

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ УСЛОВИЙ МЕТИЛИРОВАНИЯ РТУТИ ВО ЛЬДАХ РЕКИ АМУР

Р.А. Кипер¹, Л.М. Кондратьева¹, Е.М. Голубева²

¹Институт водных и экологических проблем ДВО РАН,
680000, Хабаровск, ул. Дикопольцева, 56, Россия; kondratevalm@gmail.com

²Институт тектоники и геофизики ДВО РАН, 680000, Хабаровск, ул. Ким-Ю-Чена, 65, Россия; evg8302@ya.ru

Приведены результаты исследования содержания гетеротрофных бактерий, ртути и летучих органических веществ, включая этилацетат, во льдах р. Амур и в Пемзенской протоке. Максимальная численность культивируемых гетеротрофных бактерий, участвующих в биотрансформации органических веществ различного генезиса, установлена в р. Амур у левого берега в 30–40-сантиметровом слое льда с частицами детрита. Доминирующим компонентом в разных слоях льда был этилацетат, его максимальная концентрация (18.2 мг/л) установлена на середине р. Амур в 40–70-сантиметровом слое льда. В Пемзенской протоке у правого берега в 20–30-сантиметровом слое льда присутствовали ацетальдегид (4.1 мг/л), бензол (0.5 мг/л) и стирол (2.0 мг/л). Повышенные концентрации ртути в пределах 0.13–0.14 мкг/л обнаружены в верхних слоях льда у правого берега р. Амур и у левого берега Пемзенской протоки. При сочетании этих компонентов в толще льда формируются предпосылки для метилирования ртути.

Метилртуть, лед, летучие органические вещества, биотрансформация

BIOGEOCHEMICAL ASPECTS OF MERCURY METHYLATION IN THE ICE OF THE AMUR RIVER

R.A. Kiper¹, L.M. Kondratyeva¹, E.M. Golubeva²

¹Institute of Water and Ecological Problems, FEB RAS,

56, Dikopolceva str., Khabarovsk, 680000, Russia; kondratevalm@gmail.com

²Institute of Tectonics and Geophysics, FEB RAS, 65, Kim-Yu-Chen str., Khabarovsk, 680000, Russia; evg8302@ya.ru

The results of the study of content of heterotrophic bacteria content, mercury and volatile organic compounds, including ethyl acetate, in the ice layer from the Amur River and the Pemzenskaya Channel are discussed. The maximum amount of cultivated heterotrophic bacteria participating in biotransformation of organic compounds of different genesis was found in the Amur River near the left bank in the 30–40-cm layer of ice with particles of detritus. Ethyl acetate was established to be the main substance contained in different layers of ice; its maximum concentration (18.2 mg/L) was recorded in the middle of the Amur River in the 40–70-cm layer of ice. In the 20–30-cm ice layer from the Pemzenskaya Channel at the right side the following pollutants were found: acetaldehyde (4.1 mg/L), benzene (0.5 mg/L), and styrene (2.0 mg/L). Higher mercury concentrations ranging from 0.13 to 0.14 µg/L characterized the upper layers of ice near the right bank of the Amur River and the left bank of the Pemzenskaya Channel. The combination of these components in the ice layer provides pre-conditions for the methylation of mercury.

Methylmercury, ice, volatile organic matter, biotransformation

ВВЕДЕНИЕ

Ранее проблема ртутного загрязнения р. Амур обсуждалась в связи с работой Амурского целлюлозно-картонного комбината и скоплением ртути-содержащих отходов. В 1990-е гг. сотрудниками Института водных и экологических проблем (ИВЭП) ДВО РАН были проведены подробные исследования геохимического фона и загрязнения территории бассейна р. Амур тяжелыми металлами. К источникам ртутного загрязнения отнесены промышленные центры (города Хабаровск, Амурск, Комсомольск-на-Амуре) и р. Сунгари. Были представлены усредненные данные по содержанию ртути в донных отложениях для среднего и нижнего Амура – 0.20 мг/кг (0.10–0.46 мг/кг). В рыбе, выловленной в тот период,

также фиксировали повышенное содержание ртути (без указания концентраций). Значительное накопление тяжелых металлов и ртути было зарегистрировано в поверхностном слое донных отложений устьевого зоны Амура, где происходит активная седиментация взвешенных веществ [Ком, 1994]. Сезонные исследования, проведенные в 2012–2014 гг. Краевым центром экологического мониторинга и прогнозирования чрезвычайных ситуаций Хабаровского края, показали увеличение содержания ртути в воде р. Амур до 2–3 ПДК в весенний период. Во многих источниках отмечено возрастание миграционной способности ртути, которая в основном обусловлена трансформацией ртути в метилртуть в связи с микробиологической

активностью в присутствии органических веществ [Ермаков, 2010; Моисеенко, 2010; Liu et al., 2012].

