

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ
ДАЛЬНЕВОСТОЧНОГО ОТДЕЛЕНИЯ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

На правах рукописи



АНДРЕЕВА Диана Валерьевна

**ИНДИКАЦИОННАЯ РОЛЬ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ В
ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ АМУР**

Специальность 03.02.08 – Экология (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
Кондратьева Любовь Михайловна
доктор биологических наук, профессор,
заслуженный деятель науки РФ

Хабаровск – 2019

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	5
Глава 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	10
1.1 История открытия и изучения сульфатредуцирующих бактерий.....	10
1.2 Экологическое значение процесса сульфатредукции для водных экосистем.....	15
1.3 Филогенетическое разнообразие сульфатредуцирующих бактерий.....	17
1.4 Аэротолерантность сульфатредуцирующих бактерий.....	19
1.5 Экологические ниши сульфатредуцирующих бактерий.....	21
1.6 Сульфатредуцирующие бактерии – метиляторы ртути.....	22
Глава 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	27
2.1 Характеристика района исследований	27
2.2 Объекты исследования.....	31
2.3 Микробиологические исследования.....	35
Глава 3. ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ В ВОДЕ РЕКИ АМУР.....	40
3.1 Численность сульфатредуцирующих бактерий в 2012 году.....	41
3.2 Численность сульфатредуцирующих бактерий в реке Амур в период наводнения 2013 года	43
3.3 Особенности распределения численности сульфатредуцирующих бактерий в реке Амур в послепаводковый период.....	49
Глава 4. БЕНТОСНЫЕ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИЕ БАКТЕРИИ ИЗ РАЗЛИЧНЫХ МЕСТООБИТАНИЙ РЕКИ АМУР.....	52
4.1 Численность и активность бентосных бактерий на Среднем Амуре	55

4.2 Численность и активность бентосных бактерий на Нижнем Амуре.....	60
4.3 Риск образования сероводородных зон.....	62
4.4 Устойчивость бактериобентоса р. Амур к тяжелым металлам... ..	65
Глава 5. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ В ПЕРИОД ЛЕДОСТАВА НА АМУРЕ.....	
5.1 Содержание органических веществ в воде и толще льда р. Амур.....	74
5.2 Содержание ртути во льдах р. Амур.....	82
5.3 Культивируемые гетеротрофные бактерии во льдах р. Амур.....	83
5.4 Сульфатредуцирующих бактерий в подледной воде и льдах р. Амур.....	87
5.5 Роль сульфатредуцирующих бактерий в метилировании ртути во льдах р. Амур.....	95
ВЫВОДЫ.....	101
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	103

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

АОВ – суммарное содержание ароматических веществ

АМБ – аммонифицирующие бактерии

ДНБ – денитрифицирующие бактерии

КГБ – культивируемые гетеротрофные бактерии

КМЦ – криофильные микробные сообщества (криомикробоценозы)

ЛБ – левый берег

МК – микробные комплексы

НБ – нитрифицирующие бактерии

ОВ – органические вещества

ОП – оптическая плотность

ПБ – правый берег

РОВ – суммарное содержание растворенных органических веществ

С – середина

СРБ – сульфатредуцирующие бактерии

ТМ – тяжелые металлы

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. Возрастающая угроза изменения климата, увеличение числа природных опасностей, загрязнение природных вод органическими веществами различного генезиса определяют благополучие функционирования водных экосистем и сохранение их биоразнообразия (Goswami et al., 2006; Qin et al., 2015). Качество и вторичное загрязнение водной среды, возможность биоаккумуляции различных элементов и их передача по трофическим цепям, поведение токсичных элементов в контактных зонах вода – дно и вода – лед напрямую связаны с динамикой биогеохимических процессов разложения органических веществ, поступающих с речным, поверхностным стоком и в составе сточных вод (Кондратьева, 2005).

При оценке экологического состояния р. Амур важное место отводится влиянию крупных притоков (реки Зeya, Бурeya, Сунгари, Уссури). Особое внимание уделяется трансграничному поступлению разнообразных поллютантов с территории Китая (Иванова, 2004; Кондратьева и др., 2010; Кондратьева и др., 2013; Кот, 1999а; Шестеркин, Шестеркина, 2012).

Вовлечение органических веществ в биогеохимические процессы, происходящие при евтрофировании водных экосистем, сопровождается активным потреблением кислорода и процессом сульфатредукции в придонных слоях воды, донных отложениях и толще льда (Иванов, 1998; Кондратьева, 2002а; Леонов, Чичерина, 2008а, 2008б; Соколова, 2010; Muzyer, Stams 2008; Pikuta et al., 2003). В результате активизации процессов сульфатредукции ухудшается санитарно-экологическая обстановка за счет образования сероводородных зон на отдельных участках реки, что оказывает негативное влияние на жизнедеятельность гидробионтов, приводя к массовой гибели рыб (Титова и др., 2017). В связи с этим, исследования биогеохимических процессов с участием сульфатредуцирующих бактерий, происходящих в контактных зонах вода-донные отложения и вода-лед чрезвычайно актуальны для оценки экологического состояния водных экосистем, для прогнозирования формирования локальных сероводородных зон и метилирования ртути.

Цель исследования: определить особенности функционирования сульфатредуцирующих бактерий в основных компонентах водной экосистемы (вода, донные отложения, лед) и показать их индикационную роль в оценке экологического состояния реки Амур.

Задачи:

1. Оценить роль сульфатредуцирующих бактерий в формировании сероводородных зон на разных участках р. Амур в летний период.
2. Установить резистентность бентосных сульфатредуцирующих бактерий к тяжелым металлам (ртуть, свинец, кадмий) в зоне влияния крупных притоков (реки Зея, Буряя, Сунгари, Уссури).
3. Выявить особенности динамики численности сульфатредуцирующих бактерий при изменении гидрологического режима в период наводнения на р. Амур.
4. Оценить влияние органических веществ на пространственное распределение сульфатредуцирующих бактерий во льдах р. Амур.
5. Определить резистентность СРБ к ртутному загрязнению в период ледостава.

Защищаемые положения:

1. Высокая численность и активность сульфатредуцирующих бактерий в р. Амур определяется влиянием комплекса экологических факторов: условия местообитания, гидрологический режим, состав органических веществ, поступающих со стоком крупных притоков (реки Зея, Буряя, Сунгари, Уссури).

