро через дамбу поступает не вода из Баренцева моря, а ее смесь с озерной водой.

Исследования 2019 г. по определению концентраций некоторых основных ионов озерной воды подтвердили заметное влияние моря на солевой состав воды оз. Могильного — доминирующими ионами были хлорид и натрий. На содержание ионов оказывает влияние возможное изменение солевого состава воды в теле дамбы, а также разбавление соленой воды в верхних слоях озера поверхностным пресным стоком.

Предположение, что в теле дамбы происходит смешение вод, нашло подтверждение в июле 2019 г., когда во время прилива была измерена соленость воды, втекающей в озеро из дамбы и в озере на той же глубине на расстоянии 0.5–0.7 м от струи высачивания. Обнаружено, что в струе высачивания соленость воды существенно ниже (от 15.4 до 19 епс), чем в море (32.5 епс). Следовательно, в озеро втекает не морская вода, а смесь морской и озерной воды. Результаты этих исследований, дополненные нашими данными, косвенно подтверждают ранее высказанную гипотезу [7] о существовании в теле дамбы воды с иными характеристиками, чем в море и в озере.

Как было отмечено выше, определение концентрации сероводорода проводили в 2018–2019 гг. параллельно с фиксированием основных гидрохимических параметров водной толщи озера в его наиболее глубокой части. Полученные данные частично приведены в табл. 1 и обобщены на рис. 2. В озерной воде сероводород появлялся в небольшом количестве примерно на 1 м выше окислительно-восстановительной границы, и по направлению ко дну его концентрация постепенно возрастала, достигая максимальных значений в придонной воде. В 2019 г. измерения проводили практически сразу после отбора в условиях полевой лаборатории. При этом аналитические процедуры осуществлялись с учетом всех тонкостей отбора и анализа воды с большим содержанием сероводорода [17], что позволило максимально сократить его потери. В результате была зарегистрирована наиболее высокая на сегодняшний день концентрация сероводорода в мониомлимнионе озера — 210 мг/л.

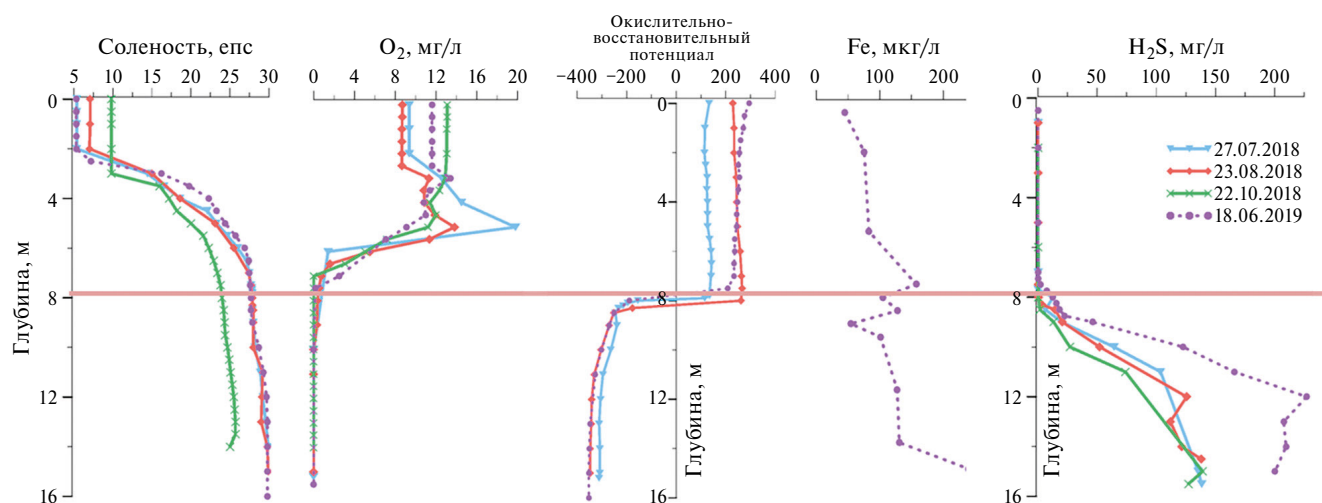


Рис. 2. Вертикальные профили физико-химических параметров воды в оз. Могильном: соленость, окислительно-восстановительный потенциал, концентрации растворенного кислорода, растворенного железа и сероводорода. Горизонтальной линией показано положение хемоклина в период отбора проб.

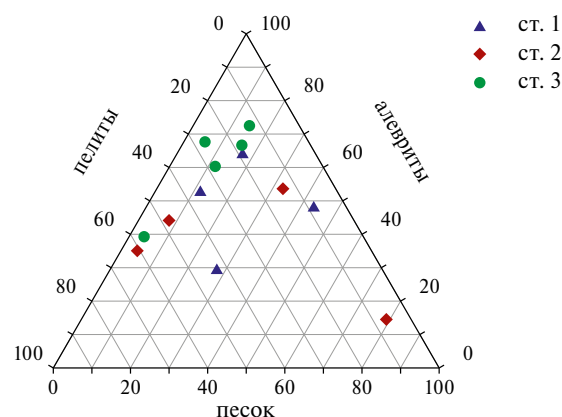
Таблица 1. Содержание сероводорода в оз. Могильном, мг/л

Горизонт, м	Дата отбора проб				
	22.07.2018	27.07.2018	22.08.2018	22.10.2018	06.06.2019
0.50					н. о.
1.00	0.01	0.01	0.01		
2.00				0.01	0.01
3.00			0.01		
5.00			н. о.		н. о.
6.00				0.02	
7.00	0.01	0.01			0.06
7.25					0.03
7.50			0.05		2.18
7.70	0.18	0.21			
7.75					7.32
7.90	1.03				
8.00		12.9	0.69	0.10	12.0
8.25					15.6
8.30			3.09		
8.50		6.24	14.4	1.64	18.4
8.75					22.3
9.00	15.2	20.1	20.6	13.3	46.3
10.00		64.1	52.2	27.0	123
11.00	85.9	104		73.9	166
12.00			126		227
13.00	115		112		208
14.00	141		122		210
14.50			138		
15.00		136		139	200
15.50		138		127	

Примечание. “н. о.” – не обнаружено.

Колонки ДО были отобраны на трех станциях в разных частях акватории озера (рис. 1), причем, если станции 1 и 2 расположены в зоне, где присутствие слоя анаэробных сероводородных вод фиксируется, по крайней мере, с начала XX века, то ст. 3 находится на менее глубоком участке акватории без аноксии.

По данным гранулометрического анализа (рис. 3), осадки всех трех станций близки по вещественному составу и характеризуются как алевро-пелитовые илы. Их поверхностный слой

**Рис. 3.** Трехкомпонентная диаграмма гранулометрического состава ДО оз. Могильного.

темно-серого цвета имеет жидкую хлопьевидную консистенцию и содержит большое количество растительных остатков, что было отмечено и ранее [10]. По мере погружения осадок заметно уплотнялся, а его влажность уменьшалась от 81.8–93.6% в верхних горизонтах до 33.2–35.6% в нижних слоях, где все более значимую роль играют грубодисперсные фракции. Наиболее ярко эти изменения в составе отложений выражены для ст. 1 и 2, где на долю “песков” в самом нижнем горизонте приходится 42.6 и 78.5% соответственно.

