

УДК 574.58:546.49-121(98)

DOI: 10.30758/0555-2648-2018-64-3-311-325

РТУТЬ В КОМПОНЕНТАХ ЭКОСИСТЕМЫ ЗАЛИВОВ ЗАПАДНОГО ШПИЦБЕРГЕНА В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД 2017 ГОДА

Н.В. ЛЕБЕДЕВА^{1*}, [Н.Н. ФАТЕЕВ²], А.Л. НИКУЛИНА², О.Л. ЗИМИНА¹, Е.А. ГАРБУЛЬ¹

¹ — Мурманский морской биологический институт КНЦ РАН, г. Мурманск, Россия

² — ГИЦ РФ Арктический и антарктический научно-исследовательский институт, Санкт-Петербург, Россия

*lebedeva@ssc-ras.ru

MERCURY IN COMPONENTS OF ECOSYSTEMS OF WESTERN SPITSBERGEN FIJORD IN SUMMER, 2017

N.V. LEBEDEVA^{1*}, [N.N. FATEEV²], A.L. NIKULINA², O.L. ZIMINA¹, E.A. GARBUL¹

¹ — Murmansk Marine Biological Institute KSC of RAS, Murmansk, Russia

² — State Scientific Center of the Russian Federation Arctic and Antarctic Research Institute, St. Petersburg, Russia

*lebedeva@ssc-ras.ru

Received June, 15, 2018

Accepted August, 29, 2018

Keywords: benthos, Billefjord, bottom sediments, Grönfjord, Isfjord, marine water, mercury, summer period, Western Spitsbergen.

Summary

The total content of mercury was studied in marine water, sediments and benthic organisms in Billefjord, Isfjord and Gronfjord (Western Spitsbergen) in 2017. The samples were collected between 21 and 24 of July 2017 on-board RV “Dalnie Zelentsy” of Murmansk Marine Biological Institute. Total mercury content was measured at chemical-analytical laboratory of the Russian Scientific Center on Spitsbergen in Barentsburg.

Total mercury concentration in the water did not exceed 10 ng/l in all fjords. In the surface sediments the highest concentrations of total mercury were found in Isfjord (median 55 ng/g d.w.) while the Billefjord sediments were characterised by the lowest concentrations (median 10.4 ng/g d.w.). This fact might reflect the differences in water circulation and therefore sediment accumulation peculiarities.

Total mercury data were obtained for benthic organisms of various feeding modes. Generally mercury levels were comparatively low (median 12.2 ng/g w.w.), however the highest concentrations were measured in the benthic fauna of Isfjord, specifically in polychaetes *Maldania sarsi* (max.

Citation: Lebedeva N.V., Fateev N.N., Nikulina A.L., Zimina O.L., Garbul E.A. Mercury in components of ecosystems of Western Spitsbergen fjord in summer, 2017. *Problemy Arktiki i Antarktiki*. Arctic and Antarctic Research. 2018, 64, 3: 311–325. [In Russian]. doi: 10.30758/0555-2648-2018-64-3-311-325

49.2 ng/g w.w.). Mercury accumulation in benthic organisms predominantly depended on their trophic level in the ecosystem and location in the fjord: benthic detritus feeders accumulate more mercury (median 25.0 ng/g w.w.).

Поступила 15 июня 2018 г.

Принята к печати 29 августа 2018 г.

Ключевые слова: бентос, Билле-фьорд, Грён-фьорд, донные отложения, Ис-фьорд, летний период, морская вода, ртуть, Западный Шпицберген.

Выполнено исследование содержания ртути в воде, донных отложениях и бентосных организмах в заливах Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грён-фьорд (арх. Шпицберген) в июле 2017 г. Содержание ртути во всех образцах (вода, донные отложения и биологические объекты) определяли в химико-аналитической лаборатории Российского научного центра в пос. Баренцбург на арх. Шпицберген. Концентрация ртути в водах заливов Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грён-фьорд была менее 10 нг/л. В поверхностном слое донных отложений самые высокие валовые концентрации ртути были отмечены в Ис-фьорде, а наименьшие в Билле-фьорде. Аккумуляция ртути в гидробионтах было связано с их трофическим уровнем в экосистеме и локализацией во фьордах. Ртуть в большей степени аккумулялировали бентосные организмы детритофаги-грунтоеды.

ВВЕДЕНИЕ

Ртуть и ее соединения являются опасными экологическими токсикантами [1, 2]. На формировании уровней содержания ртути в природной среде Арктики существенно сказываются отходы промышленных объектов и трансграничный атмосферный перенос токсиканта [3–6]. Изучению миграции ртути и ее соединений посвящено достаточно много исследований в этом полярном регионе [7–13]. Показано, что морские организмы способны аккумуляливать соединения ртути в органах и тканях [10, 14–23]. Ртуть — один из немногих тяжелых металлов, который накапливается по пищевой цепи от фитопланктона до морских млекопитающих [24]. Ключевым фактором, определяющим концентрацию ртути в биоте, является концентрация метилированной формы ртути в среде, которая контролируется относительной эффективностью процессов метилирования и деметилирования [25]. К высшим звеньям морских трофических цепей (рыбам, птицам, морским млекопитающим, человеку) токсические металлы могут поступать от бентосных организмов, входящих в состав пищевых цепей морской экосистемы [8, 18, 26].

В последние годы внимание уделяется не только загрязняющим веществам, поступающим в Арктику из других районов Земли [27], но и локальным источникам загрязнений [28]. Интересным модельным объектом может быть арх. Шпицберген, где представлены различные виды антропогенного влияния на природные экосистемы: угледобывающие шахты, поселки с развитой инфраструктурой, в том числе теплоэлектростанции на угольном топливе, свалки и полигоны, растущие потоки туристов и грузов. Все это формирует на арх. Шпицберген локальные источники загрязнения [28]. В связи с этим интерес представляет изучение содержания ртути в компонентах морских экосистем заливов, расположенных близко к поселкам. Ис-фьорд — крупный залив, в систему которого входят более мелководные и меньшие по площади заливы Билле-фьорд и Грён-фьорд. Здесь расположены крупные поселки архипелага: Лонгйир-бюен, Баренцбург и Пирамида (в настоящее время законсервирован).