2. Хроническое ртутное загрязнение р. Амур в период ледостава, устойчивость сульфатредуцирующих бактерий к ионам ртути, присутствие растительного детрита, содержащего органические вещества с метил радикалами – служат факторами риска образования в толще льда более токсичной метилртути.

Научная новизна. Для выявления риска образования сероводорода в зонах аккумуляции взвешенных веществ с высоким содержанием органических соединений впервые предложен метод расчета коэффициента риска $R(H_2S)$,

который позволяет определить направленность ведущих биогеохимических процессов в трансформации и деструкции органических веществ в контактной зоне вода–дно при интенсивном евтрофировании водных экосистем при участии сульфатредуцирующих и аммонифицирующих бактерий. Впервые исследована пространственно-временная динамика распределения сульфатредуцирующих бактерий во льдах р. Амур, отражающая содержание в них органических веществ. Обоснованы предпосылки для метилирования ртути в донных отложениях и льдах р. Амур. Показано, что существуют пролонгированные риски поступления метилртути в прибрежные акватории Дальневосточных морей во время весеннего ледохода.

Практическая значимость. Сульфатредуцирующие бактерии из воды, донных отложений и льда предлагаются в качестве биоиндикаторов экологического состояния р. Амур. Численность и активность сульфатредуцирующих бактерий рекомендуется использовать для прогнозирования формирования локальных сероводородных зон; оценки загрязнения компонентов экосистемы р. Амур тяжелыми металлами и риска метилирования ртути; необходимости контроля периодичности технологических сбросов из Зейского и Бурейского водохранилищ – поставщиков детрита.

Результаты исследований вошли в научные отчеты по темам «Современные экологические риски, последствия и прогноз природных и антропогенных преобразований экосистем бассейна Амура (российская часть) в условиях глобального изменения климата», № гос. регистрации 01201253486 и «Природные опасности и антропогенные преобразования экосистем муссонных областей Северо-Восточной Азии», № гос. регистрации 115040910002.

Апробация работы. Основные результаты исследований представлены и обсуждены на Всероссийских и международных научных конференциях: «Экология и безопасность жизнедеятельности города: проблемы и решения» (Хабаровск, 2009; 2014; 2016); Дальневосточная весна-2010 (Комсомольск-на-Амуре, 2010); «Чтения памяти профессора Владимира Яковлевича Леванидова» (Владивосток, 2011; 2014; 2017; 2019), «Биоиндикация в мониторинге

пресноводных экосистем» (Санкт-Петербург, 2011); 4th International Multidisciplinary Conference on Hydrology and Ecology (HydroEco'2013) (Rennes, France, 2013); 3rd Biohydrology conference «Water for life» (Landau / Pfalz, Germany, 2013); 4-ый Байкальский микробиологический симпозиум с международным участием «Микроорганизмы и вирусы в водных экосистемах» (Иркутск, 2015); «Регионы нового освоения: современное состояние природных комплексов и вопросы их охраны» (Хабаровск, 2015; 2017); «Водные и экологические проблемы, преобразование экосистем в условиях глобального изменения климата» (Хабаровск, 2014; 2016; 2018); «Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии» (Барнаул, 2017); 12th International Symposium on Ecohydraulics (ISE 2018, Токуо, Япония), а также на региональных конференциях аспирантов и молодых ученых в 2011, 2013-2018 гг.

Публикации. По теме диссертации опубликованы 33 печатных работы, из них 4 статьи в рецензируемых журналах, рекомендуемых ВАК (в том числе две – в журналах, индексируемых в международных базах цитирования Web of Science и Scopus).

Структура и объем работы. Диссертационная работа состоит из введения, обзора литературы (глава 1), описания объектов и методов исследования (глава 2), трех глав собственных исследований (главы 3, 4, 5), заключения, выводов, списка цитируемой литературы, включающего 245 наименований, из которых 127 на русском, 118 на английском языках. Работа представлена на 133 страницах, включая текст, 19 таблиц и 26 рисунков.

Личный вклад. Диссертант принимал непосредственное участие в экспедиционных работах, проведении экспериментов, обработке и обобщении результатов, подготовке иллюстрационного материала, формулировке выводов диссертации, материалах научных конференций и публикациях.

Благодарности. Автор выражает искреннюю признательность за постоянную помощь, внимание и поддержку при выполнении работы научному руководителю – профессору, д.б.н. Л.М. Кондратьевой. Автор благодарен заведующему лабораторией гидрологии и гидрогеологии ИВЭП ДВО РАН к.г.н.

В.И. Киму, д.г.н. А.Н. Махинову и всем коллегам за помощь в отборе проб воды, донных отложений и льда, а также за внимание, ценные советы и обсуждения. Автор благодарит сотрудников Хабаровского инновационно-аналитического центра (ИТИГ ДВО РАН) Е.М. Голубеву и А.В. Штареву за определение содержания ртути в воде, донных отложениях и льдах.

ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

Микроорганизмы составляют основную часть живой биомассы на Земле и населяют большинство природных сред обитания. Они играют уникальную решающую роль в биогеохимических циклах планеты (Вернадский, 2001; Steinberg, 2012). Одним из наиболее важных окислительно-восстановительных процессов в природных анаэробных средах, протекающих с участием микроорганизмов, является окисление органических веществ с восстановлением сульфатов до сероводорода (Леонов, Чичерина, 2008а; Bao et al., 2018; Muyzer, Stams, 2008; Rabus et al., 2015; Rubio-Rincón et al., 2017). Процесс сульфатредукции может происходить в контактной зоне вода–дно, толще донных осадков и во льдах при участии сульфатредуцирующих бактерий (СРБ). Численность СРБ характеризует окислительно-восстановительную обстановку, наличие сульфатов и дефицит кислорода в водной экосистеме (Вайнштейн, Гоготова, 1987). В водоемах и водотоках происходит микробиологическая трансформация ОВ и образование газообразных веществ CO_2 и H_2S , поэтому существует повышенный риск образования сероводородных зон за счет дефицита кислорода в толще воды в придонных слоях. Сероводород, который образуется в результате процесса сульфатредукции, токсичен для гидробионтов, потому что ингибирует цитохромную оксидазу – фермент, отвечающий за последнюю стадию дыхательной цепи (Caliro et al., 2008). Кроме того, в результате активизации процессов сульфатредукции ухудшается санитарно-экологическая обстановка на отдельных участках реки.