В осадках ст. 1 определили скорость седиментации по ^{210}Pb , используя модель постоянной первоначальной концентрации. При расчете скорости седиментации исключали поверхностный горизонт, так как он обычно является перемешанным. За равновесное значение активности ^{210}Pb принимали среднюю величину для осадка глубже 9 см. Скорость седиментации составила 0.52 мм в год. Содержание техногенного ^{137}Cs имеет выраженный максимум на глубине ~ 3 см (рис. 4). Если исходить из рассчитанной по ^{210}Pb скорости седиментации, положение максимума приходится на ~ 1965 г., т.е. примерно соответствует пику глобальных выпадений после ядерных испытаний (1963 г.). Таким образом, оба радиоизотопных маркера (^{210}Pb и ^{137}Cs) дают хорошо согласующуюся картину. Если исходить из такой скорости осадконакопления, возраст верхнего 15-сантиметрового слоя донных осадков озера может составлять около 290 лет, но надо учитывать, что донные отложения с течением времени заметно уплотняются, и, кроме того, в прошлом скорость седиментации могла быть иной.

Содержание CaCO_3 в осадках (получено расчетным путем на основании данных по неорганическому углероду) изменялось от 0.04 до 4.21%, при среднем значении 1.57%. Эти данные

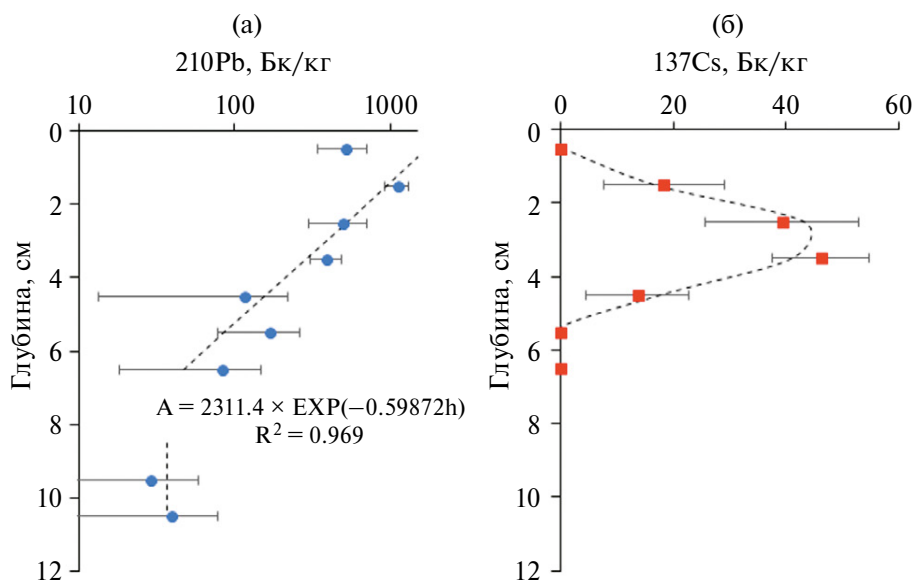


Рис. 4. Вертикальное распределение активностей ^{210}Pb (а) и ^{137}Cs (б) в ДО ст. 1 оз. Могильного.

неплохо совпадают с интервалом концентраций CaCO_3 для алевроито-пелитовых илов, приведенным в работе Емельянова [10], — от 1.75 до 4.17%. Максимальное значение показателя (4.21%) определено в верхнем слое осадков ст. 3. Однако, мы не смогли обнаружить здесь ни целых раковин моллюсков, ни их мелких обломков, которые ранее на этом же участке находили наши коллеги [10].

Содержание органического вещества (ОВ), оцененное по количеству органического углерода, в осадках всех трех станций соизмеримо: оно изменялось от 7.26–11.3% в илистых поверхностных горизонтах до 1.80–2.44% в нижних более песчаных слоях (при среднем содержании 5.23%). Органическая составляющая преобладала в общем содержании углерода во всех типах ДО — на ее долю приходилось от 84.5 до практически 100% (в среднем 95%) от $\text{C}_{\text{общ}}$. Та же закономерность отмечена и для азота, в общем содержании которого доля $\text{N}_{\text{орг}}$ составляла в среднем 90.7% или в абсолютных концентрациях 0.50% (от 0.13 до 1.10%). В распределении $\text{C}_{\text{орг}}$ и $\text{N}_{\text{орг}}$ отмечено тяготение к пелитовой фракции, особенно к наиболее тонкой ее фракции: установлена взаимосвязь между ними с высоким коэффициентом корреляции, для обоих показателей равным 0.85 (при $n = 13$). Величина отношения $\text{C}_{\text{орг}}/\text{N}_{\text{орг}}$ во всех исследованных ДО варьировала в узком интервале — от 9.0 до 10.9, что позволяет говорить о смешанном характере органического вещества и его достаточной однородности в изученных осадках.

Известно, что железо, а именно его активная в процессах диагенеза (реакционноспособная) часть, играет важную роль в биогеохимических

процессах серного цикла [2, 11, 24]. Сероводород, генерируемый бактериями в ходе сульфатредукции, при взаимодействии с железом образует сульфиды, которые вносят вклад в общее содержание восстановленной серы в ДО. Содержание $\text{Fe}_{\text{реакц}}$ на трех станциях было соизмеримо и составляло в среднем 1.53%, варьируя от 0.70 до 3.50%. Эти значения совпадают с диапазоном изменения валового содержания железа (1.46–4.07%, в среднем 2.71% [10]) в верхнем слое ДО, отобранных примерно на тех же участках акватории оз. Могильного, что и наши пробы. Наиболее высокие значения показателя отмечены в поверхностном слое ДО — в среднем 2.22% (1.52–3.50%). В толще осадка количество $\text{Fe}_{\text{реакц}}$ уменьшалось и становилось сопоставимым для всех трех колонок (рис. 5), составляя в среднем 0.81% (0.70–0.95%). На всех трех станциях в поверхностных осадках доминировала более окисленная форма элемента: ст. 1—58.1%, ст. 2—60.2%, ст. 3—87.8% от $\text{Fe}_{\text{реакц}}$. По мере погружения в осадок, расходясь в ходе диагенеза, количество Fe(III) уменьшалось и стабилизировалось в нижних слоях: уменьшался как интервал содержаний (0.18–0.23%), так и его доля в составе $\text{Fe}_{\text{реакц}}$ (25.3–32.2% от $\text{Fe}_{\text{реакц}}$). В нижних слоях всех трех колонок преобладало двухвалентное железо, в составе которого доля железа, не связанного с серой, в 1.5–2 раза превышала количество его сульфидных форм.

Как было отмечено выше, в поверхностном слое ДО всех трех колонок преобладало Fe(III) (рис 5). И если на ст. 3 в ДО, отобранных в кислородной зоне, это вполне закономерно, то над осадками станций 1 и 2 располагается слой