Метилированию ртути в зимний период в р. Амур могут способствовать лимит кислорода, сброс недостаточно очищенных сточных вод, питание подземными железосодержащими водами, активизация процессов сульфатредукции в донных отложениях. Особое значение приобретает ртутная проблема в масштабах всего бассейна вследствие трансграничного загрязнения р. Амур со стоком р. Сунгари (Китай), зимних сбросов с водохранилищ и весеннего выноса льдов в прибрежные акватории дальневосточных морей [Кондратьева и др., 2013; Kondratyeva, Zhukov, 2014].

Можно выделить несколько источников ртутного загрязнения реки Амур.

1. Трансграничное поступление ртути с территории КНР с водами р. Сунгари, в которой, согласно данным китайских исследователей, содержание ртути составляло 0.009–0.069 мкг/дм³. Известно, что в период с 1958 по 1982 г. проводились сбросы сточных вод химического завода Jinlin Chemical Co (крупный производитель ацетальдегида из ацетилена), который использовал сульфат ртути(II) как катализатор. Значительная часть этой ртути аккумулировалась в донных отложениях и постепенно мигрировала в водную среду [Jiang et al., 2006; Zhang et al., 2010b].

2. Поверхностный сток с территорий добычи золота амальгамным методом [Степанов и др., 2003], Ланского месторождения киновари и с заброшенных хранилищ пестицида гранозана, который использовался в период 1963–1989 гг. на территории Амурской области [Коваль, 2003].

3. Технические сбросы воды с большим содержанием детрита из водохранилищ гидроэлектростанций, построенных на территории Зейско-Бурейской равнины [Кондратьева и др., 2013].

4. Кроме того, возможен атмосферный перенос ртути над территорией бассейна р. Амур при сгорании угля и лесных пожарах [Юдович, Кетрис, 2010].

Несмотря на многолетние исследования, остается нерешенным ряд вопросов, связанных с метилированием ртути [Liu et al., 2012]: неизвестен способ поступления ртути в клетки (предполагается активный или облегченный транспорт); не установлено, каким именно химическим механизмом передается метильная группа на ртуть, какой вклад вносит синтрофия в процесс метилирования ртути; в стадии изучения находится механизм окислительного разложения метилртути микроорганизмами; неполно исследовано влияние веществ, содержащихся в отдельных компонентах экосистем, на метилирование ртути. Остается также открытым вопрос об отношениях между микробными сообществами и их потенциа-

лом к метилированию ртути в разных компонентах водных экосистем.

Скорость микробного метилирования ртути зависит от ряда экологических факторов, которые могут влиять на биодоступность ртути и структуру микробного сообщества: температура, рН, окислительно-восстановительный потенциал, доступность питательных веществ и акцепторов электронов, а также присутствие лигандов и адсорбирующих поверхностей. Эти параметры не могут рассматриваться независимо друг от друга, так как они часто взаимодействуют, в результате чего образуется сложная система биогеохимических процессов.

Процессы метилирования особенно интенсивно происходят в верхних слоях донных отложений, богатых органическими веществами (ОВ), во взвешенном в воде веществе, а также в слизи, покрывающей рыбу [Моисеенко, 2010]. Хлориды, как правило, активируют процесс метилирования, а сульфаты в больших концентрациях его ингибируют [Ермаков, 2010].

Большинство микроорганизмов, метилирующих ртуть, относятся к *Deltaproteobacteria*. Многие исследования направлены на поиск ответа на вопрос, является ли метилирующая активность случайно распределенной среди протеобактерий или коррелирует с филогенетической принадлежностью [Kerim et al., 2006]. Известно, что в качестве ключевого микробиологического метилатора ртути во многих водных системах выступают сульфатредуцирующие бактерии (СРБ), которые способны окислять разные источники углерода при широком диапазоне температур [Соколова, 2010]. Метилирующие ртуть СРБ, в том числе представители семейства *Desulfovibrionaceae*, могут окислять источники углерода с образованием промежуточного продукта – ацетата [Wasik et al., 2012]. Исследование биохимического механизма метилирования ртути при участии СРБ показало наличие как минимум двух путей этого процесса: с использованием ацетил-CoA и без него [Liu et al., 2012]. В работах с отдельными штаммами СРБ показано, что метилирование ртути чаще всего происходит в донных отложениях. Тем не менее этот процесс может происходить не только в донных осадках, но и в толще воды [Eckley, Hintelmann, 2006], и в сообществах перифитона пресноводных экосистем [Guimaraes et al., 2006], где другие группы бактерий также играют большую роль в минерализации углерода.

