

Морские, речные и озёрные льды

УДК 628.19 (551.32)+502/504

doi: 10.15356/2076-6734-2018-1-105-116

Факторы, влияющие на процессы сульфатредукции и метилирования ртути во льдах реки Амур

© 2018 г. Л.М. Кондратьева¹, Д.В. Андреева^{1*}, Е.М. Голубева²¹Институт водных и экологических проблем, Дальневосточное отделение РАН, Хабаровск, Россия;²Институт тектоники и геофизики, Дальневосточное отделение РАН, Хабаровск, Россия

*freckles2008@yandex.ru

Factors affecting the conditions of sulfate reduction and mercury methylation in the River Amur ice

L.M. Kondratyeva¹, D.V. Andreeva^{1*}, E.M. Golubeva²¹Institute of Water and Ecological Problems, Far East Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk, Russia;²Institute of Tectonics and Geophysics, Far East Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk, Russia

*freckles2008@yandex.ru

Received November 14, 2016

Accepted March 27, 2017

Keywords: Amur River, biogeochemical processes, ice, mercury, methylation, microorganism, organic matter, sulfate reduction.

Summary

Results of the layer-by-layer studies of distribution of organic matter (OM) and mercury in ice cores sampled from the Amur River near the Khabarovsk city: its mainstream and the Pemzenskaya and Amurskaya branches, are presented. Comprehensive investigation of ice performed at the end of the freeze-up period allows making a retrospective analysis of the river ecosystem pollution during winter. Analysis of the total content of dissolved organic substances and aromatic compounds, determining a level of humification of the aquatic environment, was carried out with a spectrophotometer Shimadzu UV-3600 at 254 and 275 nm. The mercury content was determined by inductively coupled plasmamass spectrometry (ICP-MS). The number of cultured heterotrophic bacteria, sulfate-reducing bacteria (SRB) and their resistance to mercury (0.0005 and 0.001 mg/L) were used as indicators of biogeochemical processes going on in vitro. The maximum resistance to mercury at concentration of 0.001 mg/l was revealed from the sulfate-reducing bacteria in cores taken from the upper ice layer (0-10 cm) near the right bank of the Amurskaya branch. Periodical high mercury contamination of ice (up to 0.71 mkg/L) is estimated as a risk factor. In Pemzenskoy branch, the main factors for the mercury methylation in the ice were fine detritus, coming at the reservoir discharges, and the SRB resistant to mercury. These microorganisms were found in upper layers of the ice (10-35 cm) near the left bank and in the middle of the water stream (60–80 cm). A layer of ice (70–117 cm) with conditions also favourable for the sulfate reduction and the mercury methylation had been revealed in the mainstream of the Amur River near its right bank that is the cross-boundary area in the zone of influence of the Songhua river runoff. Among these conditions are high levels of OM, the presence of heterotrophic bacteria, which are destructors of high-molecular compounds, the potential producers of metabolites with methyl radicals, and the activity of the SRB resistant to mercury.

Citation: Kondratyeva L.M., Andreeva D.V., Golubeva E.M. Factors affecting the conditions of sulfate reduction and mercury methylation in the River Amur ice. *Led i Sneg. Ice and Snow*. 2018, 58 (1): 105–116. [In Russian]. doi: 10.15356/2076-6734-2018-1-105-116

Поступила 14 ноября 2016 г.

Принята к печати 27 марта 2017 г.

Ключевые слова: Амур, биогеохимические процессы, лёд, метилирование, микроорганизмы, органические вещества, ртуть, сульфатредукция.

Представлены результаты послонного исследования кернов речного льда с использованием спектральных и микробиологических методов. Активность биогеохимических процессов во льдах определяется высокими концентрациями органических веществ (растворённых и в виде детрита), загрязнением водной среды ртутью при формировании ледяного покрова, численностью культивируемых гетеротрофных бактерий и сульфатредуцирующих бактерий. К основным предпосылкам метилирования ртути во льдах р. Амур относятся: поступление из водохранилищ гумифицированных вод и детрита; трансграничное загрязнение летучими ароматическими соединениями; образование бактериальных метаболитов с метильными радикалами; устойчивость сульфатредуцирующих бактерий к ртути.

Введение

Ртуть относится к одному из главных экотоксикантов, негативно влияющих на жизнедеятельность различных групп организмов и здоровье человека [1–3]. Масштабы ртутной проблемы увеличиваются в связи с ростом антропогенного воздействия на загрязнение природной среды [4, 5]. Загрязнение атмосферы, почв, лесных массивов и водных экосистем обеспечивает быструю циркуляцию ртути [6, 7]. Риск ртутного загрязнения зависит от многих факторов, в том числе от формы нахождения этого металла в окружающей среде [8, 9], включая воду и донные отложения. Самая токсичная форма ртути – метилртуть (CH_3Hg^+). Несмотря на существование абиотического метилирования, оно имеет минимальное значение по сравнению с биологическим метилированием. Согласно данным различных исследователей, основными метилаторами ртути могут выступать сульфат- и железоредуцирующие бактерии, а также метанотрофные бактерии, способные использовать различные низкомолекулярные источники углерода [10]. В результате биогеохимических процессов, включая микробиологическую деструкцию растительных остатков и гуминовых веществ почв, ртуть переходит в метилированную форму, что увеличивает её миграционную способность, поступление в толщу воды и накопление гидробионтами.

Экспериментально показано, что растворённые органические вещества, ионы Fe^{2+} , Cl^- и SO_2^{-4} играют более значимую роль в метилировании ртути по сравнению с рН или Eh [11]. Возрастание миграционной способности ртути связывают с микробиологической активностью в присутствии органических веществ (ОВ) [12]. Известно, что в качестве ключевого микробиологического метилатора ртути во многих водных системах выступают сульфатредуцирующие бактерии, способные окислять разные источники углерода при температуре 0°C [13]. Установлено, что железоредуцирующие бактерии также играют важную роль в метилировании ртути в окружающей среде. Например, *Geobacter metallireducens* и *Geobacter sulfurreducens* метилировали ртуть с помощью либо фумарата, либо нитрата, а восстановление железа не играло ведущей роли в поведении ртути [14].

Бактерии, имеющие специализированные гены по переносу метильных групп, занимают разнообразные экологические ниши, вызывая гло-

бальные масштабы метилирования ртути как в анаэробных условиях, так и при лимите кислорода [15]. Известны бактерии в составе перифитона, которые не относятся к метилаторам ртути как сульфатредуцирующие бактерии, но они способны накапливать CH_3Hg^+ в своей биомассе [16]. Потенциал для метилирования ртути имеют различные микробные сообщества водных экосистем, почвы различных регионов, заболоченные участки, зоны многолетнемерзлых образований и рисовые поля [17]. Исследования миграции и трансформации ртути во льдах и снеге проводили главным образом в арктических условиях [18] и при загрязнении льда в полярном регионе [19]. Есть сведения, что ртуть может метилироваться в снеге [20, 21]. Из арктического снега и льда выделены ртутьрезистентные микроорганизмы [22]. При исследовании многолетнемерзлых образований установлено, что метаболическая активность микроорганизмов может сохраняться при -20°C [23].