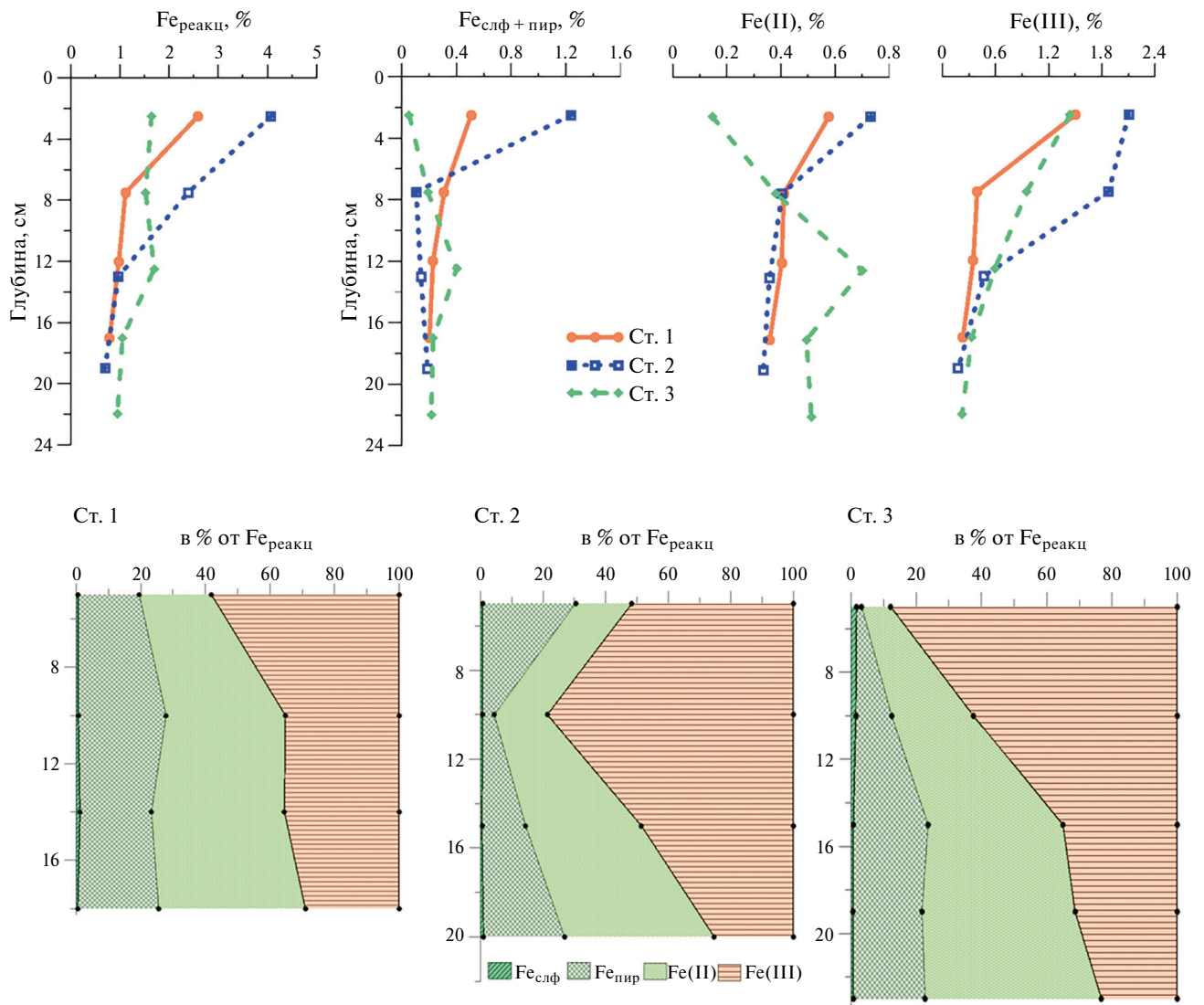


Рис. 5. Распределение реакционноспособного железа, составляющих его форм, и их доля в составе $Fe_{реакц}$ в ДО оз. Могильного.

анаэробной сероводородной воды. Присутствие $Fe(III)$ в анаэробном осадке, скорее всего, связано с процессами трансформации подвижных форм $Fe_{реакц}$ в ходе седиментации. В опресненном слое озерной воды содержание растворенного железа (рис. 2) сопоставимо с таковым во впадающем в озеро ручье (45.1 и 47.3 мкг/л соответственно), что отражает его поступление в озеро с водосборной территории в составе органоминерального комплекса гуминовых веществ. При смешении с солеными кислородными водами коллоидная часть растворенного ОВ и оксигидроксиды железа коагулируют, и в составе взвеси малорастворимые соединения $Fe(III)$ осаждаются на дно. В редокс-зоне хемоклина и далее в анаэробных водах монимолимниона начинаются процессы восстановления $Fe(III)$ с образованием соединений, растворимых лучше, что приводит к увеличению

концентрации растворенного железа в придонных водах (рис. 2). Однако, поскольку глубина водоема небольшая, соединения $Fe(III)$ быстро достигают дна и аккумулируются в верхнем слое ДО. Подобное явление было отмечено нами ранее в поверхностных ДО оз. Трехцветное (Кандакшский залив Белого моря), с максимальной глубиной 7.5 м и высоким содержанием сероводорода в соленых водах монимолимниона [17, 18].

Общее содержание серы ($S_{общ}$) в исследованных ДО варьировало от 0.424 до 3.133%. Доля сульфатов была максимальной только в верхнем наиболее обводненном слое отложений (54–78% от $S_{общ}$). По мере погружения в осадок их количество уменьшалось в среднем до 0.174% (0.103–0.402% или 24–28% от $S_{общ}$). Как известно, в неизменной иловой воде содержание сульфатов определяется общей соленостью вод.

В пересчете на влагу количество серы сульфатов в верхнем слое ДО составляло в среднем 0.144% (от 0.098 до 0.180%), что превышает их содержание в морской воде (0.09% S в воде с соленостью 35 епс) и в придонной озерной воде с соленостью 29.9 епс (0.08% S). Причиной данного несоответствия является то, что в ДО сульфаты находятся не только в растворе иловых вод, но и в твердой фазе осадков, где они, по всей вероятности, входят в состав аутигенных глинистых минералов, например основных сульфатов алюминия [2] (по применяемой нами методике [3] определяется их суммарное количество). Однако следует отметить, что решение этого вопроса в каждом конкретном случае требует специальных исследований; для этого необходимо, помимо определения общего содержания сульфатов, проведение параллельного анализа иловых вод.

Известно, что сероводород, образующийся в ДО в результате деятельности сульфатредуцирующих бактерий, трансформируется в ряд различных по устойчивости соединений восстановленной серы, а именно: кислоторастворимые моносulfиды серы (S^{2-} , преимущественно ги-

дротроилит), пирит ($S_{\text{пир}}$), элементарную серу (S^0) и серу, связанную с органическим веществом ($S_{\text{орг}}$) [2]. Содержание общей восстановленной серы (ΣS_{H_2S}), представляющей собой сумму этих четырех основных форм в ДО, в осадках оз. Могильного изменялось от 0.252 до 1.650%, при среднем содержании 0.500%. Ее максимальное количество приурочено к поверхностным слоям ДО, обогащенным ОВ. По мере погружения в их толщу ΣS_{H_2S} или уменьшалась (на ст. 1 и 2), или оставалась практически неизменной (на ст. 3) (рис. 6).

Содержание сульфидной серы изменялось в широком интервале значений – от 0.002 до 0.017%, в среднем 0.008%. Распределение ее по вертикали всех трех колонок идентично: при максимально высоком содержании в верхних слоях ДО (0.009–0.017%) ее концентрация уменьшается в 3–4 раза на нижних горизонтах колонок (рис. 6). Накопление моносulfидов железа в поверхностных слоях ДО связано, скорее всего, с тем, что их образование происходит не только в осадках; оно начинается еще в менимолитоне при взаимодействии Fe(II) с сероводородом. Содержание S^{2-} практически не влияет на