В метилировании ртути в окружающей среде могут участвовать железоредуцирующие и металлогенные бактерии [Roh et al., 2006; Hamelin et al., 2011]. Метилирующую активность протестировали у нескольких штаммов *Geobacter*, *Desulfurotonas* и *Shewanella*. Представители первых двух родов продуцировали метилртуть при культиви-

ровании с Fe(III), в то время как *Shewanella* spp. не метилировала ртуть в нитрат-восстанавливающих условиях и в присутствии Fe(III). Кроме того, *Geobacter metallireducens* и *Geobacter sulfurreducens* метилировали ртуть, используя либо fumarat, либо нитрат, показывая тем самым, что восстановление железа не является необходимым для метилирования ртути.

Заметную роль в биогеохимических процессах метилирования ртути играют гуминовые кислоты. Образование нерастворимых комплексов с гуминовыми кислотами замедляет трансформацию ртути и создает возможность ее депонирования, а образование растворимых комплексов с фульвокислотами ускоряет ее миграцию. Высокое содержание органических веществ с преобладанием гуминовых кислот, дефицит кислорода, нейтральная или слабокислая среда способствуют процессам алкилирования ртути [Ермаков, 2010]. Было установлено, что в зимний период содержание гуминовых кислот в р. Амур снижается до минимума [Левшина, 2006], при таких условиях может произойти увеличение концентрации подвижной ртути.

Есть сведения, что ртуть может метилироваться в снегу. Исследователи Ханты-Мансийского автономного округа обнаружили семикратное превышение содержания ртути в местах складирования снега с территории населенных пунктов над фоновым содержанием [Московченко, Бабушкин, 2012]. Опубликован также небольшой обзор о роли ртути в криосфере [Durnford, Dastoor, 2011]. Из арктического снега и льда были выделены ртутьрезистентные микроорганизмы [Moller et al., 2011]. Некоторые ученые считают, что жизнедеятельность микроорганизмов прекращается при температурах ниже 0 °С [Брушков и др., 2011], но, как было показано в исследованиях вечной мерзлоты [Rivkina et al., 2000], метаболическая активность микроорганизмов может сохраняться при –20 °С.

Последние результаты изучения генетических, эволюционных и биохимических аспектов метилирования ртути показали, что в этом процессе могут принимать участие различные таксономические группы (*Proteobacteria*, *Firmicutes*, *Archaea*), занимающие разнообразные экологические ниши и обуславливающие глобальные масштабы метилирования ртути как в анаэробных, так и аэробных условиях [Acha et al., 2012; Podar et al., 2015]. Согласно метагеномному анализу, экологическим потенциалом для метилирования ртути обладают микробные сообщества пресноводных экосистем, тропических и арктических морей, подземных вод, почв различных регионов, заболоченных участков, зоны вечной мерзлоты и рисовых полей [Zhang et al., 2010a; Lehnher et al., 2012; Wasik et al., 2012; Gilmour et al., 2013].

Загрязнение ртутью речного льда исследуется значительно реже, чем арктического льда. Проведенные ранее исследования свидетельствуют о ртутном загрязнении разных компонентов экосистемы р. Амур, в том числе воды, донных отложений и льда [Кондратьева, 2010; Кондратьева и др., 2013; Kondratyeva et al., 2012]. Изучение льдов рек Амур и Сунгари после техногенной аварии в Китае в ноябре 2005 г. показало, что численность микроорганизмов различных физиологических групп существенно увеличивалась в присутствии разнообразных органических веществ, которые аккумулировались в толще льда [Кондратьева и др., 2011; Кондратьева, Фишер, 2012].

Следует подчеркнуть, что в цикле углерода принимают участие сложные микробные консорциумы, состоящие из различных таксономических групп. Важную роль в трансформации и минерализации органических веществ играют гетеротрофные бактерии (аэробные и факультативно анаэробные). Разрушая высокомолекулярные и стойкие органические вещества различного генезиса, изменяя окислительно-восстановительный потенциал своих местообитаний, поставляя продукты метаболизма в качестве доноров и акцепторов электронов, они создают предпосылки для развития анаэробных групп бактерий (сульфатредуцирующих, железовосстанавливающих, денитрифицирующих и метанотрофных). Присутствие гетеротрофных бактерий во льдах является одной из важных предпосылок для формирования в конце ледостава условий для метилирования ртути специализированными группами бактерий.

Поэтому для процесса метилирования ртути необходимы следующие условия: присутствие соединений ртути и органических веществ, обеспечивающих функционирование микробных комплексов; образование источников метильных радикалов для метилирования ртути.