Таким образом, исследование содержания ртути в различных компонентах арктических экосистем, анализ источников и путей их миграции представляет важную задачу, решение которой будет способствовать выработке рекомендаций с целью минимизации последствий загрязнения ртутью для экосистем Шпицбергена и населения архипелага. Как показали наши исследования в заливе Грён-фьорд в апреле

2016 г., валовая концентрация ртути нарастала в живых организмах с возрастанием трофического уровня, тогда как в прибрежных морских водах содержание элемента было ниже уровня определения [29].

Цель данной публикации — анализ содержания ртути в воде, донных отложениях и бентосе в заливах Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грэн-фьорд (арх. Шпицберген) в летний период 2017 г.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В данной работе представлены результаты совместных исследований Мурманского морского биологического института (ММБИ) и Арктического и антарктического научно-исследовательского института (ААНИИ) по изучению миграции экологических токсикантов в экосистемах заливов Шпицбергена.

Отбор проб природной воды, донных отложений и бентосных организмов был выполнен на арх. Шпицберген 21–24 июля 2017 г. с борта научно-исследовательского судна (НИС) «Дальние Зеленцы» специалистами ММБИ и ААНИИ. Расположение станций представлено на рис. 1.

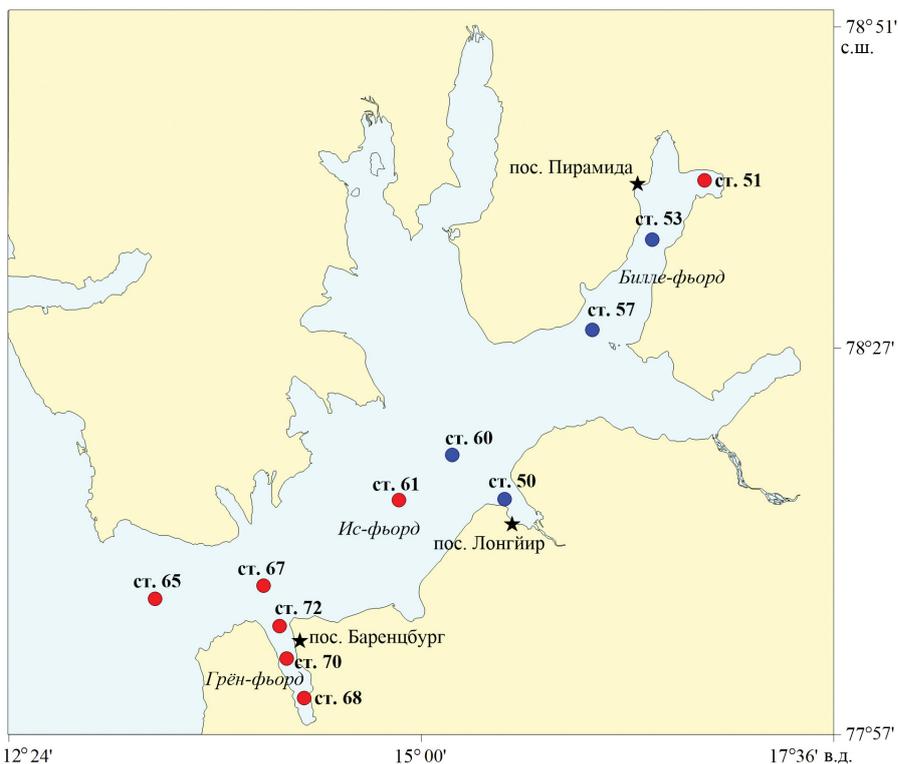


Рис. 1. Карта-схема точек отбора проб в заливах Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грэн-фьорд 21–24 июля 2017 г., рейс НИС «Дальние Зеленцы».

Красные точки — станции отбора проб воды, донных отложений и бентоса; синие точки — станции отбора проб воды

Fig. 1. Location of sampling stations in the Billefjord, Isfjord and Grønfjord, July 21–24, 2017, the cruise of RV “Dalnie Zelentsy”.

Red dots mark stations where water, bottom sediments and benthos were sampled; blue dots mark only water sampling

Отобрано и проанализировано 39 проб воды; 12 проб донных отложений из заливов Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грён-фьорд. По две пробы воды были отобраны с поверхностного, придонного горизонтов, а также из толщи воды на каждой станции. Донные отложения отбирались из поверхностного слоя (0–5 см) во время отбора бентоса с глубин от 86 (ст. 67) до 240 м (ст. 68), в среднем с глубины 166 ± 2 м. Пробы бентоса отбирали из дночерпателя Ван Вина, размывая морской водой грунт на решетке промывочного стола. Выбирали крупных животных, формируя образцы в таком количестве повторностей, сколько было необходимо для набора достаточного количества материала. Определение бентосных организмов выполнено О.Л. Зиминой. Видовую принадлежность полихет определяли по И.А. Жиркову [30], моллюсков, иглокожих сипункулид и др. по Н.С. Гаевской [31].

Содержание ртути во всех образцах воды, донных отложений и морских гидробионтов определяли в химико-аналитической лаборатории Российского научного центра в пос. Баренцбург на арх. Шпицберген (РНЦШ). Пробы морской воды были предварительно законсервированы путем добавления 1 мл концентрированной азотной кислоты и 1 мл раствора перманганата калия на каждые 200 мл образца. Образцы не концентрировались, ртуть в виде паров измеряли напрямую.

Осадки на пяти станциях в заливах Ис-фьорд и Грён-фьорд представляли собой алевриты с незначительным количеством мелкого песка, легкие глинистые осадки характеризовали станцию 51 в заливе Билле-фьорд. Для определения концентрации ртути в донных отложениях образец высушивали до воздушно-сухого состояния и выделяли просеиванием фракцию размером менее 0,25 мм, затем осадки перетирали до однородного состояния. Для извлечения ртути из образца применялся метод прямого пиролиза.