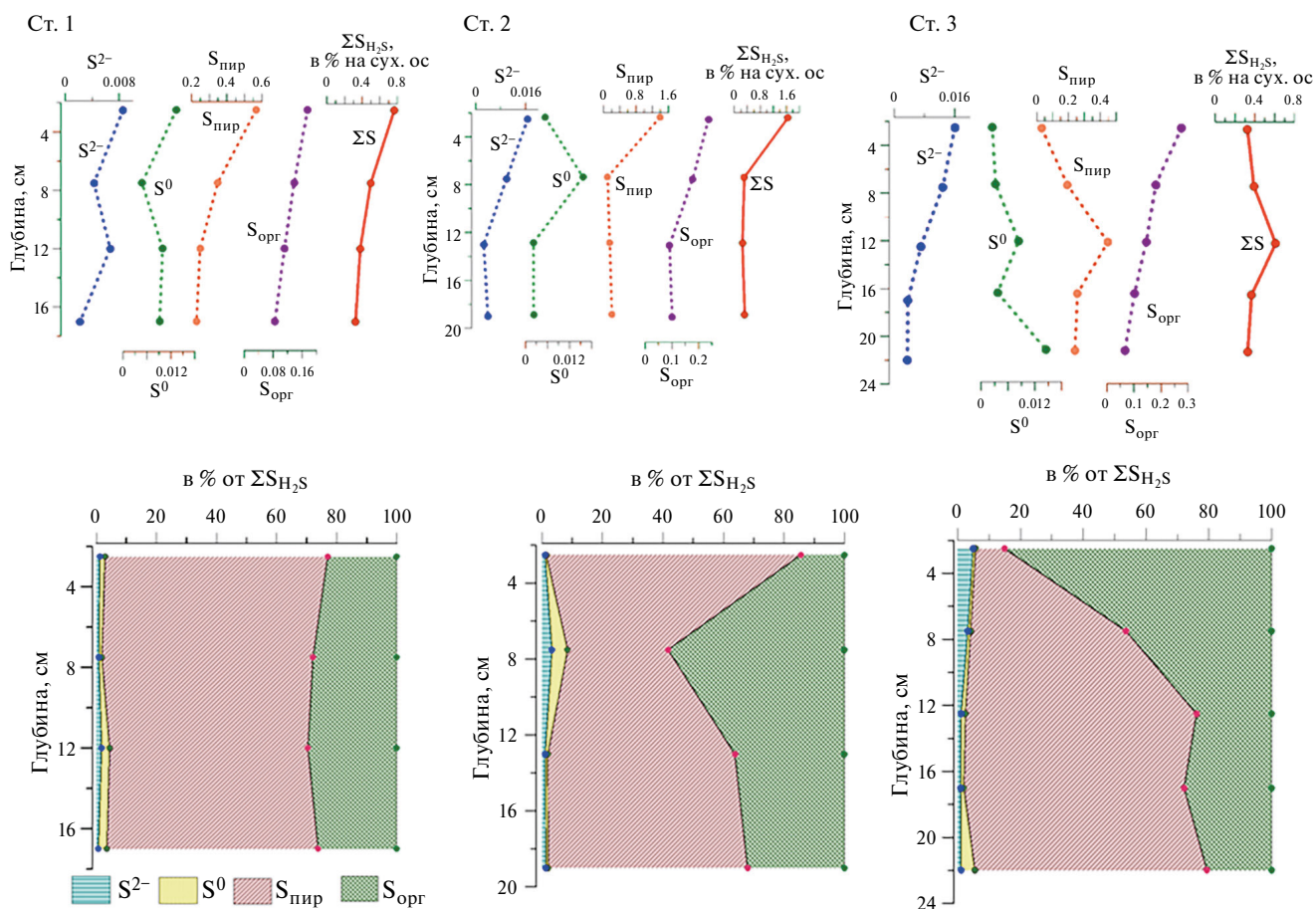


Рис. 6. Распределение соединений восстановленной серы, их суммы и соотношение форм в составе ΣS_{H_2S} в ДО оз. Могильного. Содержания различных форм серы на верхних графиках приведены в % на сухое вещество.

величину ΣS_{H_2S} — ее доля не превышает в среднем 1.72% (максимально 4.94%) от ΣS_{H_2S} .

Количество элементной серы также практически не влияло на уровень накопления восстановленной серы в ДО — ее доля не превышала в среднем 1.82% от ΣS_{H_2S} (максимально 5.15%). Она обнаруживается во всей исследованной толще озерных осадков, начиная с их поверхности в количестве от 0.002 до 0.016% (в среднем 0.007%). Закономерностей в ее распределении по колонкам не выявлено.

Содержание $S_{орг}$ изменялось в интервале от 0.067 до 0.276%, при среднем значении 0.145% (или 34% от ΣS_{H_2S}). Наибольшие значения отмечены в осадках поверхностных горизонтов, особенно на ст. 3, глубже они уменьшаются (рис. 6). На связь $S_{орг}$ с органическим веществом ($C_{орг}$) указывает высокий коэффициент корреляции между этими показателями ($r = 0.84$ при $n = 13$). Однако надо учитывать, что вследствие небольшой глубины водоема в состав $S_{орг}$ входит не только диагенетическая органическая сера, но и сера, присутствующая в составе ОВ живых организмов, например, серосодержащих аминокислот.

Для подавляющего большинства проб в составе ΣS_{H_2S} преобладающей формой была пиритная, что косвенно свидетельствует об активном протекании в ДО оз. Могильного процесса бактериальной сульфатредукции. Количество $S_{пир}$ практически полностью определяет изменение и накопление ΣS_{H_2S} , коэффициент корреляции между ними $r = 0.99$ ($n = 13$). Можно отметить различие в распределении показателя по вертикали колонок, отобранных на разных участках акватории озера. Так, в осадках станций 1 и 2 (из анаэробной зоны) ее содержание было максимальным в поверхностных горизонтах — 0.56 и 1.39% (74.1 и 84.3% от ΣS_{H_2S}) соответственно. Хотя количество $S_{пир}$ по мере погружения в осадок уменьшается, однако она доминирует вплоть

до нижних горизонтов — 70.3 и 66.0% от ΣS_{H_2S} соответственно. В осадках ст. 3 количество $S_{пир}$, напротив, увеличивается от минимальных значений на поверхности до доминирования в толще отложений (73.9% от ΣS_{H_2S}) (рис. 6).

Как отмечено выше, величина ΣS_{H_2S} , характеризующая накопление соединений восстановленной серы в ДО, изменялась в широком интервале значений (от 0.25 до 1.65%), составляя в среднем 0.50%. Представляет интерес сравнить ее с данными для поверхностного слоя ДО водоемов с нормальным кислородным режимом и с сероводородным заражением придонных вод при сопоставимых содержаниях ОВ (табл. 2). Из таблицы видно, что между оз. Могильным и водоемами с постоянным или периодически возникающим сероводородным заражением придонных вод нет принципиальных различий в накоплении восстановленной серы в ДО. Таким образом, полученные данные по величине ΣS_{H_2S} в ДО оз. Могильного можно оценить как достаточно высокие, что, в свою очередь, в совокупности с доминированием в ее составе $S_{пир}$ свидетельствует об активно протекающем процессе бактериальной сульфатредукции. Высокую интенсивность данного процесса подтверждают данные микробиологических исследований: так, по данным [23], максимальная скорость сульфатредукции отмечалась в верхнем слое ДО, и затем она плавно снижалась от 272 мкгS/дм³ в сутки на поверхности до 124 мкгS/дм³ в сутки на глубине 20–25 см.

Высокий уровень ΣS_{H_2S} в ДО оз. Могильного может быть следствием обеспеченности микробного сообщества органическим веществом. Однако, коэффициент корреляции между ΣS_{H_2S} и $C_{орг}$ невысокий ($r = 0.66$, $n = 13$), хотя и значимый. Скорее всего, это отражает смешанный характер поступающего в осадки органического вещества: при значительных количествах

Таблица 2. Содержание восстановленной серы и $C_{орг}$ в поверхностных ДО различных водоемов

Место отбора проб	$C_{орг}$, %	ΣS_{H_2S} , %
Черное море, сероводородная зона [26]	0.92–5.85	0.29–2.46
Черное море, кислородная зона [26]	0.8–1.8	н. о. — 1.38
Балтийское море, Готландская впадина [4]	1.77–3.84	0.46–1.68
Азовское море [2]	0.33–1.19	0.44–1.05
Белое море [13]	0.21–2.37	0.02–0.71
оз. Трехцветное, Кандалакшский залив Белого моря [18]	2.78–5.06	0.22–1.47
оз. Могильное, Баренцево море, сероводородная зона	2.17–11.3	0.25–1.65
оз. Могильное, Баренцево море, кислородная зона	1.80–8.19	0.32–0.61

Примечание. “н. о.” — не обнаружено.