1.1 История открытия и изучения сульфатредуцирующих бактерий

Майер и Кон первыми еще в XIX веке определили, что продукция значительных концентраций сероводорода в морских местообитаниях связана с биологическим восстановлением сульфатов. Гоппе-Зейлер Э. в 1886 г. показал, что при внесении CaSO_4 в анаэробную накопительную культуру из ила происходит полное разложение целлюлозы, а сульфат, в свою очередь, восстанавливается до сульфида. В 1895 г. в ходе изучения микробной продукции сульфида М. Бейеринк впервые выделил культуру сульфатредуцирующей

бактерии (рис. 1), названной *Spirillum desulfuricans* (ныне – *Desulfovibrio desulfuricans*).

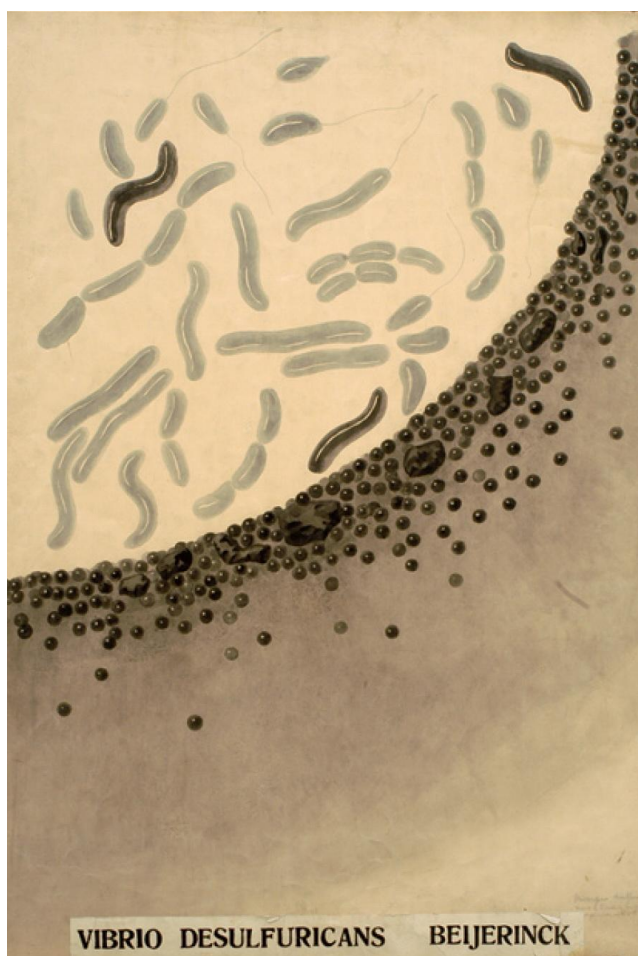


Рис. 1. *Vibrio desulfuricans* – первая культура сульфатредуцирующих бактерий, выделенная Бейеринком в 1895 г. (Muyzer, Stams, 2008).

В дальнейшем изучение сульфатредуцирующих микроорганизмов продолжалось и развивалось. Первая термофильная СРБ, имеющая оптимальную для роста температуру 55°C, была описана в 1924 г. и названа *Vibrio thermodesulfuricans*. Впоследствии данный микроорганизм стали рассматривать как штамм *Desulfovibrio desulfuricans*, адаптированный к высоким температурам (Muyzer, Stams, 2008).

Первыми описанными спорообразующими СРБ были термофильные бактерии *Clostridium nigrificans* и *Sporovibrio desulfuricans*, идентифицированные впоследствии как один вид – *Desulfotomaculum nigrificans* (Campbell, Postgate, 1965). До начала 80-х годов XX века считали, что сульфатредуцирующие

микроорганизмы играют важную роль в глобальном цикле углерода, поскольку на тот момент было известно, что представители родов *Desulfovibrio* и *Desulfotomaculum* могут использовать в своем метаболизме водород и ряд органических соединений, таких как этанол, формиат, лактат, пируват, малат и сукцинат, окисляя их до ацетата (Muzyer, Stams, 2008). Однако благодаря исследованиям Фритца Видделя стало понятно, что СРБ являются важнейшими участниками биогеохимического цикла углерода в анаэробных экосистемах. Видделем было выделено и описано множество СРБ, способных к росту на таких органических субстратах, как коротко- и длинноцепочечные жирные кислоты, и ароматические соединения (бензоат и фенол) (Barton, Hamilton, 2007).

За последние 30 лет была показана способность сульфатредуцирующих микроорганизмов использовать, помимо упомянутых выше, еще более широкий спектр органических субстратов, включающий в себя сахара (Sass et al., 2002), аминокислоты (Ваена et al., 1998) и одноуглеродные соединения, такие, как метанол (Назина и др., 1988), СО (Henstra et al., 2007) и метилмеркаптан (Tanimoto, Vak, 1994). Также СРБ могут расти, осуществляя дисмутацию тиосульфата, сульфита и серы, приводящую к образованию сульфата и сульфида (Bottcher et al., 2005). Помимо бензоата и фенола СРБ также могут деградировать такие ароматические углеводороды, как толуол и этилбензол (Morasch et al., 2004). Более того, была описана способность СРБ использовать длинноцепочечные алканы (Cravo-Laureau et al., 2004; Davidova et al., 2006), алкены (Grossi et al., 2007), а также короткоцепочечные алканы (Kniemeyer et al., 2007).

При этом сульфатредукторы лишены возможности использовать напрямую в своем метаболизме полимерные органические соединения (крахмал, целлюлозу, белки, нуклеиновые кислоты и липиды). Таким образом, в природных местообитаниях СРБ находятся в тесной взаимосвязи с микроорганизмами, осуществляющими деструкцию сложных органических соединений (рис. 2).