Животных предварительно просушивали фильтровальной бумагой и взвешивали на аналитических весах фирмы AND с погрешностью не более 0,002 г. Отобранные организмы разных видов замораживали при -20 °С. Для мелких организмов были составлены совокупные пробы (2–40 экз.); проба была представлена одной особью для крупных организмов. Отобранные особи моллюсков отличались малыми размерами, организмы целиком вместе с раковиной по одному или несколько помещались в пиролизатор ртутного анализатора. Организмы малых размеров, не превышающих размеры лодочки пиролизатора, помещали в пиролизатор полностью, не растирая. Крупные организмы гомогенизировали перед измерением и анализировали в повторностях. Мелкие биологические объекты, в том числе моллюсков, предварительно гомогенизировали при естественной влажности и анализировали целиком, не подвергая предварительной химической обработке. При установленной температурной программе [29] сжигание организмов происходило полностью, и вся содержащаяся в организме ртуть переходила в газообразное состояние. В процессе исследований было отобрано и проанализировано 89 проб (одиночных и объединенных) биологических объектов из заливов Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грён-фьорд.

Использованный метод измерения валовой концентрации ртути основан на атомизации элемента в пиролизаторе приставки ПИРО-915+ с последующей транспортировкой полученных паров ртути в аналитическую кювету и определением ее концентрации на анализаторе ртути РА-915М методом беспламенной атомной абсорбции. Подробнее методика описана нами ранее [29]. Каждую пробу анализировали минимум в двух повторностях. Предел обнаружения общей ртути составлял

10 нг/л в морской воде, 5 нг/г сух. веса в донных отложениях и 2,5 нг/г сыр. веса в биологических объектах.

В статистическом анализе данных использовали параметрические (дисперсионный анализ ANOVA) и непараметрические (коэффициент корреляции Спирмена r_s и χ^2) методы в зависимости от характера выборочных распределений. Если эмпирическое распределение не соответствовало нормальному, значения преобразовывали путем логарифмирования ($\text{Log}10$) для того, чтобы применить параметрические критерии для проверки статистических гипотез. Для распределений, не соответствующих нормальному закону, приводили значения медианы (Me) в качестве показателя центральной тенденции. Для визуализации особенностей распределения ртути в организмах с разной пищевой специализацией на разных станциях заливов использована двухмерная проекция на основе бикубической интерполяции трехмерных распределений [32].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Ртуть в воде и донных отложениях. Валовые концентрации ртути во всех пробах морской воды были ниже предела обнаружения прибора, т.е. менее 10 нг/л.

Величины валовых концентраций ртути в донных отложениях варьировали на разных станциях исследуемых заливов от 10,4 (ст. 51) до 55,0 (ст. 61) (Me : 44,3 нг/г сух. в.). Наименьшие концентрации ртути отмечены в Билле-фьорде, самые высокие — в Ис-фьорде (рис. 2)

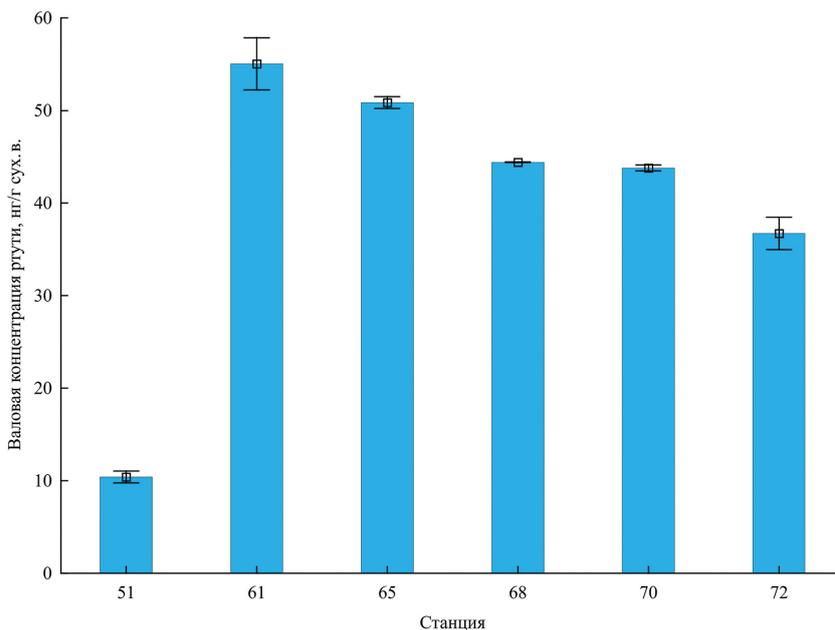


Рис. 2. Медианные концентрации валового содержания ртути в поверхностном слое донных отложений на разных станциях в заливах Западного Шпицбергена в июле 2017 г.

Отрезки — размах величин (минимум — максимум)

Fig. 2. Medians of total mercury concentrations in the surface layer of sediment at different stations in the fiords of Western Spitsbergen in July 2017.

The segments are range (minimum — maximum)

Абсолютные величины концентрации ртути, преобразованные путем логарифмирования на разных станциях и в заливах, варьировали достоверно ($ANOVA: df = 5; F = 127,2; P = 0,0001$). Важнейшими факторами, определяющими поверхностное накопление ртути в донных отложениях Арктического бассейна, являются низкие скорости осадконакопления и смещения осадка, что обуславливает даже при незначительном поступлении этого элемента кумулятивный эффект [33]. Известно также, что гранулометрический состав донных отложений — определяющий фактор накопления многих тяжелых металлов, которые обогащают наиболее тонкодисперсные фракции донных осадков [34]. Самая низкая концентрация ртути была отмечена в донных отложениях Билле-фьорда, несмотря на то, что на этой станции преобладала глинистая, мелкодисперсная фракция. На станциях Ис- и Грэн-фьордов валовое содержание ртути было существенно выше, хотя здесь в донных отложениях присутствовал мелкий песок (см. рис. 2).

Достоверная корреляция между валовой концентрацией ртути в поверхностном слое донных отложений и глубиной в исследованных заливах отсутствовала ($r_s = 0,27; P > 0,05$).

Ртуть в гидробионтах. Данные о содержании ртути в бентосных организмах представлены в таблице. Валовые концентрации ртути в морских беспозвоночных в целом на разных станциях трех заливов варьировали недостоверно ($\chi^2 = 12,5; df = 6; P = 0,0512$).