(5.73–11.3% $C_{орг}$) ОВ в ДО, судя по величине отношения C/N (9–11), оно значительно разбавлено терригенной органикой, поступающей с водосбора. Несмотря на высокую продуктивность микроорганизмов в хемоклине [6], это лабильное ОВ, вероятно, в значительной мере расходуется в анаэробных процессах мнимомимниона, где, по данным [22], интенсивность сульфатредукции достигает 434 мкгS/дм³ в сутки, а метаногенеза – 655 нл/л в сутки.

Для оценки экологического состояния озера представляет интерес изучить его возможное химическое загрязнение. В своей работе мы рассмотрели распределение в компонентах озерной экосистемы индивидуальных ХОС, в том числе относящихся к хлорорганическим загрязнителям (пента- и гексахлорбензолы, пентахлорфенол, пентахлоранизол), – высокотоксичных соединений, устойчивых к деградации и способных к аккумуляции в объектах окружающей среды и жировых тканях живых организмов [25]. Известно, что водоемы представляют собой природные аккумулирующие системы, а ДО накапливают информацию о потоках техногенных элементов и загрязняющих веществ в биосфере и служат их ценными “архивами” [8]. При определенных условиях, приводящих к изменению гидродинамической обстановки, состава и свойств воды и прочих факторов, ДО могут стать источником

вторичного загрязнения водоема. Условия холодного климата северных территорий могут затруднять деградацию и способствовать накоплению токсичных устойчивых соединений в компонентах экосистем и тем самым усиливать их негативное влияние на живые организмы и окружающую среду в целом [28, 39].

К настоящему времени достоверно установлено [30, 32–34], что далеко не всегда обнаруживаемые в компонентах экосистем ХОС являются следствием техногенного воздействия на природную среду. Как известно, они могут образовываться и естественным путем – в результате хлорирования ОВ при взаимодействии с хлорид-ионами, а также в процессах ферментативного продуцирования [33]. К таким соединениям относятся ионогенные ХФС, которые отличаются по липофильности, токсичности, сорбционной способности на органическом веществе, биодоступности и подвижности в природных средах [35, 39]. Группа этих соединений включает хлорированные фенолы (ХФ) и их производные, образующиеся в анаэробных и аэробных условиях окружающей среды.

Результаты определения содержания индивидуальных ХОС в ДО исследованного озера и в почвах его водосборной территории представлены в табл. 3. Из данных таблицы видно, что определяемые хлорорганические загрязнители обнаружены

Таблица 3. Содержание ХОС в ДО оз. Могильного и в почвах его водосборной территории

Станция/место отбора		Горизонт, см	$C_{орг}$, %	ПХФ, нг/г	ГХБ, нг/г	ПеХБ, нг/г	ПХА, нг/г	ХФС*, мкг/г
Ст. 1		0–5	8.40	7.2	39.4	2.2	1.1	1.24
		5–10	3.44	61.5	192	16.0	н. о.	3.25
		10–15	2.18	89.7	75.8	8.2	н. о.	1.75
Ст. 2		0–5	11.30	31.6	36.0	3.6	0.1	2.96
		5–10	9.42	29.4	120	7.1	н. о.	1.37
Ст. 3		0–5	7.26	57.3	347	39.6	0.1	1.96
		5–10	8.19	3.0	48.1	5.2	0.8	1.44
		10–15	5.73	21.3	30.8	2.7	0.1	1.14
		15–25	2.00	47.9	35.6	2.5	н. о.	0.93
Пробы почв	1	≈ 0–10	33.94	79.6	174	12.5	0.1	1.44
	2		3.27	42.4	79.1	8.5	н. о.	0.51
	3		13.08	31.5	35.4	2.9	н. о.	0.42
	4		11.29	43.9	57.3	5.6	0.1	1.29
	5		44.26	24.2	57.3	6.5	0.1	0.67
	6		31.34	8.8	20.3	2.2	н. о.	1.00

Примечание: “н. о.” – не обнаружено; * – суммарная концентрация следующих ХФС: 2-ХФ; 3-ХФ; 4-ХФ; 2,4-ДХФ; 2,6-ДХФ; 2,3,4-ТХФ; 2,4,6-ТХФ; 2,3,4,5-ТеХФ; 2,3,4,6-ТеХФ; 2,3,5,6-ТеХФ; ПХФ.

во всех пробах ДО, независимо от расположения станций. Наиболее высокие суммарные концентрации соединений, относящихся к СОЗ (ПХФ, ГХБ, ПеХБ и ПХА), были определены преимущественно в тонкозернистых, богатых органическим веществом поверхностных слоях ДО. Можно отметить мозаичность в распределении СОЗ между станциями: в ДО ст. 1 и 2 они концентрировались в нижних слоях, тогда как на ст. 3 наибольшее их содержание приурочено к поверхностному слою, что возможно связано с особенностями седиментации и составом ДО.

Выявленные загрязнители в порядке убывания их концентраций можно расположить следующим образом: ГХБ > ПХФ > ПеХБ > ПХА. Уровни содержания ГХБ (от 30.8 до 347 нг/г) были на 1–2 порядка выше по сравнению с количествами ПеХБ (от 2.2 до 39.6 нг/г). Количество ПХФ было на том же уровне или ниже – от 3.0 до 89.7 нг/г. Согласно, например, норвежским стандартам качества окружающей среды [40], выявленные концентрации определяемых СОЗ варьируют от “низких” до “высоких” (для ГХБ и ПеХБ) и до “очень высоких” (в случае ПХФ).

Кроме ПХФ и ПХА в воде и ДО были обнаружены другие ХФС, при этом их компонентный состав и в воде, и в осадках весьма скудный. Так, в озерной воде были идентифицированы следующие соединения: 2,4-дихлорфенол (2,4-ДХФ); 2,6-дихлорфенол (2,6-ДХФ); 2,4,6-трихлорфенол (2,4,6-ТХФ) и 2,3,5,6-тетрахлорфенол (2,3,5,6-ТеХФ). Концентрации перечисленных хлорфенолов варьировали в диапазоне от 0.38 до 2.95 мкг/дм³. Наиболее высокое содержание ХФС обнаружено в придонном слое, свидетельствуя о накоплении здесь этих соединений.

В донных осадках содержание ХФС варьировало от 0.93 до 3.25 мкг/г, с наибольшими значениями в слое 5–10 см ст. 1 (табл. 3). Среди хлорированных фенолов были идентифицированы (рис. 7): 2-, 3- и 4-ХФ; 2,4- и 2,6-ДХФ; 2,4,6- и 2,3,4-ТХФ; тетрахлорфенолы и ПХФ. При рассмотрении компонентного состава выделяется профиль соединений (4-ХФ, 2,4-ДХФ, 2,4,6-ТХФ, 2,3,4,6-ТеХФ и ПХФ), которые обычно образуются при сжигании/горении [29]. Данный профиль обнаружен практически во всех исследованных осадках. Суммарные концентрации этих соединений варьировали от 0.22 до 1.15 мкг/г, при этом во всех исследованных осадках в общем содержании хлорфенолов на их долю приходилось более 60%. Данный факт предполагает преимущественное поступление в озеро ХФС от техногенных источников, а вклад процессов естественного образо-

вания – невысокий. Действительно, среди природных хлорфенольных метаболитов [34] были обнаружены только 2-ХФ и 2,6-ДХФ, содержание которых в осадках не превышало в среднем 10% от общего содержания ХФ. Однако, как видно из рис. 7, в осадках ст. 3 (аэробная зона акватории) наблюдалась несколько иная картина. Природные ХФС, доля которых минимальна в поверхностных слоях осадка, преобладали в самом нижнем слое отложений, составляя 45–47% от ХФС, тогда как доля соединений “профиля горения” [29] не превышала 13%. Скорее всего, это объясняется тем, что при низком техногенном прессинге в нормально аэрируемых водах постоянно происходит продуцирование и биохимическое преобразование ХОС фитопланктоном.