В Приамурье к источникам ртутного загрязнения отнесены промышленные центры (города Хабаровск, Амурск, Комсомольск-на-Амуре) и сток р. Сунгари (территория Китая). Значительное накопление тяжёлых металлов и ртути зарегистрировано в поверхностном слое донных отложений устьевых зон рек Амура [24], Буреи и Зеи, в бассейнах которых созданы водохранилища [25]. Довольно остро стоит вопрос о загрязнении природной среды ртутью в Китае [5, 26] и непосредственно р. Сунгари [27]. Сезонные исследования, выполненные в 2012–2014 гг. Краевым центром экологического мониторинга и прогнозирования чрезвычайных ситуаций Хабаровского края, показали, что в весенний период в воде р. Амур содержание ртути увеличивается до 2–3 ПДК. Особое значение ртутная проблема приобретает из-за трансграничного загрязнения р. Амур стоком рек Сунгари и Уссури (Китай), зимних сбросов с водохранилищ и весеннего выноса льдов в прибрежные акватории Дальневосточных морей [28, 29]. В зимний период метилированию ртути в р. Амур могут способствовать лимит кислорода, сброс недостаточно очищенных сточных вод, питание подземными железосодержащими водами и процессы сульфатредукции в донных отложениях. Остаётся открытым вопрос о поведении ртути в толще льда.

Цель нашей работы – исследование послыдного распределения органических веществ и

сульфатредуцирующих бактерий, устойчивых к ионам ртути в кернах льда, отобранных в районе Хабаровского водного узла (основное русло р. Амур, Пемзенская и Амурская протоки).

Объекты и методы исследования

Пробы льда отобраны в конце ледостава 2013–2014 гг. сотрудниками Института водных и экологических проблем ДВО РАН во время зимней экспедиции под руководством А.Н. Махинова на трёх створах в районе Хабаровского водного узла: створ I – Амурская протока; створ II – Пемзенская протока; створ III – основное русло р. Амур (рис. 1). Керна льда получали с помощью кольцевого бура с внутренним диаметром 16 см по поперечному профилю водотока. В Амурской и Пемзенской протоках образцы отбирали в 50 м от берегов и на середине реки. В р. Амур взято несколько кернов льда. Для спектральных и микробиологических исследований использованы следующие керны льда: керн 1 (0,9 м) – 80 м от правого берега; керн 4 (2,0 м) – 280 м от этого берега; керн 5 (1,4 м) – 357 м от правого берега; керн 13 (1,32 м) – 20 м от левого берега. Распил кернов льда на слои вели с учётом его неоднородной структуры на очищенном от снега льду, затем он хранился в морозильной камере при температуре $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Для химического и микробиологического анализов использованы расплавы разных слоёв льда. Пробы льда расплавляли при комнатной температуре с соблюдением правил асептики. Лёд помещали в стерильные стаканы с крышками. Численность культивируемых гетеротрофных бактерий определяли путём посева 0,1 мл расплава льда на разбавленный в 10 раз рыбопептонный агар методом предельных разведений с последующим пересчётом на 1 мл талой воды и выражали в колониеобразующих единицах – КОЕ/мл. Численность сульфатредуцирующих бактерий определяли методом глубинного посева 1 мл расплава на агаризованную среду Морриса следующего состава, г/л: дистиллированная вода – 1; рыбный питательный агар – 3,5; пептон – 1; NaCl – 0,5; CH_3COORb – 10; агар-агар – 20. Для определения активности роста сульфатредуцирующих бактерий использовали жидкую питательную среду, в ко-

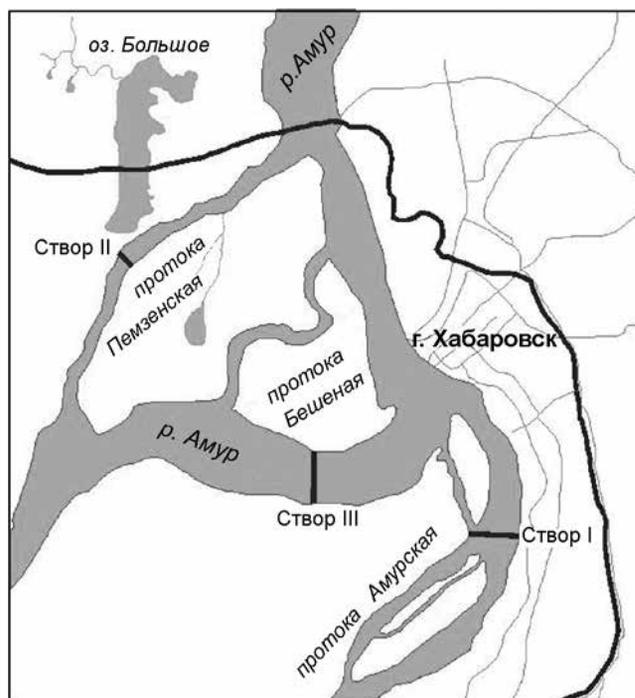


Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб льда
Fig. 1. Scheme of ice sampling points

торую входили, г/л: дистиллированная вода – 1; K_2HPO_4 – 1; NH_4Cl – 1; $\text{CaCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}$ – 0,1; $\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ – 2; лактат натрия ($\text{C}_3\text{H}_5\text{NaO}_3$) – 3,5; дрожжевой экстракт – 1; $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,5; pH = 7,4. В качестве восстановителя добавляли несколько капель 1%-го раствора сульфида натрия. Вносили 1 мл инокулята в виде расплава льда к 10 мл питательной среды и культивировали в течение семи суток. Активность роста сульфатредуцирующих бактерий на лактате оценивали фотометрически на КФК-3-01 по изменению оптической плотности культуральной жидкости при 490 нм. Для определения устойчивости сульфатредуцирующих бактерий к ионам ртути использовали водорастворимую соль HgNO_3 в двух концентрациях: 0,0005 и 0,001 мг/л.

Определение органических веществ проводили на спектрофотометре Shimadzu UV-3600 (Япония) при двух длинах волн: 254 и 275 нм. Это позволило установить суммарное содержание растворённых органических веществ и концентрацию ароматических соединений, влияющих на уровень гумификации водной среды [30]. Перерасчёт на общее содержание органического углерода (мг/л) вели по калибровочной кривой. Летучие органические вещества анализировали

методом газовой хроматографии (газовый хроматограф Shimadzu GC-2010 с пламенно-ионизационным детектором) согласно ISO 11423-1 (аналитик А.Г. Жуков). Концентрацию ртути анализировали на эмиссионном спектрометре с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS) фирмы «Perkin Elmer» (США) методом Total Quant. В микробиологических исследованиях использовали три повторности. Статистическую обработку данных выполняли с помощью пакета программ STATISTICA 6.0 с определением средних величин и их простых ошибок ($M \pm m$).