Цель настоящей работы состояла в биогеохимическом исследовании кернов льда и анализе условий для метилирования ртути в период ледостава в основном русле р. Амур и Пемзенской протоке в районе г. Хабаровска.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Керны льда были отобраны в конце ледостава 2011/12 г. сотрудниками ИВЭП ДВО РАН во время зимней экспедиции по Амуру под руководством А.Н. Махинова. Керны льда отбирали кольцевым буром (внутренний диаметр 16 см) по поперечному профилю (от левого берега к правому) в основном русле р. Амур и Пемзенской протоке в районе г. Хабаровска. Распил кернов льда на слои проводили с учетом его неоднородной структуры на очищенном от снега льду, затем хранили в морозильной камере при температуре –18 °С.

Для химического и микробиологического анализов были использованы расплавы разных слоев льда. Расплав проб льда проводили при комнатной температуре с соблюдением правил асептики. Лед помещали в стерильные стаканы с крышками. Определение численности культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) проводили путем посева 0.1 мл расплава льда на разбавленный в 10 раз рыбопептонный агар методом предельных разведений с последующим пересчетом на 1 мл талой воды и выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ/мл). Микробиологические посева проводили в трех повторностях, на графиках представлены средние значения численности микроорганизмов. Содержание летучих органических веществ определяли методом газовой хроматографии (газовый хроматограф Shimadzu GC-2010) согласно ISO 11423-1 (аналитик А.Г. Жуков). Определение концентрации ртути осуществляли на эмиссионном спектрометре с индуктивно связанной плазмой ICP-MS Elan DRC II PerkinElmer (США).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Загрязнение природных вод происходит круглый год. Однако мониторинг качества воды в реках Сибири и Дальнего Востока в зимний период очень трудоемкий. Один из возможных путей преодоления этих трудностей – единовременное полойное исследование льда с использованием спектральных, хроматографических и микробиологических методов. Послойное исследование льда в конце ледостава позволяет сделать ретроспективный анализ загрязнения речных экосистем в период формирования ледового покрова [Кондратьева, 2010]. Отбор кернов льда по продольному и поперечному профилю водотоков дает возможность оценить характер их загрязнения в пространстве, а послойное исследование льда – во

времени, за период формирования ледового 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.

Микробиологическая трансформация органических веществ – важный фактор, определяющий форму существования ртути. Растворимые органические вещества обычно стимулируют микробную активность и тем самым могут способствовать синтезу метилртути. Микробиологические исследования проб речного льда, впервые отобранных в 2012 г. в районе Хабаровска, показали, что высокая численность культивируемых гетеротрофных бактерий (ГБ) наблюдается в основном русле р. Амур у левого и правого берегов, а на середине реки их численность минимальна (рис. 1).

Максимальная численность ГБ установлена у левого берега в 30–40-сантиметровом слое льда. В расплаве этого слоя льда присутствовал детрит. Численность ГБ у правого берега постепенно увеличивалась по направлению к нижним слоям льда, но не достигала максимальных значений у левого берега.

Согласно данным микробиологического исследования расплавов льда, отобранного в Пемзенской протоке, в период формирования ледового покрова качество воды в ней было существенно выше, это нашло отражение в более низкой численности бактерий в разных слоях льда по сравнению с основным руслом Амура.

Особенность распределения микроорганизмов по слоям льда может быть связана со спецификой поступления органических веществ с водными массами в период формирования ледового покрова. Так, высокая численность ГБ в 30–40-сантиметровом слое льда у левого берега в основ-

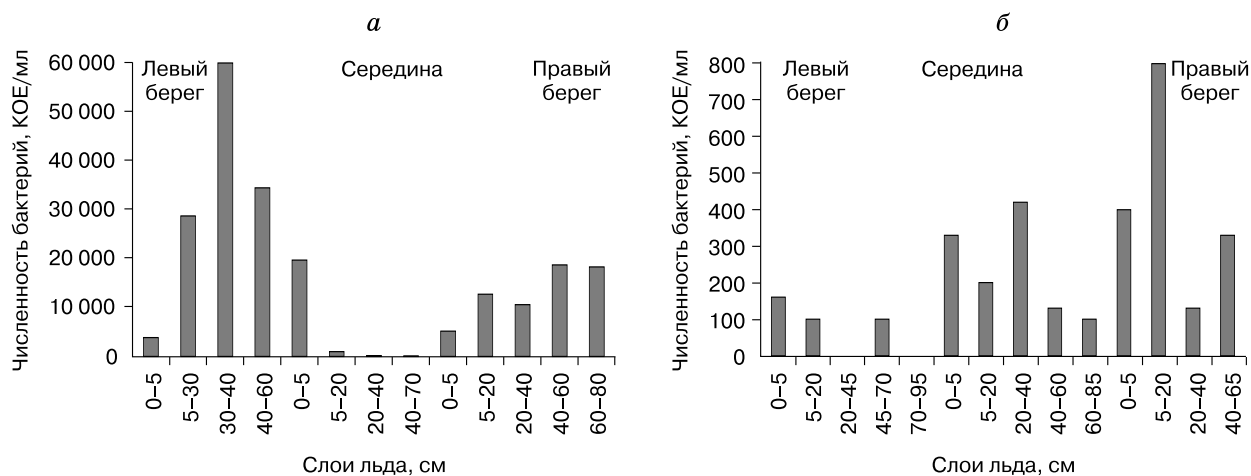


Рис. 1. Изменение численности культивируемых гетеротрофных бактерий в разных слоях льда р. Амур (а) и Пемзенской протоки (б) по направлению: левый берег, середина, правый берег (март 2012 г.).