В ДО в высоких концентрациях (до 0.49 мкг/г) были обнаружены еще и тетрахлорфенолы (2,3,4,6-, 2,3,5,6- и 2,3,4,5-ТеХФ). Эти соединения по физико-химическим свойствам относятся к токсичным ХФС с высокой липофильностью и имеют антропогенное/техногенное происхождение [39, 43]. Наибольший вклад этих соединений в ХФС выявлен в первых десяти сантиметрах ДО ст. 1 (25–29%) и особенно ст. 2 (48–52%), где эти соединения могли аккумулироваться.

Сложившиеся в экосистеме озера специфические условия (наличие устойчивой плотностной стратификации с разделением водной толщи на разные по свойствам слои) в совокупности с низкой температурой на протяжении большей части года, по всей вероятности, обусловили недостаточную эффективность процессов биodeградации хлорорганических соединений в воде и ДО и способствовали их накоплению и сохранению.

Формирование “современных” уровней содержания ХОС, в первую очередь токсичных СОЗ, в осадках оз. Могильного является результатом аддитивного воздействия источников различной природы и локализации. Считается, что в настоящее время основными их действующими источниками являются процессы сжигания/горения различного вида органического сырья и отходов (бытовых и промышленных отходов, биомассы, всех видов топлива), а также отходы производства и потребления от прошлой хозяйственной деятельности [25]. Свой вклад, несомненно, привносит масштабный перенос с воздушными и водными массами от указанных источников на территориях в низких/умеренных широтах и близлежащих регионах. Но в то же время присутствие этих соединений в озерных осадках может быть обусловлено еще и поступлением от локальных источников.

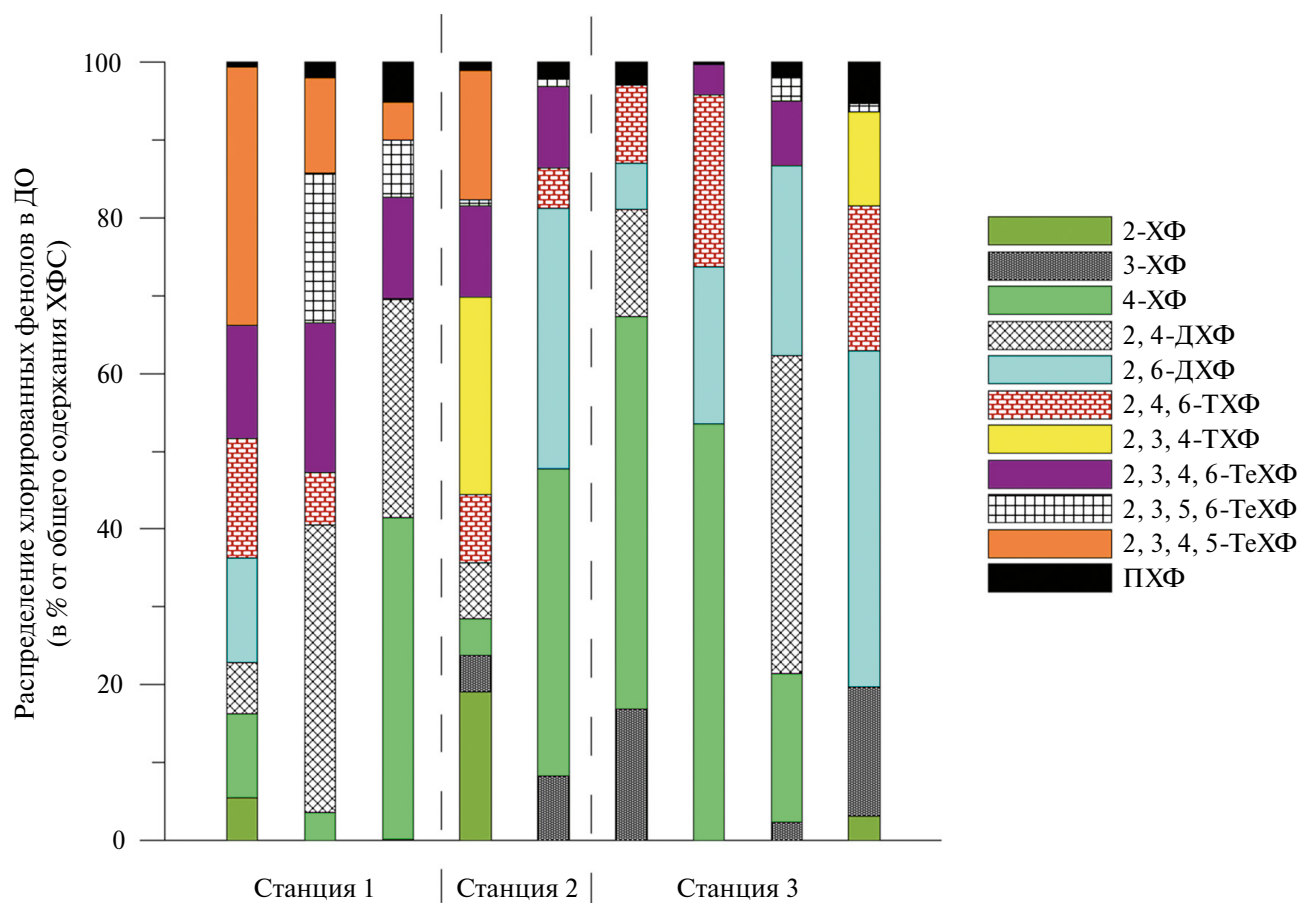


Рис. 7. Компонентный состав хлорированных фенолов в ДО (в % от общего содержания ХФС). Слева направо — горизонты от поверхности вглубь осадка. Распределение хлорфенолов в ДО (в % от общего содержания ХФС). ХФ — хлорфенол; ДХФ — дихлорфенол; ТХФ — трихлорфенол; ТеХФ — тетрахлорфенол; ПХФ — пентахлорфенол.

Так, в ходе комплексных исследований, ранее проведенных сотрудниками ПИНРО [23], были определены потенциальные источники загрязнения экосистемы озера Могильного, как локальные, так и глобального масштаба. Установленные концентрации загрязняющих веществ в воде и ДО (в т. ч. соединений из группы СОЗ) оказались довольно низкими, что, вероятнее всего, являлось следствием “крупномасштабного атмосферного переноса из промышленных районов” и выпадения на поверхность воды и водосборную площадь озера. Дальнейшие исследования показали, что до сих пор на о. Кильдин, в том числе и на водосборной площади оз. Могильного, имеются разрушенные постройки, остатки старой металлической аэродромной полосы, техники, ржавого металлолома, резины и прочего. С Баренцева моря на побережье острова приносит обрывки рыболовных сетей, пластика и прочего морского мусора. Известно, что микро- и наночастицы пластмассы, в которые постепенно превращается пластиковый мусор, вследствие высокой площади поверхности и пористости могут эффективно

адсорбировать различные загрязнители (включая СОЗ), тем самым способствуя их широкому распространению в окружающей среде [37]. В районе расположения о. Кильдин развито судоходство, и, учитывая связь оз. Могильного с морем, дополнительным источником его загрязнения могут быть еще и сбросы с транспортных и рыбопромышленных судов, военных кораблей [5].