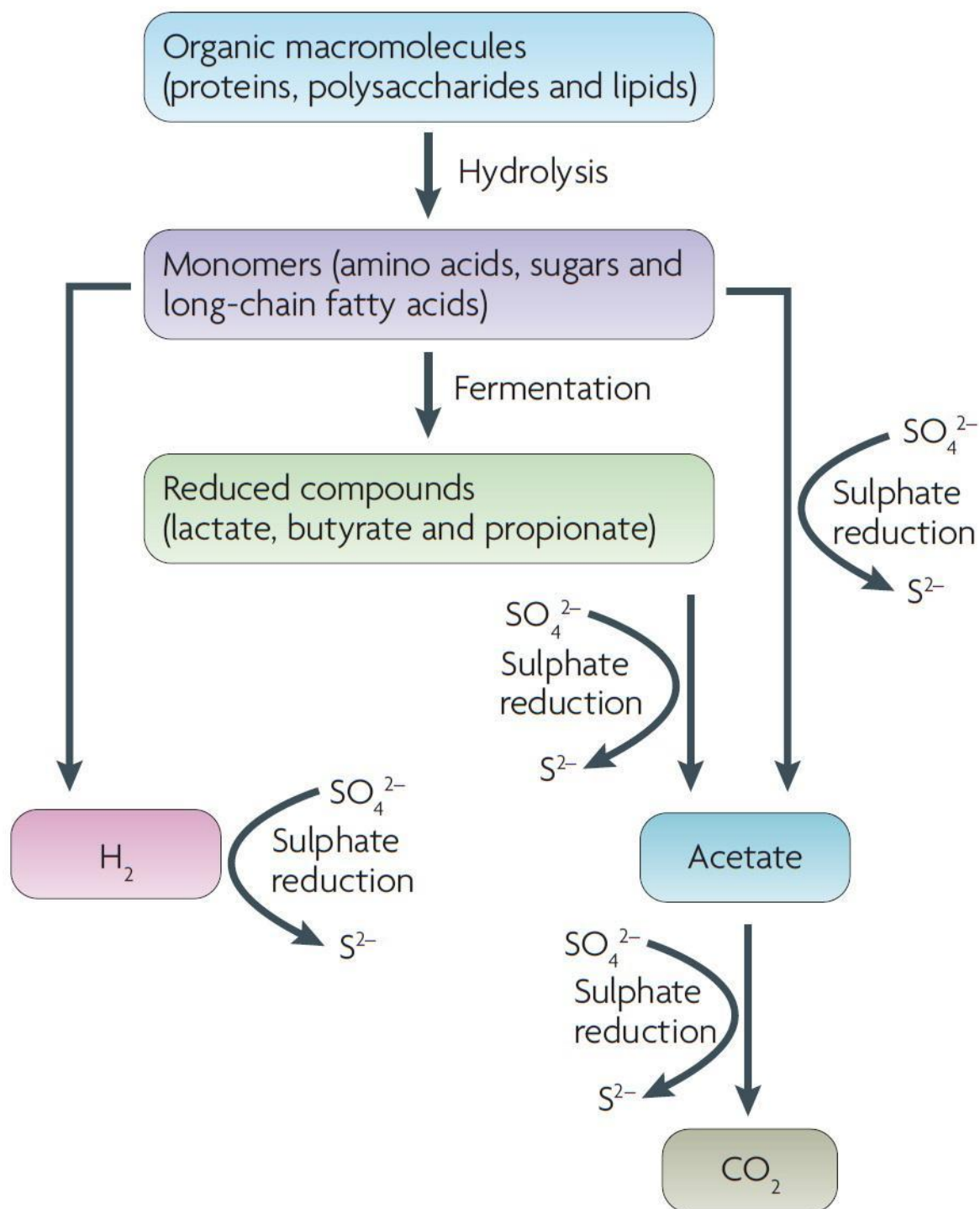


Рис. 2. Общая схема деградации органического вещества микробными сообществами в присутствии сульфата (Muyzer, Stams, 2008).

По физиологическим характеристикам сульфатредуцирующие бактерии могут быть разделены на две большие группы – микроорганизмы, осуществляющие неполное разложение органических субстратов до ацетата и полное разложение до углекислого газа. Как уже было сказано, основным

акцептором электронов для СРБ является сульфат. Тем не менее, с точки зрения термодинамики, сульфат является не самым благоприятным акцептором электронов для микроорганизмов. Перед восстановлением сульфат активирует АТФ-сульфурилазу, в результате чего формируется аденозин-фосфосульфат (АФС) и пирофосфат, который гидролизуется пирофосфатазой до 2-фосфата. Наблюдая образование водорода при культивировании бактерий на лактате с сульфатом, Дж. Одом и Х. Пек предложили модель, согласно которой лактат сначала превращается в ацетат, диоксид углерода и водород; водород диффундирует из клетки и используется в качестве донора электронов для сульфатредукции. Эта модель даже сегодня является спорной (Rabus et al., 2013), но она так и не была опровергнута или подтверждена убедительно. Образование водорода в процессе роста на лактате отражает важную роль АТФ для транспортировки сульфата через цитоплазматическую мембрану и активацию сульфата для АФС.

Сульфат-независимая деградация лактата, возможно, является способом получения АТФ, который необходим для инициации сульфатного метаболизма (Muzyer, Stams, 2008). Однако в его отсутствие многие СРБ могут использовать в качестве акцепторов электронов и другие соединения серы (тиосульфат, сульфит и элементарную серу), восстанавливая их до сульфида, а также нитраты и нитриты, восстанавливая их до аммония (López-Cortés et al., 2006). Сульфатредуцирующие бактерии способны проявлять нитратредуктазную активность (Dorosh et al., 2016). Помимо этого, для некоторых СРБ показана способность использовать в качестве акцепторов электронов соединения тяжелых металлов, например, Fe(III) (Park et al., 2007), U(VI) (Lovley et al., 1992), Tc(VII) (Lloyd et al., 1999), Se(VI) (Tucker et al., 1998), Cr(VI) (Lovley et al., 1994) и As(VI) (Masu et al., 2000), однако данные процессы не всегда связаны с ростом культуры.

Также акцепторами электронов для СРБ могут выступать и органические соединения, например, фумарат (Jonkers et al., 2005). Некоторые морские сульфатредуцирующие бактерии используют в качестве акцептора электронов диметилсульфоксид (Lie et al., 1996). В пресноводных местообитаниях при

низком содержании сульфатов СРБ играют большую роль в сбраживании и анаэробном окислении органических субстратов. Многие представители родов *Desulfovibrio* и *Desulfomicrobium* способны сбраживать пируват с образованием ацетата, углекислого газа и водорода (Muzyer, Stams, 2008).

В последние годы обнаружена способность ряда сульфатредуцирующих бактерий к восстановлению в энергетическом процессе нитратов и нитритов до аммония (NO^{2-} и $\text{NO}^{3-} \rightarrow \text{NH}^{4+}$), селената до селенита (SeO_4^{2-} переходит в SeO_3^{2-}), фумарата до сукцината ($\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_4 \rightarrow \text{C}_4\text{H}_6\text{O}_4$), а также CO_2 . В последнем случае это приводит к синтезу ацетата (Rabus et al., 2013).