Анализ разных видов представителей бентосного сообщества показал, что валовые концентрации ртути у полихеты *Maldane sarsi*, детритофага-грунтоеда, варьировали в Ис-фьорде и Грэн-фьорде незначительно ($\chi^2 = 8,0; df = 5; P = 0,1562$), так же как у офиуры *Ophiura sarsii*, собирающего детритофага, в Ис-фьорде ($\chi^2 = 2,9; df = 2; P = 0,2326$). Распределения содержания ртути в моллюсках *Ciliatocardium ciliatum*, сестонофагах-фильтраторах, и полихетах *Pectinaria hyperborea*, собирающих

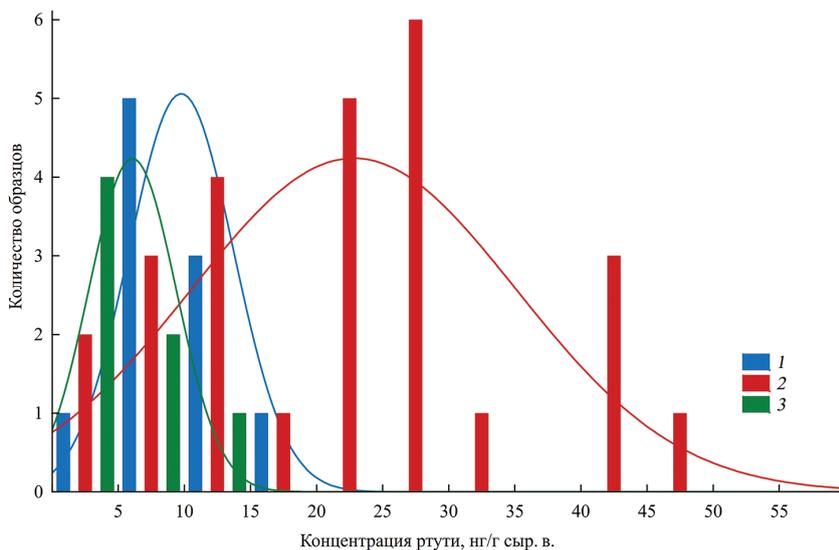


Рис. 3. Распределение валовых концентраций ртути (нг/г сыр. в.) в моллюсках (1), полихетах (2) и офиурах (3) на разных станциях в заливах Западного Шпицбергена в июле 2017 г.

Fig. 3. Distribution of total mercury concentrations (ng/g w.w.) in mollusks (1), polychaetes (2) and ophiuroids (3) at different stations in the fiords of Western Spitsbergen in July 2017

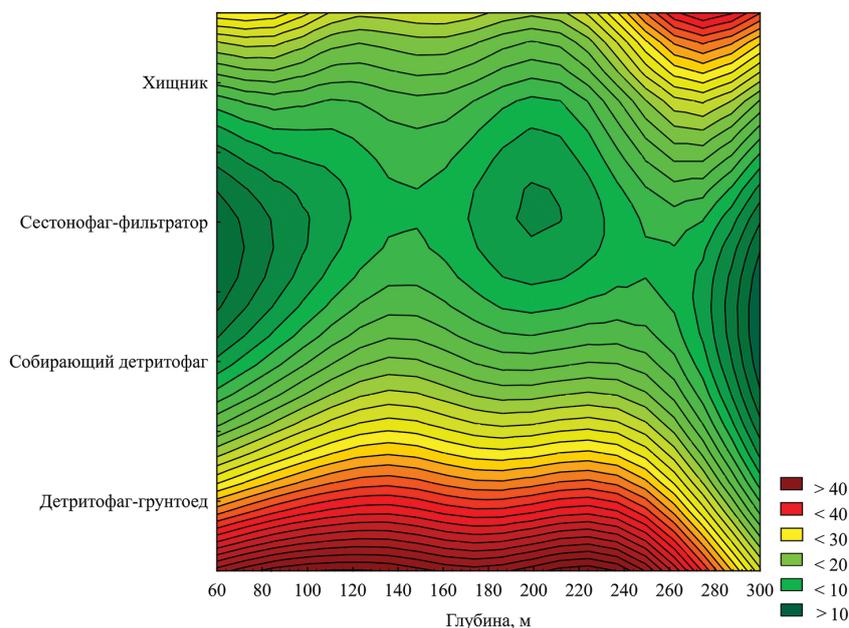


Рис. 4. 2D-контурная проекция трехмерной поверхности (X–Y–Z) преобразованного [по 32] валового содержания ртути в зависимости от трофической группы бентосных организмов и глубины их обитания в заливах Западного Шпицбергена в июле 2017 г. Легенда — уровни концентрации ртути (нг/г сыр. в.)

Fig. 4. 2D-contour projection of 3D surface (X–Y–Z) of transformed total mercury content [by 32] as function of trophic group of benthic organisms and depth of their habitat in the fjords of Western Spitsbergen in July 2017. Legend — levels of mercury concentration (ng/g w.w)

детритофагах, достоверно различались в заливах Ис-фьорд и Грён-фьорд (для обоих видов: $\chi^2 = 4,0$; $df = 1$; $P = 0,0455$). В бентосных организмах Грён-фьорда концентрации были самыми высокими (ст. 72). Распределения концентраций ртути достоверно различались у моллюсков, полихет и офиур ($\chi^2 = 16,1$; $df = 2$; $P = 0,0003$). Полихеты накапливали в своем теле самые высокие концентрации этого металла (рис. 3).

На всех изученных станциях ртуть в большей степени аккумулировали виды детритофаги-грунтоеды; наименьшие концентрации отмечены у сестонофагов-фильтраторов ($\chi^2 = 9,5$; $df = 3$; $P = 0,0234$) (рис. 4).

Сравнение локализации донных осадков и бентосных организмов с максимальными концентрациями ртути показывает, что самым высоким валовым содержанием этого металла характеризовались и донные осадки, и организмы, обитающие на дне Ис-фьорда (ст. 61). Это видно из сопоставления данных таблицы и рис. 1 (карта-схема отбора проб). Двухмерная проекция преобразованных значений валового содержания ртути в зависимости от глубины станции и пищевой специализации бентосных организмов показывает, что ртуть в большей степени аккумулировали детритофаги-грунтоеды практически на всем диапазоне глубин в изученных фьордах. Эти организмы пропускают мягкий грунт через пищеварительный тракт, усваивая таким образом пищу. Относительно высокие валовые концентрации ртути накапливали хищные

Валовое содержание ртути в бентосных организмах (нг/г сыр. в.) на станциях в Билле-фьорде, Ис-фьорде и Грэн-фьорде в июле 2017 г.