Для подтверждения вышесказанного на прилегающей к озеру территории были отобраны и проанализированы на содержание индивидуальных ХОС образцы почв (табл. 3). Суммарное содержание соединений, относящихся к СОЗ (ПХФ, ГХБ, ПеХБ и ПХА), в исследованных почвах, богатых органическим веществом ($C_{орг}$ до 44.8%), достигало высоких значений — от 31.3 до 266 нг/г (табл. 3). При этом основное загрязнение почв приходилось на ГХБ и ПХФ, а концентрации ПеХБ и ПХА были на 1–2 порядка ниже. Компонентный состав ХФС представлен преимущественно высокохлорированными фенолами антропогенного происхождения, а именно — 2,3,4,6-, 2,3,5,6-ТеХФ и 2,4,6-ТХФ. Вклад

природных метаболитов (2-ХФ и 2,6-ДХФ) составлял в общем содержании хлорированных фенолов не более 20%. Как и в ДО, в почвах хлорированные фенолы были определены преимущественно (78%) в трудноэкстрагируемой фракции, в малодоступном для биodeградации состоянии, что предполагает затруднение протекания миграционных и деструкционных процессов и их сохранение в почвах.

4. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании данных по содержанию основных ионов в воде оз. Могильного сделано предположение о существовании в теле отделяющей его от моря фильтрационной дамбы воды с иными характеристиками, чем в море и озере.

Полученные в условиях полевой лаборатории в 2019 г. максимально высокие на сегодняшний день концентрации сероводорода (210 мг/л) свидетельствуют о его накоплении в анаэробных придонных водах. В совокупности с данными комплексных исследований, выполненных в ходе экспедиционных работ на оз. Могильном в 2018–2019 гг., накопление сероводорода в мономимлионе подтверждает, что выявленные ранее негативные тенденции прогрессируют в его экосистеме. Усиление застойных явлений может быть следствием как естественных причин, например уменьшения проницаемости каменной дамбы, через которую в озеро во время приливов фильтруется морская вода, так и результатом антропогенного/техногенного прессинга на водоем (несмотря на его природоохранный статус) в XX веке.

Подтверждением высокой интенсивности процессов анаэробной деструкции органического вещества является накопление в донных осадках значительных количеств соединений восстановленной серы, преимущественно в составе пирита. Уровень их суммарного содержания сопоставим или всего лишь несколько ниже по сравнению с таковыми в морских акваториях с постоянным присутствием сероводорода (например, в Черном море).

Показано, что компонентный состав хлорорганических соединений (прежде всего из списка стойких органических загрязнителей) наряду с выявленными уровнями их содержания в донных осадках оз. Могильного, вероятнее всего, обусловлены поступлением этих соединений от локальных антропогенных/техногенных источников, а также атмосферным переносом из низких/умеренных широт и близлежащих регионов.

Найденный профиль индивидуальных хлорфенольных соединений (ПХФ, 2,3,4,6-ТсХФ, 2,4,6-ТХФ, 2,4-ДХФ, 4-ХФ) указывает на доминирование среди их источников процессов сжигания/горения различного вида органического сырья и материалов. Вместе с тем, в озерных осадках установлено присутствие хлорфенольных метаболитов (низкохлорированных фенолов), образование которых связано с естественными (энзиматическими) процессами, хотя доля их в составе ХФС значительно ниже по сравнению с соединениями техногенного происхождения.

Особенности формирования состава и уровней содержания индивидуальных ХОС обусловлены низкой интенсивностью процессов их дегградации. Сложившиеся в экосистеме озера специфические условия — разделение водной толщи на разные по свойствам слои, в совокупности с низкими температурами на протяжении большей части года, тормозят процессы восстановительного дехлорирования ХОС, что приводит к накоплению их в осадках.

Финансирование работы. Работа выполнена за счет средств государственного задания Федерального исследовательского центра комплексного изучения Арктики им. акад. Н.П. Лаверова Уральского отделения Российской академии наук. Никаких дополнительных грантов на проведение или руководство данным конкретным исследованием получено не было.

Конфликт интересов. Авторы настоящей работы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беленкова В.В., Саввичев А.С. Микробиологические исследования на озере Могильном // Природа. 2021. № 3. С. 50–60.
2. Волков И.И. Геохимия серы в осадках океана М.: Наука. 1984. 272 с.
3. Волков И.И., Жабина Н.Н. Методы определения различных соединений серы в морских осадках // Химический анализ морских осадков. М.: Наука. 1980. С. 5–27.
4. Геохимия осадочного процесса в Балтийском море. М.: Наука, 1986. 231 с.
5. Горбачева Е.А. Токсикологические исследования донных отложений прибрежных районов Баренцева моря // Научные труды Дальрыбвтуза. 2017. Т. 41. С. 11–15.
6. Горленко В.М., Вайнштейн М.Б., Качалкин В.И. Микробиологические процессы. Реликтовое озеро Могильное. Л.: Наука, 1975. С. 188–197.
7. Гуревич В.И., Цееб Р.Я. Реликтовое озеро Могильное. Л.: Наука, 1975. 298 с.