Результаты и обсуждение

Послойное исследование льда в конце ледостава позволяет сделать ретроспективный анализ загрязнения речных экосистем в период формирования ледяного покрова [28]. Отбор кернов льда по продольному и поперечному профилям водотоков позволяет оценить характер их загрязнения в пространстве, а послойное исследование льда – во времени за период формирования ледяного покрова. В различных слоях льда можно идентифицировать органические вещества природного и антропогенного происхождения, которые присутствовали в воде во время формирования конкретного слоя льда, а также продукты бактериального метаболизма.

Содержание органических веществ во льдах. В результате многолетних исследований мы установили межгодовое изменение состава ОВ во льдах, но фактически всегда в них присутствовали метилированные соединения. Так, в 2005–2006 гг. после техногенной аварии в Китае во льдах доминировали различные метилированные производные бензола – потенциальные источники метильных радикалов [31]. Зимой 2010/11 г. во всех пробах льда, отобранных вдоль правого берега Амура, присутствовали хлористый метилен и бутилацетат. В некоторых нижних слоях льда, наряду с высокими концентрациями хлористого метилена и бутилацетата, находили изопропилбензол и метилированные производные бензола (*o*- и *p*-ксилолы). Отметим, что хлористый метилен также присутствовал во льдах, отобранных в Пемзенской протоке, но его концентрации были ниже, чем в основном русле р. Амур [29]. При этом в нижних слоях льда установлены более высокие концентрации этилацета-

та, чем в подлёдной воде. Можно предположить, что этот широко распространённый во льдах компонент представляет собой продукт микробиологического разложения высокомолекулярных ОВ различного генезиса, поступивших в период формирования ледяного покрова.

Известно, что увеличение суммарного содержания растворённых органических веществ обычно стимулирует микробную активность и может способствовать синтезу метилртути. Так, после техногенной аварии в Китае в ноябре 2005 г. установлено, что численность микроорганизмов различных физиологических групп существенно увеличивалась в присутствии разнообразных органических веществ, которые аккумулировались в толще льда рек Амур и Сунгари [31, 32]. Образование нерастворимых комплексов с гуминовыми кислотами замедляет трансформацию ртути и создаёт возможность её депонирования, а формирование растворимых комплексов с фульвокислотами ускоряет этот процесс. Высокое содержание ОВ с преобладанием гуминовых кислот, восстановительная среда (дефицит кислорода), нейтральная или слабोकислая среда способствуют процессам алкилирования ртути [12]. Можно предположить, что в подобных условиях существует риск увеличения концентрации подвижной ртути. Так, в устьевых зонах крупных притоков р. Амур (реки Зея и Бурей), характеризующихся повышенным содержанием гуминовых веществ, мы обнаружили активно развивающиеся бентосные сульфатредуцирующие бактерии, а микробное сообщество проявляло устойчивость к солям ртути [33].

Спектрофотометрические исследования расплавов льда в марте 2014 г. показали, что общее содержание растворённых органических веществ ($ОВ_{254nm}$) изменяется в толще льда и по поперечному профилю основного русла р. Амур, и в протоках. Так, на створе Амурской протоки повышенное содержание органических веществ установлено в верхних слоях льда (0–60 см), которые формировались у правого берега. Только здесь во льдах были отмечены небольшие включения бурых частиц и песка. Минимальное содержание ОВ установлено в верхнем слое кристаллического льда, образцы которого отобраны у левого берега (рис. 2, а). Анализ распределения растворённых ОВ во льдах Пемзенской протоки позволил установить слои с их повышенным со-

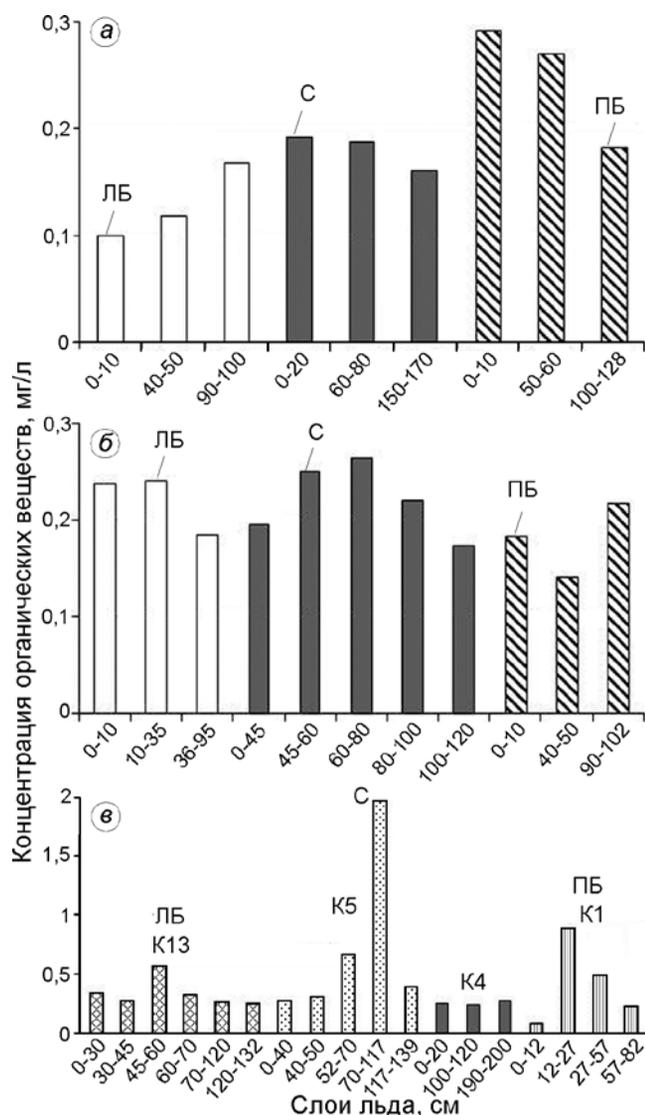


Рис. 2. Содержание растворённых органических веществ в разных слоях льда Амурской протоки (а), Пемзенской протоки (б), в р. Амур по направлению от левого берега к правому (в):

На рис. 2, 3: ЛБ – левый берег; С – середина; ПБ – правый берег; К13 – ядро 13; К5 – ядро 5; К4 – ядро 4; К1 – ядро 1

Fig. 2. Content of dissolved organic matter in the different layers of ice in the Amur channel (a) and Pempzenskaya channel (b), in river Amur from the left bank to the right one (c):

In Fig. 2, 3: ЛБ – left bank; С – middle; ПБ – right bank; К13 – core 13; К5 – core 5; К4 – core 4; К1 – core 1

держанием (см. рис. 2, б). Прежде всего выделяли верхние слои льда (0–35 см) у левого берега и средние слои (45–80 см) в ядре, отобранном на середине протоки. В них присутствовали вкрапления тонкодисперсного детрита и песка, хотя лёд был в основном прозрачным.