Таксон	ТС	Станции							Общее
		51	61	65	67	68	70	72	
Тип Annelida Класс Polychaeta									
<i>Maldania sarsi</i>	Г	-	45,5 42,5-49,2 (2)	30,6 29,1-32,0 (2)	23,9 23,9-23,3 (2)	41,0 41,2-40,8 (2)	28,5 28,1-28,9 (2)	29,1 28,4-29,7 (2)	29,4 23,3-49,2 (12)
<i>Nephtys</i> sp.	Б	-	-	-	-	-	9,8 8,9-10,5 (2)	-	9,8 8,9-10,5 (2)
<i>Nicomache lumbricalis</i>	Г	-	8,7 8,6-8,7 (2)	-	-	-	-	-	8,7 8,6-8,7 (2)
<i>Ophelina cylindricaudata</i>	Г	-	6,7 4,5-9,9 (4)	-	-	-	-	-	6,7 4,5-9,9 (4)
<i>Pectinaria hyperborea</i>	В	-	-	-	14,8 14,3-15,3 (2)	-	-	21,8 21,8-21,9 (2)	18,5 14,3-21,9 (4)
<i>Pherusa plumosa</i>	Г	-	-	-	-	-	-	23,5 21,9-25,0 (2)	23,5 21,9-25,0 (2)
Terebellidae g.sp.	В	-	-	-	-	-	-	13,0 12,4-13,7 (2)	13,0 12,4-13,7 (2)
Тип Mollusca Класс Bivalvia									
<i>Astarte</i> sp.	А	-	-	-	-	8,5 8,3-8,6 (2)	-	-	8,5 8,3-8,6 (2)
<i>Ciliatocardium ciliatum</i>	А	-	-	-	-	5,2 4,5-5,9 (2)	-	15,1 13,6-16,7 (2)	9,5 4,5-16,7 (4)
<i>Serripes groenlandicus</i>	А	-	-	-	-	12,6 11,9-13,4 (2)	-	-	12,6 11,9-13,4 (2)

Окончание таблицы

Таксон	ТС	Станции							Общее
		51	61	65	67	68	70	72	
<i>Yoldia hyperborea</i>	В	-	-	-	-	-	7,2 6,7-7,6(2)	-	7,2 6,7-7,6(2)
Тип Echinodermata Класс Asterozoidea									
<i>Stenodiscus crispatus</i>	Г	-	25,5 24,9-26,1(2)	-	-	-	-	-	25,5 24,9-26,1(2)
Класс Holothuroidea									
<i>Myriotrochus rinkii</i>	Г	17,5 17,3-17,8(2)	-	-	-	-	-	-	17,5 17,3-17,8(2)
Класс Ophiuroidea									
<i>Ophiosten sericeum</i>	В	9,2 8,9-9,5(2)	-	-	-	-	-	-	9,2 8,9-9,5(2)
<i>Ophiura sarsii</i>	В	-	10,2 (1)	-	3,9 3,7-4,2(2)	3,0 2,9-3,1(2)	-	-	3,65 2,9-10,2(5)
Тип Sipuncula Класс Sipunculidea									
<i>Golfingia margaritacea</i>	Г	-	-	-	4,3 3,8-4,7(2)	-	-	-	4,3 3,8-4,7(2)

Примечание. Трофический статус (ТС): А — сестонофаг-фильтратор; Б — хищник; В — собирающий детритофаг; Г — детритофаг-грунтоед. Верхняя строка в ячейке — медиана; нижняя строка — минимальное и максимальное значения (объем выборки); прочерк — отсутствие данных, поскольку виды отсутствовали в пробах.

представители бентосного сообщества, которые были отмечены лишь на станции в Грён-фьорде и отсутствовали в других пробах. Наши исследования в весенний период в Грён-фьорде показали, что ртуть больше всего аккумулировали не только хищники 1-го и 2-го порядка (некоторые виды моллюсков и рыб), но и детритофаги-грунтоеды, являющиеся срединными звеньями детритных трофических цепей [29], что можно объяснить способом их питания.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты данного исследования позволяют охарактеризовать некоторые особенности распределения валовых концентраций ртути в морской экосистеме на прибрежной системе залива Ис-фьорд на арх. Шпицберген. Концентрация ртути в водах заливов Билле-фьорд, Ис-фьорд и Грён-фьорд была менее 10 нг/л, как и в Грён-фьорде весной 2016 г. [29]. При этом предельно допустимая концентрация в природной воде рыбохозяйственного назначения составляет 10 нг/л. В мелкозернистой фракции донных отложений самые высокие валовые концентрации ртути были отмечены в Ис-фьорде (55,0 нг/г сух. в.). Это объясняется высокой адсорбционной способностью пелитовых и алевроито-пелитовых осадков по отношению к тяжелым металлам [33, 34], а также режимом течений, аккумуляции наносов и др. факторами. В целом концентрация ртути в поверхностном слое донных осадков во всех обследованных заливах была достаточно низкой (медианное значение 44,3 нг/г сух. в.). Фактически концентрация ртути не изменилась за 25 лет, если сравнивать с величинами концентраций, зарегистрированных в летний период 1993 г. в Ис-фьорде и Грён-фьорде [35], а именно: 50–60 нг/г сух. в. Содержание ртути в донных осадках было также близко к величинам, отмеченным в Грён-фьорде весной 2016 г. [29].