8. *Дауэальтер В.А.* Геоэкология донных отложений озер. Мурманск: Изд-во Мурманского гос. техн. ун-та, 2012. 242 с.
9. *Дерюгин К.М.* Реликтовое озеро Могильное (остров Кильдин в Баренцевом море) // Труды Петергофского естественно-научного института. 1925. № 2. 111 с.
10. *Емельянов Е.М., Кравцов В.А., Тарасов Г.А.* Основные черты состава донных осадков анаэробного озера Могильного // Океанология. 2010. Т. 50. № 3. С. 440–457.
11. *Иванов В.М.* Распространение и геохимическая деятельность бактерий в осадках океана. Океанология. Химия океана. Т. 2. Геохимия донных осадков. М: Наука, 1979. 544 с.
12. *Исаченко Б.Л.* Исследования над бактериями Северного Ледовитого океана // Труды Мурманской научной промысловой экспедиции 1906 г. Петроград, 1914. 297 с.
13. *Кокрятская Н.М., Волков И.И.* Восстановленная сера в донных осадках Белого моря. Система Белого моря. Т. IV. Процессы осадкообразования, геология, история. М.: Научный мир. 2017. С. 700–711.
14. *Кононец М.Ю., Пахомова С.В., Розанов А.Г. и др.* Определение растворенных форм железа в морской воде с помощью феррозина // Журнал аналитической химии. 2002. Т. 57. № 7. С. 704–708.
15. *Клюев Н.А., Шелепчиков А.А., Сойфер В.С. и др.* Метод проточного экстрагирования из твердых веществ // Журнал аналитической химии. 2003. Т. 58. № 7. С. 707–708.
16. *Краснова Е.Д.* Экология меромиктических озер России. Прибрежные морские водоемы // Водные ресурсы. 2021. Т. 48. № 3. С. 322–333.
17. *Лосюк Г.Н., Кокрятская Н.М., Краснова Е.Д.* Сероводородное заражение прибрежных озер на разных стадиях изоляции от Белого моря // Океанология. 2021. Т. 61. № 3. С. 401–412.
18. *Лосюк Г.Н., Кокрятская Н.М., Вахрамеева Е.А. и др.* Соединения восстановленной серы в донных осадках водоемов на разных стадиях отделения от Кандалакшского залива Белого моря (меромиктическое озеро Трехцветное) // Океанология. 2023. № 5. С. 784–795.
<https://doi.org/10.31857/S0030157423050076>
19. *Лунина О.Н., Горленко В.М., Попова О.А. и др.* Сезонные изменения структуры сообщества аноксигенных фототрофных бактерий реликтового озера Могильное (о. Кильдин, Баренцево море) // Микробиология. 2005. Т. 74. № 5. С. 677–686.
20. *Митяев М.В., Корсун С.А., Стрелков П.П. и др.* Древние береговые линии Восточного Кильдина // Доклады Академии наук. 2008. Т. 423. № 4. С. 546–550.
21. Остров Кильдин. Век XVIII. URL: <http://kildin.ru/Vek18.html> (дата обращения 20.09.2023).
22. *Пименов Н.В., Русанов И.И., Байрамов И.Т. и др.* Микробиологические процессы в воде и осадках. Реликтовое озеро Могильное. Мурманск: Полярный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича. 2002. С. 56–70.
23. Реликтовое озеро Могильное (исследования 1997–2000 гг.). Мурманск: Полярный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича. 2002. 164 с.
24. *Соколов В.С.* Определение реакционноспособных форм железа и марганца в морских осадках // Химический анализ морских осадков. М.: Наука. 1980. С. 28–42.
25. Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях с поправками, внесенными в 2019 году. Текст и приложения // UNEP Chemicals. 2020. 95 с. URL: <http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>. Accessed 15 September 2021/ (дата обращения 20.10.2023).
26. Химия морей и океанов. М: Наука, 1995. 415 с.
27. *Aliiev R.A., Bobrov V.A., Kalmykov S.N. et al.* Natural and artificial radionuclides as a tool for sedimentation studies in the Arctic region // J. Radioanal. Nucl. Chem. 2007. V. 274. № 2. P. 315–321.
28. AMAP Assessment 2009 – Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic. Science of the Total Environment Special Issue. Elsevier. 2010. V. 408. P. 2851–3051.
29. *Briois C., Gullett B., Ryan S. et al.* Temperature and concentration effects on the dioxin and furan formation from a mixture of chlorophenols over fly ash // Organohalogen Compounds. 2006. V. 68. P. 850–856.
30. *Field J.A., Sierra-Alvarez R.* Biodegradability of chlorinated aromatic compounds // Science dossier. Euro Chlor. 2007. P. 15–33.
31. *Gorlenko V., Vainshtein M., Kachakkin V.* Microbiological Characteristic of Lake Mogil'noe // Archiv fur Hydrobiologie. 1978. V. 81. № 4. P. 475–492.
32. *Gribble G.W.* Natural Organohalogenes. Science Dossier // Euro Chlor. 2004.
33. *Gribble G.W.* Naturally occurring organohalogen compounds – A comprehensive update. Wien, New York: Springer. 2010. 613 p.
34. *Gribble G.W.* A recent survey of naturally occurring organohalogen compounds // Environmental Chemistry. 2015. V. 12. № 4. P. 396–405.
35. *Ingrid J., Gaitan I.J., Medina S.C. et al.* Evaluation of toxicity and degradation of a chlorophenol mixture by the laccase produced by *Trametes pubescens* // Biore-source Technology. 2011. № 102. P. 3632–3635.
36. *Kokryatskaya N.M., Kolpakova E.S., Titova K.V., Velyamidova A.V.* Sulfur and chlorine compounds in water bodies of the Pymvashor subarctic hydrothermal system // Environmental Science and Pollution Research. 2023. V. 30. Is. 10. P. 27328–27339.
<https://doi.org/10.1007/s11356-022-24141-y>
37. *Kundu A., Basu S.* Microplastics and nanoplastics in aquatic environment: challenges and threats to aquatic

- organisms // Assessing the Effects of Emerging Plastics on the Environment and Public Health. IGI Global. 2022. P. 71–89.
38. *Lajus D.L., Lajus J.A., Dmitrieva Z.V. et al.* The use of historical catch data to trace the influence of climate on fish populations: examples from the White and Barents Sea fisheries in 17th–18th centuries // *ICES Journal of Marine Science*. 2005. V. 62. P. 1426–1435. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.02>
 39. *Lyytikäinen M.* Transport, bioavailability and effects of Ky-5 and CCA wood preservative components in aquatic environment. University of Joensuu. 2004.
 40. Quality Standards for water, sediment and biota. M-608. Revised 2020.10.30. The Norwegian Environment Agency (In Norwegian).
 41. *Strelkov P., Shunatova N., Fokin M. et al.* Marine Lake Mogilnoe (Kildin Island, the Barents Sea): One hundred years of solitude // *Polar Biology*. 2014. V. 37. P. 297–310. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1431-4>
 42. *Strelkov P., Stogov I., Krasnova E. et al.* Rapid unpredicted changes in the stratification of marine lake Mogilnoe (Kildin island, the Barents Sea) through the early 21st century // *Polar Research*. 2019. V. 38. P. 3394. <https://doi.org/10.33265/polar.v38.3394>
 43. *Suntio L.R., Shiu W.Y., Mackay D.* A review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents // *Chemosphere*. 1988. V. 17. № 7. P. 1249–1290.
 44. *Titova K.V., Kokryatskaya N.M., Popov S.S. et al.* Hydrochemical characteristics of lakes of different types on the Bolshoi Solovetskii Island // *Water Resources*. 2024. V. 51. № 1. P. 61–71. <https://doi.org/10.1134/S0097807823700641>
 45. *Vakhrameyeva E.A., Kokryatskaya N.M.* The composition and organic matter of bottom sediments and soil in the drainage basin Varvarinskoe Lake (Bolshoy Solovetsky Island) // *Water resources*. 2023. V. 50. Suppl. 3. P. S338–S340. <https://doi.org/10.1134/S0097807823700550>

CURRENT STATE OF ECOSYSTEM OF ANCHIALINE MEROMICTIC MOGILNOYE LAKE (KILDIN ISLAND, BARENTS SEA)

**N. M. Kokryatskaya^a, G. N. Losyuk^a, E. S. Kolpakova^a, A. V. Velyamidova^a,
E. D. Krasnova^b, D. A. Voronov^c, K. V. Titova^a, E. A. Vakhrameeva^a, R. A. Aliev^d**

^a *N. Laverov Federal Center for Integrated Arctic Research of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk, Russia*

^b *Faculty of Biology. Moscow State University M.V. Lomonosov, Moscow, Russia*

^c *Institute for Information Transmission Problems RAS, Moscow, Russia*

^d *National Research Center Kurchatov Institute, Moscow, Russia*

e-mail: nkokr@yandex.ru

Mogilnoe Lake is a representative of little-studied meromictic water reservoir beyond the Arctic Circle, which has an underground connection with the Barents Sea. This paper presents some aspects of the ecological state of the lake using data on the distribution of sulfur compounds (as a marker of the intensity of anaerobic processes in water reservoir), redox-dependent chlorophenolic compounds, and organochlorine compounds from the group of persistent organic pollutants in bottom sediments and soils of the lake's catchment area. The progression of hydrogen sulfide contamination of lake waters observed throughout the 20th century has been confirmed: an increase in hydrogen sulfide concentrations in the monimolimnion (210 mg/l) and an increase in the boundary of its distribution are observed. The content of reduced sulfur compounds and the features of their distribution in sediments of Mogilnoe Lake are comparable to those in bottom sediments of marine water bodies with euxinic anoxia. It has been shown that the presence of organochlorine compounds (including persistent organic pollutants) in bottom sediments and soils of catchment area of the lake can be associated not only with transfer by air and water flows, but also as a result of anthropogenic/technogenic impact on the lake in the 20th century.

Keywords: Aquatic ecosystem, anchialine lake, meromictic lake, hydrogen sulfide, reduced sulfur, organochlorine compounds