1.2 Экологическое значение процесса сульфатредукции для водных экосистем

Важное экологическое значение сульфатредуцирующих бактерий связано с их участием в процессе деструкции органических веществ и продуцировании химически активного вещества – H_2S (Леонов, Чичерина, 2008а). Содержание сероводорода в значительной мере зависит от наличия кислорода в водной толще. Поэтому в основном его образование локализовано в донных осадках и частично в придонных слоях воды. Особенно опасным является накопление сероводорода в придонных слоях, где находятся нерестилища некоторых видов рыб. Для оценки возможных токсических эффектов восстановленных сернистых веществ необходимо знать пределы их токсического влияния.

Сероводород находится в водах в виде недиссоциированных молекул H_2S , ионов гидросульфида HS^- и, весьма редко, сульфидов S^{2-} (при $\text{pH} > 10$). Количественные соотношения между указанными формами представлены в таблице 1. Соотношение этих форм зависит от значения pH , в меньшей степени на них влияют температура и минерализация (Muzyer, Stams, 2008).

Знание реального содержания сероводорода в растворенной молекулярной форме необходимо, потому что токсичность его намного выше, чем у ионных форм, что, вероятно, связано с его сильными восстановительными свойствами.

Мольные доли (%) сероводорода, гидросульфидов и сульфидов в воде в зависимости от pH (Muyzer, Stams, 2008)

pH	Мольная доля, %		
	H ₂ S	HS ⁻	S ²⁻
5,5	96,5	3,5	—
6,0	89,5	10,2	—
6,5	73,6	26,4	—
7,0	46,9	53,1	—
7,5	21,8	78,2	—
8,0	8,1	91,9	—
8,5	2,7	97,3	—
9,0	0,9	99,1	—
9,5	0,3	99,6	0,1
10,0	0,1	99,6	0,3
10,5	—	98,9	1,1
11,0	—	96,8	3,2

Предполагают, что сероводород может нарушать дыхательные процессы у рыб. Он также является токсичным и для других гидробионтов (Тимофеева, 1991). Установлена ПДК для вод рыбохозяйственного назначения, равная 0,005 мг/дм³. Сульфид отнесен к 3 классу опасности. По санитарно-гигиеническим нормам (СанПиН, 2002) сероводород для воды водоемов питьевого назначения относится к 4 классу опасности – умеренно опасные вещества (величина норматива – 0,003 мг/л).

Часто водоемы подвергаются антропогенному воздействию, которое не ограничивается только увеличением содержания сульфатов в воде и ее подкислением. В ряде случаев наблюдается комбинированное загрязнение водоемов сернистыми соединениями и органическими веществами, а также

азотом и фосфором, что приводит к активизации цепочки биологических процессов, включающей первичную продукцию органического вещества, расход кислорода на окисление избыточного органического вещества, эвтрофикации водоемов, а также к образованию сероводорода в больших количествах за счет активизации деятельности сульфатредуцирующих бактерий в возникших анаэробных условиях (Скрябин и др., 1983).

До тех пор, пока в водоеме имеется ресурс реакционноспособного железа, образующийся H_2S связывается полностью. При интенсивном процессе восстановления сульфатов запаса реакционноспособного железа может не хватать (Самойленко, 1993). При возникновении подобной ситуации сероводород при отсутствии других связующих элементов и полном исчерпании кислорода в водной толще (особенно в период зимней стагнации) может выходить на поверхность водоема и распространяться в воздушной среде.

1.3 Филогенетическое разнообразие сульфатредуцирующих бактерий

До начала 1980-х гг. систематика СРБ традиционно базировалась на фенотипических характеристиках, таких, как потребляемые субстраты, морфология клеток, химические и/или биохимические маркеры. Такими маркерами, например, являются десульфовиридин, жирные кислоты мембранных липидов или менахиноны (Rabus et al., 2006).

Общая филогенетическая дендрограмма сульфатредуцирующих микроорганизмов представлена на рисунке 3. В настоящее время на основе анализа последовательностей гена 16S рРНК выделяют 7 филогенетических линий сульфатредуцирующих микроорганизмов – 5 внутри домена *Bacteria* и 2 внутри домена *Archaea* (Muyzer, Stams, 2008). Большинство СРБ принадлежит к 23 родам внутри классов *Deltaproteobacteria* (грамотрицательные мезофильные СРБ) и *Clostridia* (грамположительные спорообразующие СРБ).