Как известно [36], особенности аккумуляции загрязняющих веществ в донных отложениях мелководных заливов Шпицбергена зависят не только от уровня их поступления из глобальных и локальных источников, процессов осадконакопления, но и от активности бентосных организмов. Содержание ртути в гидробионтах в исследуемых заливах было относительно низким, достигая самых высоких величин в Ис-фьорде. Распределение гидробионтов бентосного сообщества по валовому содержанию ртути в системе Ис-фьорда в целом подчинялось общей закономерности: ртуть в большей степени накапливали организмы более высоких трофических уровней (детритофаги-грунтоеды и хищники), как это было показано в предыдущих исследованиях в Конгс-фьорде и Грён-фьорде на Шпицбергене [8, 29]. Летом 2017 г. самые высокие концентрации ртути были обнаружены в бентосных организмах детритофагах-грунтоедах, таких как полихеты *Maldania sarsi*, *Pectinaria hyperborea* и *Pherusa plumosa*, тогда как самые низкие были характерны для гидробионтов более низкого трофического уровня, таких как сестонофаги-фильтраторы *Astarte sp.*, *Ciliatocardium ciliatum* и *Serripes groenlandicus*.

Не только в весенний период [29], но и летом концентрация ртути в поверхностном слое донных отложений и гидробионтах, бентосных беспозвоночных, зависела от близости к источникам поступления ртути и гидрологических процессов, происходящих в заливах. Так, относительно высокий уровень накопления ртути отмечен в гидробионтах вблизи пос. Баренцбург (Грён-фьорд, ст. 72), где наблюдали самый высокий уровень локального загрязнения в весенний период [29].

В целом же содержание ртути в воде, донных осадках и бентосных организмах заливов системы Ис-фьорда было относительно низким (менее 10 нг/л, 10–

60 нг/г сух. в. и 3–50 нг/г сыр. в. соответственно), однако за пределами данного исследования осталось изучение концентраций наиболее опасных метилированных форм ртути [7, 37] в бентосных организмах. Это — важное направление будущих исследований, поскольку соединения ртути, накапливаясь в морских организмах, не только оказывают на них негативное влияние, но также снижают ценность морских биоресурсов [10, 18, 26–32].

Как было показано на примере Грэн-фьорда, ртуть, накапливающаяся в среде обитания и гидробионтах, поступает в экосистему весной в большей степени путем трансграничного атмосферного переноса, при этом локальные источники загрязнения играют второстепенную роль [29]. Однако в настоящее время активность человека в Арктике увеличивается и, следовательно, его влияние на уязвимые экосистемы Арктики усиливается. Кроме того, меняется структура его активности в высоких широтах, что позволяет прогнозировать возможное усиление вклада в общее загрязнение Арктики от локальных источников загрязнения. В связи с этим исследование аккумуляции токсических соединений, путей их поступления и миграции по трофическим цепям в перспективе должно быть сфокусировано не только на детализации механизмов их трансформации в экосистеме, но и на выявлении новых локальных источников загрязнения.

Благодарности. Исследование выполнено в рамках темы государственного задания ММБИ «Комплексные исследования экосистем фьордов и морей, омывающих архипелаг Шпицберген». Лабораторные исследования проводились в рамках Межведомственной программы научных исследований и наблюдений на архипелаге Шпицберген в 2017 г.

Acknowledgements. This study was supported by Project of MMBI “Integrated studies of ecosystems of fjords and seas surrounding the Svalbard archipelago”. The analytical work was performed via the Inter-institutional program for research and monitoring on Spitsbergen Archipelago in 2017.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Furness R.W. Heavy metals in the marine environment. CRCPress, Boca Raton, FL, 1990. 262 p.
2. Wiener J.G. Mercury exposed: advances in environmental analysis and ecotoxicology of a highly toxic metal // Environ. Toxicol. Chem. 2013. V. 32. P. 2175–2178. doi:10.1002/etc.2333
3. Dietz R., Outridge P.M., Hobson K.A. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals — a review // Sci. Total Environ. 2009. V. 407 (24). P. 6120–6131. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.08.036
4. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, 2011. 193 p.
5. AMAP/UNEP, 2013: Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013.

REFERENCES

1. Furness R.W. Heavy metals in the marine environment. CRCPress, BocaRaton, FL, 1990: 262 p.
2. Wiener J.G. Mercury exposed: advances in environmental analysis and ecotoxicology of a highly toxic metal. Environ. Toxicol. Chem. 2013, 32: 2175–2178. doi:10.1002/etc.2333
3. Dietz R., Outridge P.M., Hobson K.A. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals — a review. Sci. Total Environ. 2009, 407 (24): 6120–6131. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.08.036
4. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, 2011: 193 p.
5. AMAP/UNEP, 2013: Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013.

- Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 2013. 263 p.
6. Obrist D., Agnan Y., Jiskra M., Olson C.L., Colegrove D.P., Hueber J., Moore C.W., Sonke J.E., Helmig D. Tundra uptake of atmospheric elemental mercury drives Arctic mercury pollution // *Nature*. 2017. V. 547. P. 201–204. doi:10.1038/nature22997
7. Campbell L.M., Norstrom R.J., Hobson K.A., Muir D.C., Backus S., Fisk A.T. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay) // *Sci. Total Environ.* 2005. V. 351. P. 247–263. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.043
8. Jæger I., Hop H., Gabrielsen G.W. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard // *Sci. Total Environ.* 2009. V. 407 (6). P. 4744–4751. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.04.004
9. Rigét F., Braune B., Bignert A., Wilson S., Aars J., Born E., Dam M., Dietz R., Evans M., Evans T., Gamberg M. Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update // *Sci. Total Environ.* 2011. V. 409. P. 3520–3526. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.05.002
10. Ruus A., Øverjordet I.B., Braaten H.F.V., Evenset A., Christensen G., Heimstad E.S., Gabrielsen G.W., Borgå K. Methylmercury biomagnification in an Arctic pelagic food web // *Environ. Toxicol. Chem.* 2015. V. 34 (11). P. 2636–2643. doi:10.1002/etc.3143
11. Fort J., Grémillet D., Traisnel G., Amélineau F., Bustamante P. Does temporal variation of mercury levels in Arctic seabirds reflect changes in global environmental contamination, or a modification of Arctic marine food web functioning? // *Environmental Pollution*. 2016. V. 211. P. 382–388. doi:10.1016/j.envpol.2015.12.061
12. Pomerleau C., Stern G.A., Pučko M., Foster K.L., Macdonald R.W., Fortier L. Pan-Arctic concentrations of mercury and stable isotope ratios of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) in marine zooplankton // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 551. P. 92–100. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.04.004
13. Soerensen A.L., Jacob D.J., Schartup A.T., Fisher J.A., Lehnerr I., St Louis V.L., Heimbürger L.-E., Sonke J.E., Krabbenhoft D.P., Sunderland E.M. A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean // *Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 2013: 263 p.*
6. Obrist D., Agnan Y., Jiskra M., Olson C.L., Colegrove D.P., Hueber J., Moore C.W., Sonke J.E., Helmig D. Tundra uptake of atmospheric elemental mercury drives Arctic mercury pollution. *Nature*. 2017, 547: 201–204. doi:10.1038/nature22997
7. Campbell L.M., Norstrom R.J., Hobson K.A., Muir D.C., Backus S., Fisk A.T. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Sci. Total Environ.* 2005, 351: 247–263. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.043
8. Jæger I., Hop H., Gabrielsen G.W. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Sci. Total Environ.* 2009, 407 (6): 4744–4751. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.04.004
9. Rigét F., Braune B., Bignert A., Wilson S., Aars J., Born E., Dam M., Dietz R., Evans M., Evans T., Gamberg M. Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update. *Sci. Total Environ.* 2011, 409: 3520–3526. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.05.002
10. Ruus A., Øverjordet I.B., Braaten H.F.V., Evenset A., Christensen G., Heimstad E.S., Gabrielsen G.W., Borgå K. Methylmercury biomagnification in an Arctic pelagic food web. *Environ. Toxicol. Chem.* 2015, 34 (11): 2636–2643. doi:10.1002/etc.3143
11. Fort J., Grémillet D., Traisnel G., Amélineau F., Bustamante P. Does temporal variation of mercury levels in Arctic seabirds reflect changes in global environmental contamination, or a modification of Arctic marine food web functioning? *Environmental Pollution*. 2016, 211: 382–388. doi:10.1016/j.envpol.2015.12.061
12. Pomerleau C., Stern G.A., Pučko M., Foster K.L., Macdonald R.W., Fortier L. Pan-Arctic concentrations of mercury and stable isotope ratios of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) in marine zooplankton. *Sci. Total Environ.* 2016, 551: 92–100. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.04.004
13. Soerensen A.L., Jacob D.J., Schartup A.T., Fisher J.A., Lehnerr I., St Louis V.L., Heimbürger L.-E., Sonke J.E., Krabbenhoft D.P., Sunderland E.M. A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean. *Global*

- Global Biogeochemical Cycles. 2016. V. 30 (4). P. 560–575. doi:10.1002/2015GB005280
14. *Alexander V.* The influence of the structure and function of the marine food web on the dynamics of contaminants in Arctic Ocean ecosystems // *Sci. Total Environ.* 1995. V. 161. P. 593–603. doi: 10.1016/0048-9697(95)04394-G
15. Mercury: environmental aspects. Environmental health criteria 86. Geneva: WHO, 1989. 115 p.
16. Methylmercury. Environmental health criteria 101. Geneva: WHO, 1990. 144 p.
17. *Dietz R., Riget F., Johansen P.* Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals // *Sci. Total Environ.* 1996. V. 186 (1). P. 67–93.
18. *Atwell L., Hobson K.A., Welch H.E.* Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis // *Environ. Toxicol. Chem.* 1998. V. 55 (5). P. 1114–1121.
19. *Booth S., Zeller D.* Mercury, food webs, and marine mammals: implications of diet and climate change for human health // *Environmental Health Perspectives.* 2005. V. 113. P. 521–526. doi:10.1289/ehp.7603
20. *Hallanger I.G., Ruus A., Herzke D. Warner N.A., Evenset A., Heimstad E.S., Gabrielsen G.W., Borga K.* Influence of season, location, and feeding strategy on bioaccumulation of halogenated organic contaminants in Arctic marine zooplankton // *Environ. Toxicol. Chem.* 2011. V. 30. P. 77–87. doi: 10.1002/etc.362
21. *Bidleman T.F., Stern G.A., Tomy G.T.* Scavenging amphipods: Sentinels for penetration of mercury and persistent organic chemicals into food webs of the deep Arctic Ocean // *Environ. Sci. Technol.* 2013. V. 47. P. 5553–5561. doi: 10.1021/es304398j
22. *Dietz R., Sonne C., Basu N.* What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 443. P. 775–790.
23. *Øverjordet I.B., Altin D., Berg T.* Acute and sub-lethal response to mercury in Arctic and boreal calanoid copepods // *Aquatic Toxicology.* 2014. V. 155. P. 160–165. doi:10.1016/j.aquatox.2014.06.019
24. *Gray J.S.* Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist // *Marine Pollution Bulletin.* 2002. V. 45 (1–12). P. 46–52. doi:10.1016/S0025-326X(01)00323-X
- Biogeochemical Cycles. 2016, 30 (4): 560–575. doi:10.1002/2015GB005280
14. *Alexander V.* The influence of the structure and function of the marine food web on the dynamics of contaminants in Arctic Ocean ecosystems. *Sci. Total Environ.* 1995, 161: 593–603. doi: 10.1016/0048-9697(95)04394-G
15. Mercury: environmental aspects. Environmental health criteria 86. Geneva: WHO, 1989: 115 p.
16. Methylmercury. Environmental health criteria 101. Geneva: WHO, 1990: 144 p.
17. *Dietz R., Riget F., Johansen P.* Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. *Sci. Total Environ.* 1996, 186 (1): 67–93.
18. *Atwell L., Hobson K.A., Welch H.E.* Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. *Environ. Toxicol. Chem.* 1998, 55 (5): 1114–1121.
19. *Booth S., Zeller D.* Mercury, food webs, and marine mammals: implications of diet and climate change for human health. *Environmental Health Perspectives.* 2005, 113: 521–526. doi:10.1289/ehp.7603
20. *Hallanger I.G., Ruus A., Herzke D. Warner N.A., Evenset A., Heimstad E.S., Gabrielsen G.W., Borga K.* Influence of season, location, and feeding strategy on bioaccumulation of halogenated organic contaminants in Arctic marine zooplankton. *Environ. Toxicol. Chem.* 2011, 30: 77–87. doi: 10.1002/etc.362
21. *Bidleman T.F., Stern G.A., Tomy G.T.* Scavenging amphipods: Sentinels for penetration of mercury and persistent organic chemicals into food webs of the deep Arctic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47: 5553–5561. doi: 10.1021/es304398j
22. *Dietz R., Sonne C., Basu N.* What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? *Sci. Total Environ.* 2013, 443: 775–790.
23. *Øverjordet I.B., Altin D., Berg T.* Acute and sub-lethal response to mercury in Arctic and boreal calanoid copepods. *Aquatic Toxicology.* 2014, 155: 160–165. doi:10.1016/j.aquatox.2014.06.019
24. *Gray J.S.* Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin.* 2002, 45 (1–12): 46–52. doi:10.1016/S0025-326X(01)00323-X