ном русле р. Амур может быть связана с техническими сбросами воды из Бурейского и Зейского водохранилищ, расположенных выше по течению на левобережной территории бассейна. Ранее неоднократно отмечалось, что вдоль левого берега в осенний период перемещались водные массы с высоким содержанием ОВ, особенно во время паводков в бассейнах рек Зeya и Бурeya [Кондратьева и др., 2013]. Численность гетеротрофных бактерий в разных слоях льда отражает содержание в них азотсодержащих и ароматических органических соединений различного генезиса. Микробные комплексы создают предпосылки для трансформации ОВ до продуктов, обеспечивающих процессы метилирования. Можно предполагать, что именно в этих слоях льда с высокой численностью ГБ происходят активные микробиологические процессы.

Ранее в устьевых зонах крупных притоков Амура (реки Зeya и Бурeya), характеризующихся повышенным содержанием гуминовых веществ, нами были обнаружены активно развивающиеся сульфатредуцирующие бактерии, а микробное сообщество проявляло устойчивость к солям ртути [Кондратьева и др., 2011, 2013].

В результате многолетних исследований нами установлено, что состав летучих органических веществ во льдах изменяется по годам, но практически всегда присутствуют метилированные соединения. Например, в 2005–2006 гг. после техногенной аварии в Китае во льдах доминировали различные метилированные производные бензола – потенциальные источники метильных радикалов. В зимний период 2010/11 г. во всех пробах льда, отобранных вдоль правого берега р. Амур, присутствовали хлористый метилен и бутилацетат. В некоторых нижних слоях льда наряду с высокими концентрациями хлористого метилена и

Содержание летучих органических веществ (мг/л) в нижнем слое льда и подледной воде р. Амур в районе Хабаровска (март 2012 г.)

Компонент	Левый берег		Середина		Правый берег	
	Вода	Лед	Вода	Лед	Вода	Лед
Гексан	4.6	Нпо	16.8	3.0	6.4	3.2
Этилацетат	1.9	3.3	4.2	18.2	2.8	9.9
Стирол	7.4	3.6	6.1	3.7	5.3	1.7

Примечание. Нпо – ниже пределов обнаружения.

бутилацетата присутствовали изопропилбензол и метилированные производные бензола (*o*- и *p*-ксилолы). Важно подчеркнуть, что хлористый метилен также присутствовал во льдах, отобранных в Пемзенской протоке, но его концентрации были ниже, чем в основном русле р. Амур [Konдратьева et al., 2012].

Как показали исследования, проведенные на Амуре в 2011–2012 гг., качественный и количественный состав летучих компонентов в подледной воде и в нижних слоях льда существенно различались (см. таблицу). Доминирующим компонентом в разных слоях льда, отобранных по поперечному профилю р. Амур и в Пемзенской протоке, был этилацетат. Причем в нижних слоях льда установлены более высокие концентрации этилацетата, чем в подледной воде. Можно предположить, что этот широко распространенный во льдах компонент является продуктом микробиологического разложения высокомолекулярных ОВ различного генезиса, поступивших в период формирования ледового покрова.

При послойном исследовании кернов льда высокие концентрации этилацетата были определены в основном русле Амура на середине и у правого берега (рис. 2). Максимальная концентрация