Самые существенные различия послойного распределения органических веществ во льдах установлены в основном русле р. Амур (см. рис. 2, в). Абсолютный максимум содержания ОВ характерен для ядра льда, отобранного в 375 м от правого берега в слое 70–117 см с высоким содержанием частиц детрита. Спектральные характеристики расплавов льда, полученные при 275 нм, полностью отражали пространственное распределение общего содержания органических веществ. Это может быть связано с высокой долей ароматических соединений, аккумулярованных во льдах. В основном русле р. Амур в расплавах льда с максимальными показателями абсорбции при 275 нм обнаружены фенол-резистентные бактерии. Такая закономерность установлена ранее во льдах рек Амур и Сунгари после техногенной аварии в Китае [32] при поступлении различных ОВ, в том числе метилированных производных бензола. В период наблюдений содержание растворённых органических веществ в подлёдной воде было существенно выше, чем в расплавах льда. Максимальные значения ОВ зарегистрированы у левого берега на всех трёх створах: Амурская протока – 0,67 мг/л, Пемзенская протока – 0,78 мг/л, р. Амур – 0,84 мг/л. Однако на середине реки, в расплаве льда (слой 70–117 см) с высоким содержанием детрита и растворённых ОВ, показания были выше в 2,2 раза, чем в подлёдной воде. Это может быть связано с зимними сбросами воды с Зейской и Бурейской ГЭС.

Содержание ртути. За 2010–2014 гг. содержание ртути во льдах р. Амур, Амурской и Пемзенской протоки изменялось значительно (табл. 1). В период ледостава 2010–2011 гг. максимальное содержание ртути зафиксировано в нижних слоях льда, отобранного у правого берега в районе центральной набережной г. Хабаровск (0,468 мкг/л). Высокие концентрации ртути характерны для верхних слоёв льда, отобранных в Амурской протоке у правого берега (0,046 мкг/л). В пробах льда из Пемзенской протоки ртуть обнаружена только в нижних слоях у левого берега (0,026 мкг/л). В следующий сезон (ледостав 2011/12 г.) концентрации ртути в р. Амур были ниже. Однако в этот же период в протоке Амурская в нижнем слое льда, отобранном у правого берега, содержание ртути было экстремально высоким за этот период наб-

Таблица 1. Содержание ртути в р. Амур и протоках в районе г. Хабаровск в 2010–2014 гг., мкг/л расплава льда

Период ледостава, годы	Река Амур	Амурская протока	Пемзенская протока
2010/11	0,001–0,468	Менее 0,001–0,046	Менее 0,001–0,026
2011/12	0,001–0,13	0,05–0,71	0,01–0,4
2012/13	Менее 0,001	Не опр.	0,001–0,28
2013/14	Менее 0,001–0,02	Менее 0,001	Менее 0,001–0,02

людений (0,71 мкг/л). В Пемзенской протоке в тот же период также фиксировали высокие концентрации ртути (0,4 мкг/л). Содержание ртути, обнаруженной в р. Амур в поверхностном слое льда у правого берега (0,13 мкг/л), может быть обусловлено её трансграничным поступлением со стоком р. Сунгари с прибрежных территорий Китая с развитым рисоводством. Ледостав в низовье р. Сунгари наступает позднее, чем в р. Амур, поэтому влияние поверхностного стока может продолжаться даже при формировании верхних слоёв амурского льда.

В ледостав 2012/13 г. концентрации ртути в р. Амур снизились, но в Пемзенской протоке они сохранялись на высоком уровне. Отметим, что в послепаводковый период 2013/14 г. установлены минимальные концентрации ртути (0,02 мкг/л), которые были сопоставимы во всех трёх пунктах отбора проб льда. Несмотря на низкие концентрации ртути во льдах, обнаружены устойчивые к этому элементу криомикробоценозы.

Микробные сообщества во льдах. При разработке научных основ прогнозирования и рекомендаций по улучшению качества природных вод в зимний сезон для нормирования сбрасываемых сточных вод в период ледостава во внимание принимают главным образом физико-химические факторы формирования состава льда как физического тела. Традиционно представление, что льды намного чище подлёдной воды [34]. Однако многие представления о криогенных процессах существенно изменяются при использовании микробиологических методов исследования речного льда.

Впервые биоиндикационная роль микробных комплексов, присутствующих во льдах (криомикробоценозы), показана при оценке трансграничного загрязнения р. Амур в период ледостава 2000/01 г. [28]. Были выявлены ярко

выраженные ответные реакции микробных сообществ льда на комплексное воздействие различных факторов: биогенных (развитие водорослей) и абиогенных (присутствие токсичных микропримесей органических веществ и тяжёлых металлов). Высокая численность культивируемых гетеротрофных бактерий отмечена во льдах в зоне влияния стока р. Сунгари, где были сосредоточены различные загрязняющие вещества. Согласно проведённым исследованиям в марте 2014 г., максимальная численность гетеротрофных бактерий была обнаружена в керне льда № 5 в слое 70–117 см, где присутствовали частицы детрита (табл. 2). Высокая численность гетеротрофных бактерий во льдах – одна из важных предпосылок формирования во льдах условий для метилирования ртути специализированными группами бактерий. В этом же слое льда установлена максимальная численность сульфатредуцирующих бактерий и фенолрезистентных бактерий. О высоком содержании гуминоподобных веществ в этом слое льда свидетельствует не только бурая окраска расплава, но и спектральные показатели, при 275 нм отражающие содержание ароматических соединений.

В керне льда, отобранном у левого берега, также обнаружен слой льда (61–70 см) с высоким содержанием гетеротрофных и сульфатредуцирующих бактерий. Если судить по характеристике расплавов, и в керне 5, и в керне 13 присутствовали частицы детрита, которые обеспечивали микробные комплексы значительным содержанием органических веществ различного строения. При активизации процессов деструкции ОВ формировались условия для развития сульфатредуцирующих бактерий. Можно предположить, что присутствие фенолрезистентных бактерий и ароматических соединений создавало предпосылки для образования метилированных интермедиатов. Фактически такие микробиологические показатели характерны для придонных слоёв воды на приплотинном участке водохранилищ. Так, микробиологические и спектрофотометрические исследования качества воды в Зейском водохранилище летом 2013 г. показали, что активные биогеохимические процессы трансформации органических веществ происходят на приплотинном участке [33]. Выше плотины, в поверхностной и придонной воде, где происходит основная седиментация

Таблица 2. Основные физические и микробиологические характеристики кернов льда, отобранных в марте 2014 г. в р. Амур*