25. Morel F. M., Kraepiel A. M., Amyot M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury // Annual review of ecology and systematics. 1998. V. 29 (1). P. 543–566. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543
26. Savinova T. N., Gabrielsen G. W., Falk-Petersen S. Chemical pollution in the Arctic and sub-arctic marine ecosystems: an overview of current knowledge // NINA-fagrapport. 1995. № 1. 68 p.
27. Pacyna E.G., Pacyna J., Sundseth K., Munthe J., Kindbom K., Wilson S., Steenhuisen F., Maxson P. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020 // Atm. Environ. 2010. V. 44. P. 2487–2499. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.009
28. Granberg M.E., Ask A., Gabrielsen G.W. Local contamination in Svalbard: overview and suggestions for remediation actions. NorskPolarinstitutt, 2017. 49 p.
29. Лебедева Н.В., Зимина О.Л., Фатеев Н.Н., Никулина А.Л., Берченко И.В., Мецержков Н.И. Ртуть в гидробионтах и среде обитания Грөнфьорда (Западный Шпицберген) ранней весной // Геохимия. 2018. № 4. С. 351–362. doi: 10.7868/S0016752518040052
30. Жирков И.А. Полихеты Северного Ледовитого океана. М.: Изд. Янус-К, 2001. 632 с.
31. Гаевская Н.С. (ред.) Определитель фауны и флоры северных морей СССР. М.: Советская наука, 1948. 736 с.
32. Квасов Б.И. Методы изометрической аппроксимации сплайнами. М.: Физматлит, 2006. 360 с.
33. Gobeil C., Macdonald R.W., Smith J.N. Mercury profiles in sediments of the Arctic Ocean basins // Environmental Science & Technology. 1999. V. 33 (23). P. 4194–4198. doi: 10.1021/es990471p
34. Даувальтер В.А. Факторы формирования химического состава донных отложений. Мурманск: Изд-во МГТУ, 2002. 75 с.
35. Holte B., Dahle S., Gulliksen B., Næs K. Some macrofaunal effects of local pollution and glacier-induced sedimentation, with indicative chemical analyses, in the sediments of two Arctic fjords // Polar Biology. 1996. V. 16. P. 549–557. doi: 10.1007/BF02329051
25. Morel F. M., Kraepiel A. M., Amyot M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. Annual review of ecology and systematics. 1998, 29 (1): 543–566. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543
26. Savinova T. N., Gabrielsen G. W., Falk-Petersen S. Chemical pollution in the Arctic and sub-arctic marine ecosystems: an overview of current knowledge. NINA-fagrapport. 1995, 1: 68 p.
27. Pacyna E.G., Pacyna J., Sundseth K., Munthe J., Kindbom K., Wilson S., Steenhuisen F., Maxson P. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. Atm. Environ. 2010, 44: 2487–2499. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.009
28. Granberg M.E., Ask A., Gabrielsen G.W. Local contamination in Svalbard: overview and suggestions for remediation actions. NorskPolarinstitutt, 2017: 49 p.
29. Lebedeva N.V., Zimina O.L., Fateev N.N., Nikulina A.L., Berchenko I.V., Meshcheryakov N.I. Mercury in hydrobionts and their habitat in Grönfjorden, West Spitsbergen, in Early Springtime. Geochemistry. International. 2018, 5 (4): 332–343. doi: 10.1134/S0016702918040031
30. Zhirkov I.A. Polikhety Severnogo Ledovitogo okeana. Polychaetes of the Arctic Ocean. Moscow: Janus-K, 2001: 632 p. [In Russian].
31. Gaevskaja N.S. (Ed.) *Opredelitel' fauny i flory severnyh morej SSSR*. Key-identifier of fauna and flora of the northern seas of the USSR. Moscow: Soviet science, 1948: 736 p. [In Russian].
32. Kvasov B.I. *Metody izometricheskoj approksimacii splajnami*. Methods of isogeometric approximation by splines. Moscow: Fizmatlit, 2006: 360 p. [In Russian].
33. Gobeil C., Macdonald, R.W., Smith, J.N. Mercury profiles in sediments of the Arctic Ocean basins. Environmental Science & Technology. 1999, 33 (23): 4194–4198. doi: 10.1021/es990471
34. Dauval'ter V.A. *Factory formirovaniya khimicheskogo sostava donnykh otlozheniy*. Factors of formation of the chemical composition of the sediment. Murmansk: MSTU Publ. 2002: 75 p. [In Russian].
35. Holte B., Dahle S., Gulliksen B., Næs K. Some macrofaunal effects of local pollution and glacier-induced sedimentation, with indicative chemical analyses, in the sediments of two Arctic fjords. Polar Biology. 1996, 16: 549–557. doi: 10.1007/BF02329051

36. *Konovalov D., Renaud P.E., Berge J., Voronkov A.Y., Cochrane S.K.J.* Contaminants, benthic communities, and bioturbation: potential for PAH mobilisation in Arctic sediments // *Chemistry and Ecology*. 2010. V. 26 (3). P. 197–208. doi: 10.1080/02757541003789058
37. *Bloom N.S.* On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1992. V. 49. P. 1010–1017.
36. *Konovalov D., Renaud P.E., Berge J., Voronkov A.Y., Cochrane S.K.J.* Contaminants, benthic communities, and bioturbation: potential for PAH mobilisation in Arctic sediments. *Chemistry and Ecology*. 2010, 26 (3): 197–208. doi: 10.1080/02757541003789058
37. *Bloom N.S.* On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1992, 49: 1010–1017.