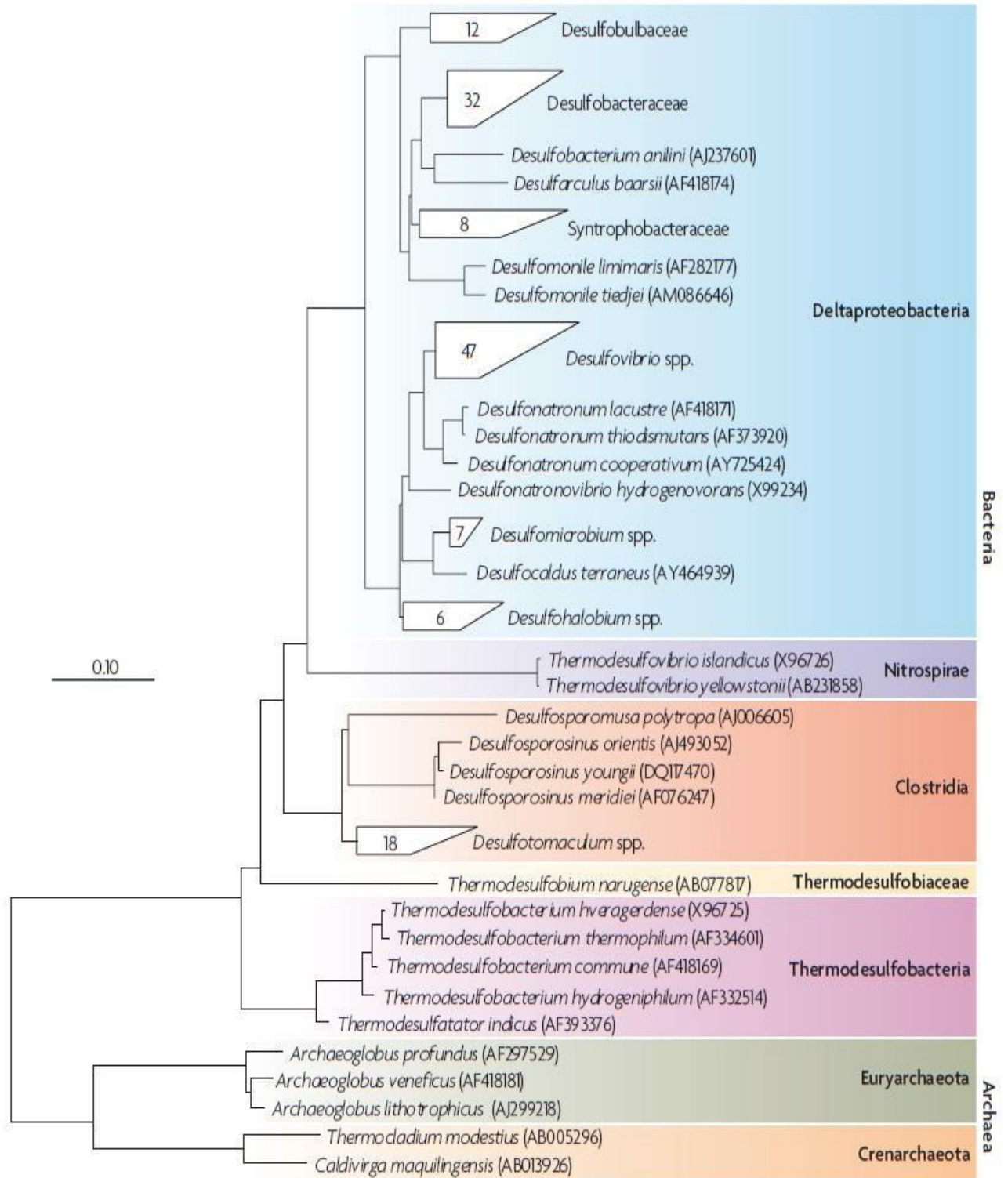


Рис. 3. Филогенетическая дендрограмма, построенная на основании анализа полных последовательностей гена 16S рНК известных СРБ (Muyzer, Stams, 2008).

Три линии – *Nitrospirae* (род *Thermodesulfovibrio*), *Thermodesulfobacteria* (род *Thermodesulfobacterium*) и *Thermodesulfobiaceae* (род *Thermodesulfobium*) содержат исключительно термофильных СРБ. Сульфатредуцирующие бактерии также встречаются среди архея – к ним относятся представители рода *Archaeoglobus* в филуме *Euryarchaeota* и родов *Thermocladium* и *Caldirvirga* в филуме *Crenarchaeota* (Muzyer, Stams, 2008).

1.4 Аэротолерантность сульфатредуцирующих бактерий

Традиционно считается, что сульфатредуцирующие бактерии относятся к строгим анаэробам и их рост ингибируется кислородом. Ранее было показано, что активные формы кислорода непосредственно инактивируют ключевые ферменты метаболизма сульфатредуцирующих бактерий, в частности, лактатдегидрогеназу (Stams, Hansen, 1982).

Однако известны данные о том, что не все сульфатредукторы быстро погибают в присутствии кислорода, а многие из них обладают значительной аэротолерантностью (Hardy, Hamilton, 1985). Более того, некоторые виды *Desulfovibrio* spp. способны сохранять жизнеспособность даже при длительной (в течение нескольких часов) экспозиции на воздухе, потреблять кислород (Dilling, Сурпонка, 1990) и возобновлять свой активный рост при наступлении благоприятных анаэробных условий (Сурпонка, 2000). Кроме того, СРБ все чаще обнаруживают в местообитаниях, подверженных периодическому воздействию кислорода, таких, как верхние слои донных отложений или циано-бактериальных матов (Krekeler et al., 1997; Jonkers et al., 2005), что косвенно свидетельствует о наличии в клетках СРБ систем антиокислительной защиты.

Среди способов защиты сульфатредуцирующих бактерий от окислительных стрессов можно выделить два типа – физиологический и биохимический.

К физиологическим механизмам относится, например, наличие у подвижных форм СРБ отрицательного аэротаксиса. Такая способность показана для *Desulfovibrio oxyclinae*, обитающего в циано-бактериальных матах (Krekeler et al., 1998), а у *Desulfovibrio vulgaris* обнаружен редокс-чувствительный белок,

позволяющий чутко реагировать на изменение содержания кислорода в окружающей среде (Fu et al., 1994; Eschemann et al., 1999). Многие СРБ формируют скопления клеток, способных к поглощению O_2 в качестве эффективного механизма антиокислительной защиты. Также показано формирование микроколоний и консорциумов бактерий цикла серы, в которых серобактерии существуют в ассоциации с сульфатредукторами, что уменьшает доступ кислорода к клеткам последних (Dolla et al., 2006; Brioukhanov, Netrusov, 2010; Брюханов и др., 2016).

Биохимическая аэротолерантность клетки обеспечивается благодаря специальным ферментам. Помимо классических ферментов антиокислительной защиты (супероксиддисмутаза, различные пероксидазы, гемовые каталазы), которые присутствуют не у всех СРБ, в их клетках были обнаружены уникальные негемовые железосодержащие белки, такие как супероксидредуктазы (десульфоферродоксин, неелоредоксин) и НАДН-зависимые пероксидазы (рубритрин и нигеритрин), весьма эффективно удаляющие активные формы кислорода (АФК) (Brioukhanov et al., 2010; Bryukhanov et al., 2018). Установлено, что *Desulfovibrio vulgaris* и *D. desulfuricans* обладают способностью связывать O_2 благодаря наличию у них периплазматической гидрогеназы и мультигемного цитохрома С-типа с низким восстановительным потенциалом, а *D. gigas* благодаря цитоплазматической рубредоксин оксидазе (Cypionka, 2000). Некоторые сульфатредуцирующие бактерии способны использовать кислород в качестве акцептора электронов для снижения его концентрации в окружающей среде. Так, у представителей рода *Desulfovibrio* показано наличие электрон-транспортной цепи, используемой ими в целях антиокислительной защиты, но не для получения энергии (Lemos et al., 2001).