Слой льда, см	Послойное описание льда	Гетеротрофные бактерии	Сульфатредуцирующие бактерии
		колониобразующие единицы в 1 мл расплава льда	
<i>Керн 1 – 80 м от правого берега, глубина 8,8 м, толщина льда 0,9 м</i>			
0–12	Белый, матовый, немного песка	1500±180	362,7±50
12–27	Слоёный, рыхлый, неоднородный, тонкая взвесь	13 800±2200	7133,3±1514
28–57	Прозрачный, с серо-чёрными вкраплениями детрита, песок	15 600±3500	943,3±130
58–82	Прозрачный, кристаллический	450±40	168±15,6
<i>Керн 4 – 280 м от правого берега, глубина 6 м, толщина льда 2 м</i>			
0–20	Слоёный: матовый и прозрачный	1760±650	350±22,4
100–120	Полупрозрачный, по диагонали слой песка	3000±100	140±12,4
190–200	Прозрачный, кристаллический, чёрный песок	6600±1400	60±18
<i>Керн 5 – 357 м от правого берега, глубина 4 м, толщина льда 1,4 м</i>			
0–40	Белый, матовый	480±180	178±19
41–50	Полупрозрачный, слоёный с вкраплениями детрита	2500±300	1033,3±152,7
52–69	Серый, с вкраплениями детрита	3200±200	2600±754,9
70–117	Бурый, мутный, много детрита, болотный запах	68 600±1400	25 070±4000
118–139	Прозрачный, монолитный, немного песка	7200±700	338,7±37,8
<i>Керн 13 – 20 м от левого берега, глубина 0,5 м, толщина льда 1,32 м</i>			
0–30	Прозрачный, кристаллический	17 600±4600	298,7±37,8
31–45	Неоднородный, из прозрачных и матовых слоёв	10 900±600	309,7±76,6
46–60	Прозрачный, с мелкими бурыми включениями	19 500±2300	564±61,6
61–70	Полупрозрачный, частицы детрита, песок и мелкий гравий	38 000±1700	1167,6±65
71–120	Прозрачный, кристаллический	35 500±4700	782,7±83,9
121–132	Прозрачный, немного песка	8600±730	246,7±41,6

*Жирным шрифтом выделены максимальные значения численности гетеротрофных и сульфатредуцирующих бактерий.

взвешенных веществ, зарегистрировано высокое содержание растворённых ОВ. Максимальной устойчивостью к загрязнению ионами ртути отличались сульфатредуцирующие бактерии из придонных слоёв воды перед плотиной. Здесь активность сульфатредукторов при концентрации Hg = 0,0005 мг/л увеличивалась в 1,8 раза по сравнению с контролем.

Ранее повышенная резистентность микробных комплексов контактной зоны вода–лёд к ионам ртути и свинца отмечена на створе с. Ленинское, ближе к правому китайскому берегу (ниже устья р. Сунгари). Сравнительный анализ чувствительности отдельных штаммов к ионам тяжёлых металлов показал, что гетеротрофные бактерии, выделенные из льда в районе с. Ленинское, выдерживали достаточно высокие концентрации солей ртути, свинца и кадмия (до 0,1 г/л). Рост микроорганизмов, выделенных на контрольном створе выше устья р. Сунгари,

ингибировали более низкие концентрации этих металлов (0,001 г/л.) [28].

Устойчивость сульфатредуцирующих бактерий к ртути. В 2014 г. были проведены исследования устойчивости к ртути у сульфатредуцирующих бактерий – потенциальных участников метилирования ртути. Для определения устойчивости этих бактерий к ртути *in vitro* использовали только те слои льда, в которых было зарегистрировано высокое содержание растворённых органических веществ. Исходили из известного положения, что растворённые органические вещества связаны с процессом микробиологической трансформации ртути, а риски повышенного содержания метилртути в рыбе и беспозвоночных положительно коррелируют с растворённым органическим веществом. В эксперименте использованы две концентрации ртути: 0,0005 и 0,001 мг/л. Установлено, что максимальную устойчивость к ртути при концент-

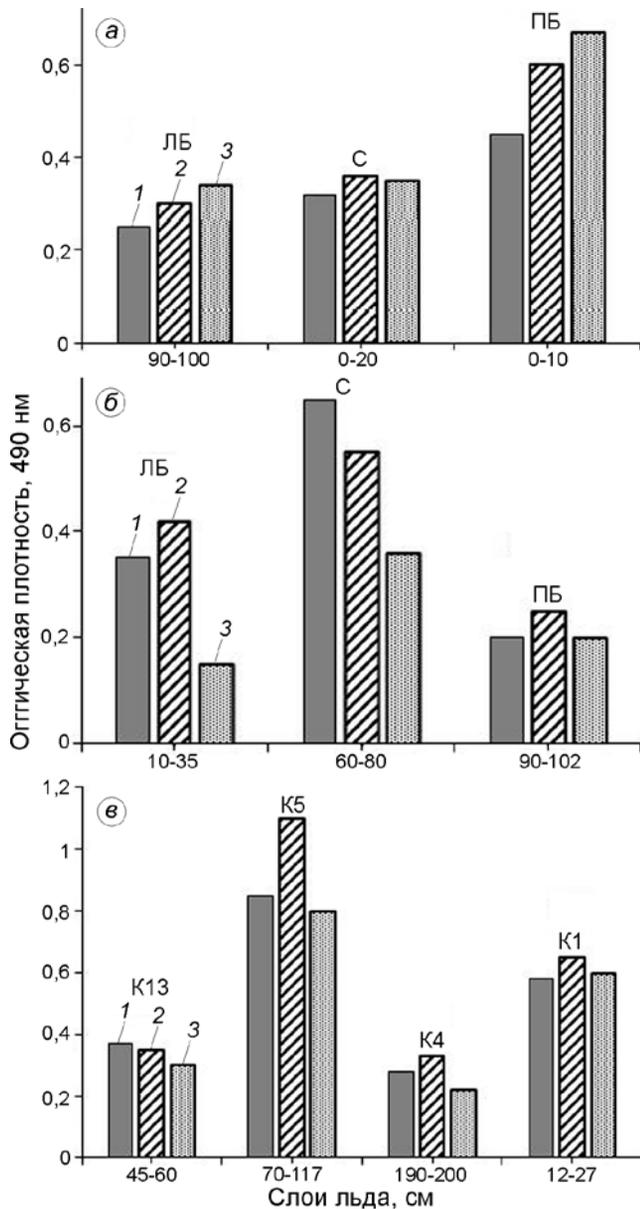


Рис. 3. Влияние ртути на рост сульфатредуцирующих бактерий в разных слоях льда Амурской протоки (а), Пемзенской протоки (б), р. Амур (в): 1 – лактат; 2 – лактат + 0,0005 мг/л Hg²⁺; 3 – лактат + 0,001 мг/л Hg²⁺

Fig. 3. Mercury effects on the growth of sulfate-reducing bacteria from different layers of ice in the Amurskaya channel (a), Pemzenskaya channel (b), in the Amur River (c): 1 – lactate; 2 – lactate + 0,0005 mg/l Hg²⁺; 3 – lactate + 0,001 mg /l Hg²⁺

рации 0,001 мг/л проявляли сульфатредуцирующие бактерии из поверхностного слоя льда 0–10 см в керне, отобранном у правого берега Амурской протоки (рис. 3, а). Качество воды в Амурской протоке во многом определяется ус-

ловиями формирования стока р. Уссури, в которой неоднократно фиксировали повышенное содержание ртути в воде именно у правого берега. При этом была отмечена не только устойчивость к ртути, но и некоторое стимулирование роста по сравнению с контролем. Подобная закономерность была отмечена ранее при исследовании устойчивости к ионам тяжёлых металлов бентосных микробных сообществ [25].