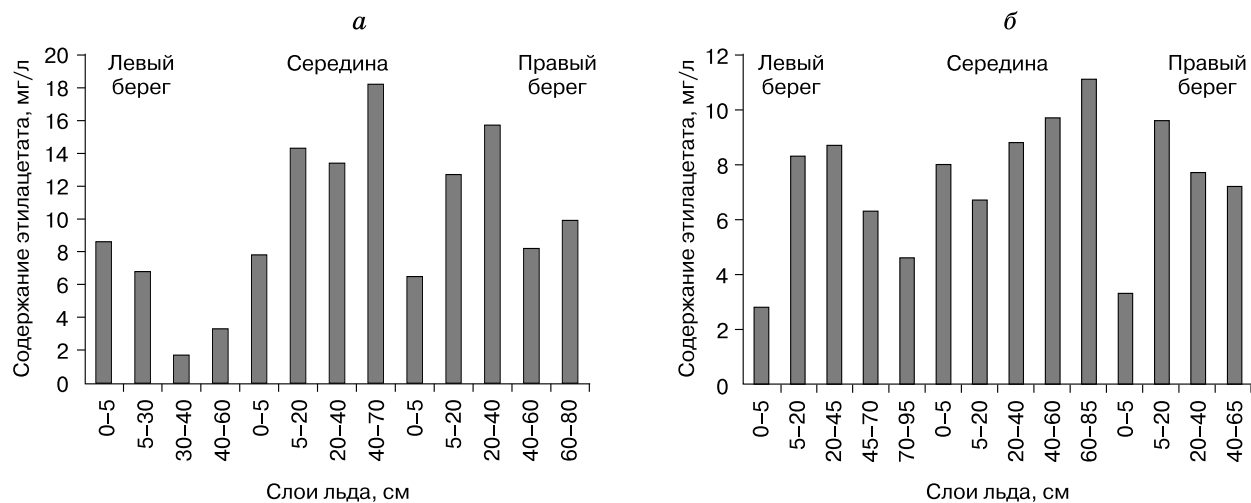


Рис. 2. Содержание этилацетата в разных слоях льда р. Амур (а) и Пемзенской протоки (б) по направлению: левый берег, середина, правый берег (март 2012 г.).

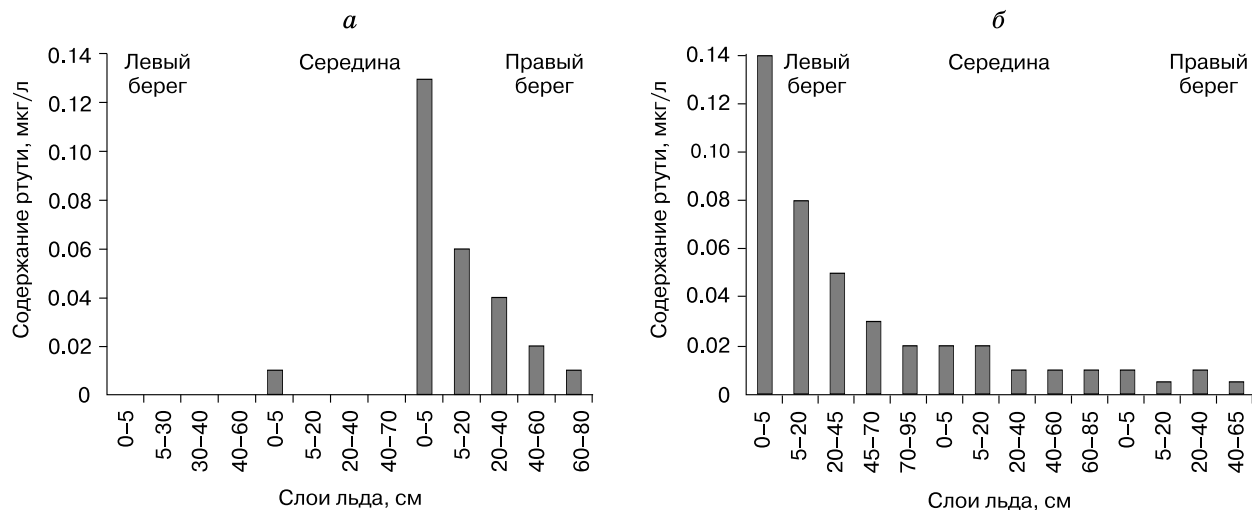


Рис. 3. Содержание ртути в разных слоях льда р. Амур (а) и Пемзенской протоки (б) по направлению: левый берег, середина, правый берег (март 2012 г.).

(18.2 мг/л) зарегистрирована на середине в нижнем 40–70-сантиметровом слое льда. Высокие концентрации этилацетата (8.0–11.1 мг/л) также были установлены на середине Пемзенской протоки по всей толще льда. У берегов в слоях льда, формирующихся в начале ледостава, его концентрации были ниже в 2–3 раза. Кроме того, у правого берега в 20–30-сантиметровом слое льда присутствовали ацетальдегид (4.1 мг/л), бензол (0.5 мг/л) и стирол (2.0 мг/л). У левого берега в слое льда 30–45 см кроме этилацетата были также идентифицированы акрилонитрил, встречающийся в сточных водах текстильной промышленности, гексан и стирол. Можно предположить, что в период ледостава из основного русла р. Амур в Пемзенскую протоку поступали компоненты сточных вод промышленных предприятий после несанкционированных сбросов.

Согласно литературным данным [Plata et al., 2005; Il'chenko, Shcherbakova, 2008], этилацетат может образовываться в результате микробиологической трансформации природных органических веществ. Выявленный нами в речном льду этилацетат может быть как антропогенного происхождения (из сточных вод), так и микробиологического происхождения.