1.5 Экологические ниши сульфатредуцирующих бактерий

Сульфатредуцирующие бактерии являются уникальной группой прокариотических микроорганизмов, обладающих не только значительным спектром используемых доноров и акцепторов электронов, но также широко распространенных в разнообразных аэробных и анаэробных местообитаниях (табл. 2).

Помимо участия в глобальных биогеохимических циклах серы и углерода, сульфатредуцирующие микроорганизмы также играют существенную роль в функционировании антропогенных экосистем (Джиллер, 1988). Деятельность СРБ в составе биопленок, прибрежных осадков и в водной толще морей считается основной причиной биокоррозии стальных и железобетонных портовых сооружений, металлоконструкций буровых платформ, цистерн, промышленных газо-, нефте- и водопроводов в анаэробных условиях из-за образования сероводорода (очень активного агента коррозии) и потребления сульфатредуцирующими бактериями водорода, образующегося на поверхности железа при его контакте с водой (Fukui et al., 1999; Plugge et al., 2011).

Однако микробная коррозия металлоконструкций, может достаточно интенсивно идти и в присутствии кислорода из-за высокой степени аэротолерантности многих СРБ. Сульфатредуцирующие бактерии находят важное практическое применение в очистке сточных вод от токсичных соединений тяжелых металлов, металлоидов и радионуклидов, так как эти микроорганизмы обладают высокой металл-редуктазной активностью (Хамидуллина и др., 2012). Помимо этого, СРБ могут использоваться и в биоремедиации сточных вод от окисленных соединений серы (Janssen, Schink, 1995).

Китайскими учеными установлено (Jiang et al., 2009), что сульфатредуцирующие бактерии могут обитать как в поверхностных слоях донных осадков, так и на глубине 50 см.

Распространение сульфатредуцирующих бактерий в окружающей среде

Нахождение в природе	Литературный источник
Почва	Escoffier et al., 2001; Zhang, Wang, 2017
Болотный грунт и донные отложения пресных вод	Пименов и др., 2014; Pester et al., 2012
Термальные и холодные серные источники	Кашкак и др., 2016
Кислые и щелочные воды	Sen, Johnson, 1999; Абидуева и др., 2015
Воды из месторождений нефти и природного газа	Nilsen et al., 1996
Содовые озера	Горленко и др., 1999; Колосов и др., 2010
Промышленные сточные воды	Ben-Dov et al., 2007
Морская вода, морские донные отложения, морской лед	Брюханов и др., 2011, 2015; Бурдиян, 2007; Boetius et al., 2015; Pimenov et al., 2014; Hines, Buck, 1982; Webster et al., 2006
Лед пресноводных озер	Karr et al., 2005; Sattley et al., 2010
Подземные воды	Kirk et al., 2004

1.6 Сульфатредуцирующие бактерии – метиляторы ртути

Ртуть относится к одному из главных экотоксикантов, оказывающих негативное влияние на жизнедеятельность различных групп организмов и здоровье человека (Леонова и др., 2002; Моисеенко, 2010; Сухенко, 1995 а; б; Федоров, Овсепян, 2010; Frohne et al., 2012). Масштабы ртутной проблемы увеличиваются в связи с ростом антропогенного влияния на загрязнение природной среды (Eckley, Hintelmann, 2006; Li et al., 2010). Загрязнение атмосферы, почв, лесных массивов и водных экосистем обеспечивает ее быструю циркуляцию (Skylberg et al., 2003; Steffen et al., 2008).

Риск ртутного загрязнения зависит от многих факторов, в том числе от формы нахождения этого металла в окружающей среде (Constant et al., 2007; Durnford, Dastoor, 2011; Correia et al., 2017), включая воду и донные отложения

(ДО). Самой токсичной формой является метилртуть (CH_3Hg^+). Несмотря на то, что известно абиотическое метилирование, оно имеет минимальное значение по сравнению с биологическим метилированием. Согласно данным различных исследователей, основными метиляторами ртути могут выступать сульфатредуцирующие, железоредуцирующие и метанотрофные бактерии, которые способны использовать различные низкомолекулярные источники углерода (Kerin et al., 2006; Hsu-Kim et al., 2013). В результате биогеохимических процессов, включая микробиологическую деструкцию растительных остатков и гуминовых веществ почв, ртуть переходит в метилированную форму. Это увеличивает ее миграционную способность, поступление в толщу воды и накопление гидробионтами.

Экспериментально показано, что растворенные органические вещества (РОВ), ионы Fe^{2+} , Cl^- , and SO_2^{-4} играют более значимую роль в метилировании ртути, чем pH или Eh. Была установлена прямая корреляция между концентрацией метилртути (CH_3Hg^+) и ОВ (Кузубова и др., 2000; Bravo et al., 2017; Feyte et al., 2010; Frohne et al., 2012; Moreau et al., 2015). Возрастание миграционной способности ртути, которая в основном обусловлена ее трансформацией в CH_3Hg^+ , связывают с микробиологической активностью в присутствии органических веществ (Ермаков, 2010).

Известно, что в качестве ключевого микробиологического метилятора ртути во многих водных системах выступают сульфатредуцирующие бактерии (СРБ), которые способны окислять разные источники углерода при температуре 0°C (Соколова, 2010). Метилирующие ртуть СРБ, в том числе представители семейства *Desulfovibrionaceae*, окисляют источники углерода с образованием промежуточного продукта - ацетата. Способность к метилированию ртути не зависит от рода или вида бактерий. На примере штаммов, представляющих два рода *Desulfovibrio* и *Desulfomicrobium* было показано, что продукция метилртути в природных экосистемах зависит от присутствия СРБ или генов, кодирующих восстановление сульфата (Roh et al., 2006). У сульфатредуцирующих бактерий

есть пара генов HgcAB, которые кодируют белки, необходимые для метилирования ртути (Regnel, Watras, 2019).

Установлено, что железоредуцирующие бактерии, также играют важную роль в метилировании ртути в окружающей среде (Kerin et al., 2006; Janssen et al., 2016). Эта группа бактерий, также, как и сульфатредуцирующие бактерии, способны развиваться при температурах близких к 0°C (Roh et al., 2006). Метилирующую активность протестировали у нескольких штаммов, принадлежащих к родам *Geobacter*, *Desulfuromonas* и *Shewanella*. Представители первых двух родов, продуцировали метилртуть при культивировании с Fe(III), в то же время *Shewanella spp.* не метилировала ртуть в нитрат-восстанавливающих условиях и в присутствии Fe (III). Кроме того, было установлено, что *Geobacter metallireducens* и *Geobacter sulfurreducens* метилировали ртуть, используя либо фумарат, либо нитрат, а восстановление железа не играло ведущей роли в поведении ртути.