Криомикробоценозы из Пемзенской протоки проявляли меньшую устойчивость к ртутному загрязнению (см. рис. 3, б). Рост сульфатредуцирующих бактерий из слоя льда 60–80 см (середина протоки) ингибировали обе концентрации ртути, хотя рост был более активным по сравнению с сообществами, присутствующими в кернах льда, отобранных у левого и правого берегов. Однако при концентрации ртути 0,0005 мг/л также было зарегистрировано стимулирование роста этих бактерий из слоя льда 0–35 см в керне, отобранном у левого берега. В отличие от криомикробоценозов из проток, сульфатредуцирующие бактерии из р. Амур оказались более адаптированными к выбранному диапазону концентраций ртути 0,0005–0,001 мг/л. Высокая активность зарегистрирована в слое льда 70–117 см в керне, отобранном в 357 м от правого берега в районе г. Хабаровск (см. рис. 3, в). Как было показано ранее, в этом слое льда установлены максимальные численности гетеротрофных бактерий, активных деструкторов органических веществ и сульфатредуцирующих бактерий, использующих их низкомолекулярные метаболиты. Поэтому здесь формировались все условия для метилирования ртути. Аналогичная устойчивость к ртути характерна для сульфатредуцирующих бактерий из слоя льда 12–27 см в керне, отобранном в 80 м от правого берега.

Заключение

Полученные экспериментальные данные показали, что ртуть не только не ингибировала, а стимулировала рост сульфатредуцирующих бактерий на лактате. В значительной степени этот эффект характерен для льда, отобранного в районе Хабаровского водного узла, где неоднократно регистрировали загрязнение ртутью водной среды. Прежде всего, это – Амурская протока, за-

грязнение которой во многом определяется стоком р. Усури, и правобережная часть основного русла р. Амур, подвергающаяся влиянию стока р. Сунгари. Обнаруженная устойчивость сульфатредуцирующих бактерий к ртути в районе Хабаровского водного узла может быть связана с их непосредственным участием в образовании метилртути во льдах. К важным факторам, обеспечивающим процесс метилирования ртути во льдах, относится присутствие органических веществ. Последние определяют функционирование гетеротрофных микроорганизмов, которые отвечают за образование продуктов биотрансформации, содержащих метильные радикалы, и

устойчивость к ртути сульфатредуцирующих бактерий — непосредственных участников метилирования ртути. Существующие на среднем Амуре Зейское и Бурейское водохранилища могут выступать в качестве поставщиков комплексных соединений ртути. Риск появления новых источников ртутного загрязнения связан с возобновлением работ на россыпных месторождениях золота на территории Монголии и заполнением ложа нового Нижнебурейского водохранилища. Пространственно-временные риски необходимо учитывать при поступлении метилртути в прибрежные акватории Дальневосточных морей во время весеннего ледохода.

Литература

1. Моисеенко Т.И. Ртуть в гидросфере // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Материалы Междунар. симпозиума (Москва, 7–9 сентября 2010 г.). М.: изд. ГЕОХИ РАН, 2010. С. 19–24.
2. Сухенко С.А. О возможности метилирования и биоаккумуляции ртути в водохранилище проектируемой Катунской ГЭС // Водные ресурсы. 1995. Т. 22. № 1. С. 78–84.
3. Frohne T., Rinklebe J., Langer U., Du Laing G., Mothes S., Wennrich R. Biogeochemical factors affecting mercury methylation rate in two contaminated floodplain soils // Biogeosciences. 2012. V. 9. P. 493–507. doi: 10.5194/bg-9-493-2012.
4. Eckley C.S., Hintelmann H. Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada // Science Total Environmental. 2006. V. 368. P. 111–125. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.09.042.
5. Li P., Feng X., Qiu G. Methylmercury exposure and health effects from rice and fish consumption: A review // Intern. Journ. of Environmental Research and Public Health. 2010. V. 7. P. 2666–2691. doi: 10.3390/ijerph7062666.
6. Skyllberg U., Qian J., Frech W., Xia K., Bleam W.F. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment // Biogeochemistry. 2003. V. 64. P. 53–76.
7. Steffen A., Douglas T., Amyot M., Narayan J., Fuentes J.D. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow // Atmospheric Chemistry and Physics. 2008. V. 8. P. 1445–1482. doi: org/10.5194/acp-8-1445-2008.
8. Constant P., Poissant L., Villemur R., Yumvihoze E., Lean D. Fate of inorganic mercury and methyl mercury within the snow cover in the low arctic tundra on the

References

1. Moiseenko T.I. Mercury in the hydrosphere. *Rtut' v biosfere*. Mercury in the biosphere: ecogeochemical aspects. Novosibirsk: Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, 2010: 19–24. [In Russian].
2. Suchenko S.A. The possibility of mercury methylation and bioaccumulation in the reservoir of the projected Katun hydro power. *Vodnye resursy*. Water Resources. 1995, 22 (1): 78–84. [In Russian].
3. Frohne T., Rinklebe J., Langer U., Du Laing G., Mothes S., Wennrich R. Biogeochemical factors affecting mercury methylation rate in two contaminated floodplain soils. *Biogeosciences*, 2012, 9: 493–507. doi: 10.5194/bg-9-493-2012.
4. Eckley C.S., Hintelmann H. Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada. *Science Total Environmental*. 2006, 368: 111–125. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.09.042.
5. Li P., Feng X., Qiu G. Methylmercury exposure and health effects from rice and fish consumption: A review. *Intern. Journ. of Environmental Research and Public Health*. 2010, 7: 2666–2691. doi: 10.3390/ijerph7062666.
6. Skyllberg U., Qian J., Frech W., Xia K., Bleam W.F. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment. *Biogeochemistry*. 2003, 64: 53–76.
7. Steffen A., Douglas T., Amyot M., Narayan J., Fuentes J.D. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2008, 8: 1445–1482. doi.: org/10.5194/acp-8-1445-2008.
8. Constant P., Poissant L., Villemur R., Yumvihoze E., Lean D. Fate of inorganic mercury and methyl mercury within the snow cover in the low arctic tundra on the shore of Hudson Bay (Que'bec, Canada). *Journ. of Geophys. Research: Atmospheres*. 2007, 112 (8): 1–10. doi: 10.1029/2006JD007961.