Исследования льда в марте 2012 г. (рис. 3) показали наибольшую концентрацию ртути в верхних слоях льда у правого берега р. Амур (0.13 мкг/л) и у левого берега Пемзенской протоки (0.14 мкг/л). На середине этих водотоков концентрация ртути во всех слоях льда была минимальной (0.01 и 0.02 мкг/л) либо ниже предела обнаружения (менее 0.001 мкг/л).

При анализе разных слоев льда наблюдалось постепенное снижение концентрации ртути от

верхнего слоя к нижнему. Это может быть связано с ее повышенным содержанием в воде в начале формирования ледового покрова за счет осенних сбросов водохранилищ при подготовке к зиме и с прекращением влияния поверхностного стока. Высокие концентрации ртути в поверхностном слое льда у правого берега могут быть обусловлены ее 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 слоев амурского льда.

ВЫВОДЫ

В результате проведенного исследования установлено, что в зимний период во льдах р. Амур формируются условия для микробиологического метилирования ртути: загрязнение воды органическими веществами (в том числе гуминовой природы) и ртутьсодержащими соединениями; присутствие во льдах ртутьрезистентных микробных комплексов. Высокая численность культивируемых гетеротрофных бактерий, участвующих в биотрансформации органических веществ, обнаружена в слоях льда с частицами детрита. Неравномерное распределение летучих органических веществ по слоям льда, в том числе этилацетата и метилированных производных бензола, может быть следствием разной ферментативной активности криомикробиоценозов.

При отсутствии поступления в лед дополнительных источников углерода и при лимите кислорода в процессы трансформации вовлекаются нерастворимые органические вещества детрита.

В них могут участвовать различные представители гетеротрофных психрофильных микроорганизмов, создающих условия для развития специализированных групп бактерий, метилирующих ртуть.

Учитывая региональную специфику сезонного изменения содержания гуминовых веществ в амурской воде, присутствие доступных органических веществ во льдах, развитие в них устойчивых к ртути криомикробов, можно прогнозировать формирование условий для микробиологического метилирования ртути и ее включения в биогеохимические циклы. При весеннем ледоходе и таянии льда метилированная ртуть, обладающая повышенной биодоступностью, может включаться в трофические сети р. Амур, а также выноситься в прибрежные акватории Охотского и Японского морей.

Литература

Брушков А.В., Мельников В.П., Щелчкова М.В., Грива Г.И., Репин В.Е., Беннер Е.В., Танака М. Биогеохимия мерзлых пород Центральной Якутии // Криосфера Земли, 2011, т. XV, № 4, с. 90–100.

Ермаков В.В. Биогенная миграция и детоксикация ртути // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Материалы Междунар. симп. (Москва, 7–9 сент. 2010 г.). М., ГЕОХИ РАН, 2010, с. 5–14.

Коваль А.Т. Эколого-геохимическая оценка загрязнения ртутью компонентов природной среды Амурской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2003, 22 с.

Кондратьева Л.М. Геоэкологические исследования речного льда // Геоэкология. Инж. геология. Гидрогеология. Геокриология, 2010, № 6, с. 511–520.

Кондратьева Л.М., Андреева Д.В., Голубева Е.М. Влияние крупных притоков на биогеохимические процессы в реке Амур // География и природ. ресурсы, 2013, № 2, с. 36–46.

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. // Лед и снег, 2011, № 4, с. 118–124.

Кондратьева Л.М., Фишер Н.К. Микробиологические исследования льдов рек Амур и Сунгари // Криосфера Земли, 2012, т. XVI, № 1, с. 82–93.

Кондратьева Л.М., Шунькова Н.Н., Андреева Д.В. Влияние ионов тяжелых металлов на структуру бактериобентоса из различных местообитаний в реке Амур // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова, 2011, вып. 5, с. 239–246.

Кот Ф.С. Тяжелые металлы в донных отложениях Среднего и Нижнего Амура // Биогеохимические и экологические оценки техногенных экосистем бассейна реки Амур / Под ред. П.В. Ивашова. Владивосток, Дальнаука, 1994, с. 123–135.

Левшина С.И. Содержание и динамика органического вещества поверхностных вод бассейна р. Амур и его геоэкологическое значение на примере Среднеамурской низменности: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Хабаровск, 2006, 22 с.

Моисеенко Т.И. Ртуть в гидросфере // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Материалы Междунар. симп. (Москва, 7–9 сент. 2010 г.). М., ГЕОХИ РАН, 2010, с. 19–24.

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.

Соколова Е.А. Влияние температуры на развитие сульфатредуцирующих бактерий в экспериментальных и полевых условиях в зимний период // Сиб. экол. журн., 2010, т. 6, с. 865–869.