- shore of Hudson Bay (Que'bec, Canada) // *Journ. of Geophys. Research: Atmospheres*. 2007. V. 112. № 8. P. 1–10. doi: 10.1029/2006JD007961.
9. *Durnford D., Dastoor A.* The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations // *Journ. of Geophys. Research: Oceans*. 2011. V. 116. P. 1–30. doi: 10.1029/2010JD014809.
 10. *Kerin E.J., Gilmour C.C., Roden E., Suzuki M.T., Coates J.D., Mason R.P.* Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria // *Applied and Environmental Microbiology*. 2006. V. 72. P. 7919–7921. doi: 10.1128/AEM.01602-06.
 11. *Feyte S., Tessier A., Gobeil C., Cossa D.* In situ adsorption of mercury, methylmercury and other elements by iron oxyhydroxides and organic matter in lake sediments // *Applied Geochemistry*. 2010. V. 25. P. 984–995. doi: 10.1016/j.apgeochem.2010.04.005.
 12. *Ермаков В.В.* Биогенная миграция и детоксикация ртути // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Материалы Междунар. симпозиума (Москва, 7–9 сентября 2010 г.). М.: изд. ГЕОХИ РАН, 2010. С. 5–14.
 13. *Соколова Е.А.* Влияние температуры на развитие сульфатредуцирующих бактерий в экспериментальных и полевых условиях в зимний период // *Сибирский экологический журнал*. 2010. Т. 6. С. 865–869.
 14. *Roh Y., Gao H., Vali H., Kennedy D.W., Yang Z.K., Gao W., Dohnalkova A.C., Stapleton R.D., Moon J.-W., Phelps T.J., Fredrickson J.K., Zhou J.* Metal reduction and iron biomineralization by a psychrotolerant Fe(III)-Reducing Bacterium, *Shewanella* sp. Strain PV-4 // *Applied and Environmental Microbiology*. 2006. V. 72 № 5. P. 3236–3244. doi: 10.1128/AEM.72.5.3236-3244.2006.
 15. *Podar M., Gilmour C.C., Brandt C.C., Soren A., Brown S.D., Crable B.R., Palumbo A.V., Somenahally A.C., Elias D.A.* Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation // *Science Advances*. 2015. V. 1. № 9. P. 1–12. doi: 10.1126/sciadv.1500675.
 16. *Acha D., Pabo C.A., Hintelmann H.* Mercury methylation and hydrogen sulfide production among unexpected strains isolated from periphyton of two macrophytes of the Amazon // *FEMS Microbiology Ecology*. 2012. V. 80. № 3. P. 637–645. doi: 10.1111/j.1574-6941.2012.01333.x.
 17. *Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L., Graham A.M., Brown S.D., Somenahally A.C., Johs A., Hurt Jr.R.A., Bailey K.L., Elias D.A.* Mercury methylation by novel microorganisms from new environments // *Environmental Science and Technology*. 2013. V. 47. № 20. P. 11810–11820. doi: 10.1021/es403075t.
 18. *Beattie S.A., Armstrong D., Chaulk A., Comte J., Gosselein M., Wang F.* Total and methylated mercury in Arctic multiyear sea ice. *Environmental Science and Technology*. 2014, 48 (10): 5575–5582. doi: 10.1021/es5008033.
 9. *Durnford D., Dastoor A.* The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations. *Journ. of Geophys. Research: Oceans*. 2011, 116: 1–30. doi: 10.1029/2010JD014809.
 10. *Kerin E.J., Gilmour C.C., Roden E., Suzuki M.T., Coates J.D., Mason R.P.* Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 2006, 72: 7919–7921. doi: 10.1128/AEM.01602-06.
 11. *Feyte S., Tessier A., Gobeil C., Cossa D.* In situ adsorption of mercury, methylmercury and other elements by iron oxyhydroxides and organic matter in lake sediments. *Applied Geochemistry*. 2010, 25: 984–995, doi: 10.1016/j.apgeochem.2010.04.005.
 12. *Ermakov V.V.* Biogenic migration and detoxicity of mercury. *Rtut' v biosfere*. Mercury in the biosphere: ecogeochemical aspects. Moscow: Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry of Russian Academy of Sciences, 2010: 5–14. [In Russian].
 13. *Sokolova E.A.* Influence of temperature on development of sulfate-reducing bacteria in the laboratory and field in winter. *Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal*. Siberian Ecological Journal. 2010, 6: 865–869. [In Russian].
 14. *Roh Y., Gao H., Vali H., Kennedy D.W., Yang Z.K., Gao W., Dohnalkova A.C., Stapleton R.D., Moon J.-W., Phelps T.J., Fredrickson J.K., Zhou J.* Metal reduction and iron biomineralization by a psychrotolerant Fe(III)-Reducing bacterium, *Shewanella* sp. Strain PV-4. *Applied and Environmental Microbiology*. 2006, 72 (5): 3236–3244. doi: 10.1128/AEM.72.5.3236-3244.2006.
 15. *Podar M., Gilmour C.C., Brandt C.C., Soren A., Brown S.D., Crable B.R., Palumbo A.V., Somenahally A.C., Elias D.A.* Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation. *Science Advances*. 2015, 1 (9): 1–12. doi: 10.1126/sciadv.1500675. doi:10.1126/sciadv.1500675.
 16. *Acha D., Pabo C.A., Hintelmann H.* Mercury methylation and hydrogen sulfide production among unexpected strains isolated from periphyton of two macrophytes of the Amazon. *FEMS Microbiology Ecology*. 2012, 80 (3): 637–645. doi: 10.1111/j.1574-6941.2012.01333.x.
 17. *Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L., Graham A.M., Brown S.D., Somenahally A.C., Johs A., Hurt Jr.R.A., Bailey K.L., Elias D.A.* Mercury methylation by novel microorganisms from new environments. *Environmental Science and Technology*. 2013, 47 (20): 11810–11820. doi: 10.1021/es403075t.
 18. *Beattie S.A., Armstrong D., Chaulk A., Comte J., Gosselein M., Wang F.* Total and methylated mercury in Arctic multiyear sea ice. *Environmental Science and Technology*. 2014, 48 (10): 5575–5582. doi: 10.1021/es5008033.