Степанов В.А., Юсупов Д.В., Радомская В.И. Экологические последствия складирования ртутьсодержащих отходов золотодобычи в пос. Соловьевск (Амурская область) // Геоэкология. Инж. геология. Гидрогеология. Геокриология, 2003, № 6, с. 540–545.

Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Ртуть в углях – серьезная экологическая проблема // Биосфера, 2010, т. 1, № 2, с. 237–247.

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 Microbiol Ecol., 2012, vol. 80, p. 637–645.

Durnford D., Dastoor A. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations // J. Geophys. Res.: Oceans, 2011, vol. 116, p. 1–30.

Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L. et al. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments // Environ. Sci. and Technol., 2013, vol. 47, p. 11810–11820.

Guimaraes J.R.D., Mauro J.B.N., Meili M. et al. Simultaneous radioassays of bacterial production and mercury methylation in the periphyton of a tropical and a temperate wetland // J. Environ. Manage, 2006, vol. 81, p. 95–100.

Eckley C.S., Hintelmann H. Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada // Sci. Total Environ., 2006, vol. 368, p. 111–125.

Hamelin S., Amyot M., Barkay T. et al. Methanogens: principal methylators of mercury in lake periphyton // Environ. Sci. and Technol., 2011, vol. 45, p. 7693–7700.

И'chenko A.P., Shcherbakova V.A. Effect of vitamin concentration on the synthesis of lactate, ethanol, pyruvate, and ethyl acetate in cells of the yeast *Dipodascus magnusii* // Microbiology, 2008, vol. 77, No. 4, p. 430–435.

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 // Environ. Sci. and Technol., 2006, vol. 40, No. 12, p. 3673–3678.

Kerin E.J., Gilmour C.C., Roden E. et al. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria // Applied and Environ. Microbiol., 2006, vol. 72, p. 7919–7921.

Kondratyeva L.M., Pan E.V., Zhukov A.G. Pollution of the Amur River during an ice cover: Primary factors of ecological risk // Proc. of the 2nd Intern. Meeting of Amur-Okhotsk Consortium. Sapporo, Publ. by Amur-Okhotsk Consortium, 2012, p. 35–41.

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 in Coastal Areas". Sapporo, 2014, p. 45–48.

Lehnher I., Louis V.L., Emmerton C.A., Barker J.D., Kirk J.L. Methylmercury cycling in high Arctic wetland ponds: Sources and sinks // Environ. Sci. and Technol., 2012, vol. 46, p. 10514–10522.

Liu G., Cai Y., O'Driscoll N. Environmental chemistry and toxicology of mercury. Hoboken, New Jersey (USA), John Wiley and Sons, Inc., 2012, 596 p.

Moller A.K., Barkay T., Al-Soud W.A. et al. Diversity and characterization of mercury-resistant bacteria in snow, fresh water and sea-ice brine from the High Arctic // *FEMS Microbiol. Ecology*, 2011, vol. 75, p. 390–401.

Plata C., Mauricio J.C., Millan C., Ortega J.M. Influence of glucose and oxygen on the production of ethyl acetate and isoamyl acetate by a *Saccharomyces cerevisiae* strain during alcoholic fermentation // *World J. Microbiol. and Biotechnol.*, 2005, vol. 21, p. 115–121.

Podar M., Gilmour C.C., Brandt C.C. et al. Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation // *Science Advances*, 2015, vol. 1, No. 9, DOI: 10.1126/sciadv.1500675.

Rivkina E.M., Friedmann E.I., McKay C.P., Gilichinsky D.A. Metabolic activity of permafrost bacteria below the freezing point // *Applied and Environ. Microbiol.*, 2000, vol. 66, p. 3230–3233.

Roh Y., Gao H., Vali H. et al. Metal reduction and iron biomineralization by a Psychrotolerant Fe(III)-Reducing Bacterium, *Shewanella* sp. Strain PV-4 // *Applied and Environ. Microbiol.*, 2006, vol. 72, p. 3236–3244.

Wasik J.K.C., Mitchell C.P.J., Engstrom D.R. et al. Methylmercury declines in a boreal peatland when experimental sulfate deposition decreases // *Environ. Sci. and Technol.*, 2012, vol. 46, p. 6663–6671.

Zhang H., Feng X., Larssen T. et al. Bioaccumulation of methylmercury versus inorganic mercury in rice (*Oryza sativa* L.) grain // *Environ. Sci. and Technol.*, 2010a, vol. 44, p. 4499–4504.

Zhang Z.S., Sun X.J., Wang Q.C. et al. Recovery from mercury contamination in the Second Songhua River, China // *Water, Air and Soil Pollution*, 2010b, vol. 211, p. 219–229.

*Поступила в редакцию
12 ноября 2015 г.*