- multiyear sea ice // *Environmental Science and Technology*. 2014. V. 48. № 10. P. 5575–5582. doi: 10.1021/es5008033.
19. *Barkay T., Poulain A.J.* Mercury (micro)biogeochemistry in polar environments // *FEMS Microbiology Ecology*. 2007. V. 59. P. 232–241. doi: 10.1111/j.1574-6941.2006.00246.x.
 20. *Loseto L.L., Lean D.R., Siciliano S.D.* Snowmelt sources of methylmercury to high Arctic ecosystems // *Environmental Science and Technology*. 2004. V. 38. № 11. P. 3004–3010. doi.: 10.1021/es035146n.
 21. *Московченко Д.В., Бабушкин А.Г.* Особенности формирования химического состава снеговых вод на территории Ханты-Мансийского автономного округа // *Криосфера Земли*. 2012. Т. XVI. № 1. С. 71–81.
 22. *Moller A.K., Barkay T., Al-Soud W.A., Sørensen S.J., Kroer H.S.N.* Diversity and characterization of mercury-resistant bacteria in snow, fresh water and sea-ice brine from the High Arctic // *FEMS Microbiology Ecology*. 2011. V. 75. № 3. P. 390–401. doi: 10.1111/j.1574-6941.2010.01016.x.
 23. *Rivkina E.M., Friedmann E.I., McKay C.P., Gilichinsky D.A.* Metabolic activity of permafrost bacteria below the freezing point // *Applied and Environmental Microbiology*. 2000. V. 66. P. 3230–3233. doi: 10.1128/AEM.66.8.3230-3233.2000.
 24. *Ком Ф.С.* Тяжелые металлы в донных отложениях Среднего и Нижнего Амура // *Биогеохимические и экологические оценки техногенных экосистем бассейна реки Амур*. Владивосток: Дальнаука, 1994. С. 123–135.
 25. *Кондратьева Л.М., Андреева Д.В., Голубева Е.М.* Влияние крупных притоков на биогеохимические процессы в реке Амур // *География и природные ресурсы*. 2013. № 2. С. 36–46.
 26. *Jiang G.-B., Shi J.-B., Feng X.-B.* Mercury pollution in China: An overview of the past and current sources of the toxic metal // *Environmental Science and Technology*. 2006. V. 40. № 12. P. 3673–3678. doi: 10.1021/es062707c.
 27. *Zhang Z.S., Sun X.J., Wang Q.C., Zheng D.M., Zheng N., Lu X.G.* Recovery from Mercury Contamination in the Second Songhua River, China // *Water, Air and Soil Pollution*. 2010. V. 211. P. 219–229. doi: 10.1007/s11270-009-0294-3.
 28. *Кондратьева Л.М.* Геоэкологические исследования речного льда // *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология*. 2010. № 6. С. 511–520.
 29. *Kondratyeva L.M., Zhukov A.G.* Spatio-temporal effects of Amur River ice pollution with organic substances // *Proc. of the 3rd Intern. Meeting of Amur-Okhotsk Consortium-2013 in collaboration with the Conference on «Sustainable Nature Management*
 19. *Barkay T., Poulain A.J.* Mercury (micro)biogeochemistry in polar environments. *FEMS Microbiology Ecology*. 2007, 59: 232–241. doi: 10.1111/j.1574-6941.2006.00246.x.
 20. *Loseto L.L., Lean D.R., Siciliano S.D.* Snowmelt sources of methylmercury to High Arctic ecosystems. *Environmental Science and Technology*. 2004, 38 (11): 3004–3010. doi.: 10.1021/es035146n.
 21. *Moskvichenko D.V., Babushkin A.G.* Peculiarities on formation of chemical composition of snow waters (on example of Khanty-Mansi autonomous district). *Kriosfera Zemli*. Earth Cryosphere. 2012, XVI (1): 71–81 [In Russian].
 22. *Moller A.K., Barkay T., Al-Soud W.A., Sørensen S.J., Kroer H.S.N.* Diversity and characterization of mercury-resistant bacteria in snow, fresh water and sea-ice brine from the High Arctic. *FEMS Microbiology Ecology*. 2011, 75 (3): 390–401. doi: 10.1111/j.1574-6941.2010.01016.x.
 23. *Rivkina E.M., Friedmann E.I., McKay C.P., Gilichinsky D.A.* Metabolic activity of permafrost bacteria below the freezing point. *Applied and Environmental Microbiology*. 2000, 66: 3230–3233. doi: 10.1128/AEM.66.8.3230-3233.2000.
 24. *Kot F.* Heavy metals in the bottom sediments of Middle and Lower Amur River. *Biokhimicheskie i ekologicheskie otsenki technogennykh ekosistem basseyna reki Amur*. Biogeochemical and ecological estimates of anthropogenic ecosystems in the Amur River basin. Vladivostok: Dal'nauka, 1994: 123–135. [In Russian].
 25. *Kondratyeva L.M., Andreeva D.V., Golubeva E.M.* Influence of large tributaries on biogeochemical processes in the Amur River. *Geografija i prirodnye resursy*. Geography and Natural Resources. 2013, 2: 36–46 [In Russian].
 26. *Jiang G.-B., Shi J.-B., Feng X.-B.* Mercury pollution in China: An overview of the past and current sources of the toxic metal. *Environmental Science and Technology*. 2006, 40 (12): 3673–3678. doi: 10.1021/es062707c.
 27. *Zhang Z.S., Sun X.J., Wang Q.C., Zheng D.M., Zheng N., Lu X.G.* Recovery from Mercury contamination in the Second Songhua River, China. *Water, Air and Soil Pollution*. 2010, 211: 219–229. doi: 10.1007/s11270-009-0294-3.
 28. *Kondratyeva L.M.* Geoecological studies of river ice. *Geoekologiya. Inzhenernaya geologiya, gidrogeologiya, geokriologiya*. Geoecology. Engineering Geology. Hydrogeology. Geocryology. 2010, 6: 511–520. [In Russian].
 29. *Kondratyeva L.M., Zhukov A.G.* Spatio-temporal effects of Amur River ice pollution with organic substances. *Proc. of the 3rd Intern. Meeting of Amur-Okhotsk Consortium-2013 in collaboration with the Conf. on «Sustainable Nature Management in Coastal Areas»*. 2014: 45–48. <http://amurokhotsk.com/>.

- in Coastal Areas». 2014. P. 45–48. <http://amur-okhotsk.com/>.
30. *Thomas O., Burgess C.* UV-visible spectrophotometry of water and wastewater. Elsevier, 2007. 360 p.
31. *Кондратьева Л.М., Бардюк В.В., Жуков А.Г.* Аккумуляция и трансформация токсичных веществ во льдах рек Амур и Сунгари после техногенной аварии в Китае в 2005 г. // *Лёд и Снег*. 2011. № 4. С. 118–124.
32. *Кондратьева Л.М., Фишер Н.К.* Микробиологические исследования льдов рек Амур и Сунгари // *Криосфера Земли*. 2012. Т. XVI. № 1. С. 82–93.
33. *Андреева Д.В., Кондратьева Л.М., Стукова О.Ю.* Микробиологические исследования процессов сульфатредукции в Зейском водохранилище // *Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова: Вып. 6*. Владивосток: Дальнаука, 2014. С. 32–37.
34. *Воробьева И.Б., Напрасникова Е.В., Власова М.В.* Эколого-геохимические особенности снега, льда и подледной воды южной части озера Байкал // *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология*. 2009. № 1. С. 54–60.
30. *Thomas O., Burgess C.* UV-visible spectrophotometry of water and wastewater. Elsevier, 2007: 360 p.
31. *Kondratyeva L.M., Bardyuk L.M., Zhukov A.G.* Accumulation and transformation of toxic substances in the ice of the Amur River and Songhua River after a anthropogenic accident in China in 2005. *Led i Sneg. Ice and Snow*. 2011, 4: 118–124. [In Russian].
32. *Kondratyeva L.M., Fisher N.K.* Microbiological research of ice on the Amur and Songhua Rivers. *Kriosfera Zemli. Earth Cryosphere*. 2012, XVI (1): 82–93. [In Russian].
33. *Andreeva D.V., Kondratyeva L.M., Stukova O.Yu.* Microbiological research of sulfate reduction in Zeya Reservoir. *Tstcteniya pamyati Vladimira Yakovlevicha Levanidova. Vladimir Ya. Levanidov's Biennial Memorial Meetings. V. 6*. Vladivostok: Dal'nauka, 2014: 32–37. [In Russian].
34. *Vorob'eva I.B., Naprasnikova E.V., Vlasova M.V.* Eco-geochemical specifics of snow, ice and ice water in the southern part of Lake Baikal. *Geoekologija. Inzhenernaya geologiya. Hidrogeologiya. Geokriologiya. Geoecology. Engineering geology, hydrogeology, and geocryology*. 2009, 1: 54–60. [In Russian].