Последние результаты изучения генетических, эволюционных и биохимических аспектов метилирования ртути показали, что в этом процессе могут принимать участие различные таксономические группы (*Proteobacteria*, *Firmicutes*, *Archea*). Бактерии, обладающие специализированными генами по переносу метильных групп, занимают разнообразные экологические ниши, обуславливая глобальные масштабы метилирования ртути, как в аэробных условиях, так и при лимите кислорода (Petrus et al., 2015; Podar et al., 2015). Также известны бактерии в составе перифитона, которые не относятся к метиляторам ртути, как сульфатредуцирующие бактерии, но они способны накапливать CH_3Hg^+ в биомассе (Acha et al., 2012; Goni Urriza et al., 2017). 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 (Gilmour et al., 2013; Xu et al., 2017).

Исследования миграции и трансформации ртути во льдах и снеге проводили в основном в арктических условиях (Schartup et al., 2015; Beattie et al., 2014) и при загрязнении льда в полярном регионе (Barkay, Poulain, 2007). В частности, был обнаружен феномен резкого падения концентрации атмосферной ртути над льдами Арктики в весенний период. Предполагают, что это связано с ее осаждением на поверхность снега и льда под действием короткоживущих оксидов брома, образующихся в процессе взаимодействия озона и бромидов морской воды. При этом лед обеспечивает конвективные потоки в атмосфере и захватывает продукты реакции (Steffen et al., 2008).

Есть сведения, что ртуть может метилироваться в снеге (Loseto et al., 2004). Исследователи в Ханты-Мансийском автономном округе, обнаружили 7-кратное превышение содержания ртути в местах складирования снега с территории населенных пунктов, над фоновым содержанием (Московченко, Бабушкин, 2012). Из арктического снега и льда были выделены ртутьрезистентные микроорганизмы (Moller et al., 2011). При исследовании вечной мерзлоты было показано, что метаболическая активность микроорганизмов может сохраняться при -20°C (Rivkina et al., 2000).

В Приамурье в 90-е годы были проведены подробные исследования геохимического фона и загрязнения бассейна р. Амур тяжелыми металлами. К источникам ртутного загрязнения были отнесены: промышленные центры (города Хабаровск, Амурск, Комсомольск-на-Амуре) и р. Сунгари, бассейн которой расположен на территории Китая. Значительное накопление тяжелых металлов и ртути было зарегистрировано в поверхностном слое донных отложений (ДО) устьевой зоны р. Амур, где происходит активная седиментация взвешенных веществ (Кот, 1994). Позднее ртуть определяли в ДО, отобранных в устьевых зонах рек Бурея и Зея, в бассейнах которых были созданы водохранилища (Кондратьева и др., 2013). Довольно остро стоит вопрос о загрязнении природной среды ртутью в Китае (Li et al., 2010; Jiang et al., 2006) и непосредственно р. Сунгари (Zhang et al., 2010). Сезонные исследования, проведенные в 2012-2014

годы Краевым центром экологического мониторинга и прогнозирования чрезвычайных ситуаций Хабаровского края, показали увеличение содержания ртути в весенний период в воде р. Амур до 2-3 ПДК.

Проведенные ранее исследования свидетельствуют о ртутном загрязнении разных компонентов экосистемы р. Амур, в том числе воды, донных отложений и льда (Кондратьева, 2010). Особое звучание приобретает ртутная проблема в масштабах всего бассейна вследствие трансграничного загрязнения р. Амур со стоком рек Сунгари и Уссури (Китай), зимних сбросов с водохранилищ и весеннего выноса льдов в прибрежные акватории Дальневосточных морей (Кондратьева и др., 2013; Kondratyeva, Zhukov, 2014). 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 ДО. Остается открытым вопрос о поведении ртути в толще льда.

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Характеристика района исследований

Река Амур является одной из 10 крупнейших рек мира (Гидрологическая изученность, 1966). Среди российских рек Амур занимает третье место по длине и четвертое по площади водосбора и водности, уступая лишь Енисею, Оби, Лене (Ресурсы..., 1966, 1970).

Река Амур образуется слиянием рек Аргуни и Шилки в 4 км к западу от с. Покровка, впадает восточнее г. Николаевска в Амурский лиман Татарского пролива, образуя эстуарий длиной 48 км и шириной 16 км. Длина реки 2824 км (от истока р. Аргуни 4444 км, от истока р. Ингоды – 4092 км) (Мордовин, 1996). Всего в р. Амур впадает 10610 рек (из них 1684 реки длиной менее 10 км), с ним соединены 61426 озёр с общей площадью зеркала 10599 км² (Крюков и др., 2005).

Бассейн р. Амур представляет собой крупнейшую трансграничную систему, расположенную на территории России, Китая, Монголии и КНДР (Бакланов, Ганзей, 2008). Общая площадь бассейна 1855 тыс. км²: его основная часть расположена на территории Российской Федерации (1002 тыс. км²), в пределах Китая – 820 тыс. км², Монголии – 32 тыс. км² и менее 5 км² в пределах КНДР (прибрежная часть озера Чхонджи в истоках р. Сунгари) (Ресурсы..., 1966, 1970). Государственная граница России и Китая проходит по рекам Амур, Аргунь, Уссури, оз. Ханка. Общая протяженность этих пограничных участков более 3000 км (Ганзей, 2004).

Долина Амура образовалась в результате эрозионных процессов, общее направление которых обусловлено тектоническими процессами (Мордовин, 1996). По особенностям ее строения выделяют три основных участка: Верхний Амур (до устья Зеи, его длина 883 км), Средний (до впадения Уссури, 995 км) и Нижний (до Амурского лимана, 966 км).

Бассейн Верхнего Амура носит преимущественно горный характер. Широкое распространение имеет многолетняя мерзлота. Вклад в формирование стока р. Амур бассейны рек Аргуни и Шилки составляют 9,1 % (Махинов, 2008).

Средний Амур приобретает черты равнинной реки – широкая долина, русло с низменными и местами заболоченными берегами. В пределах Среднего Амура река получает основное питание. Здесь в нее впадают все главные притоки: слева Зeya и Бурей, справа – Сунгари и Уссури (Мордовин, 1996). Бассейны рек Зеи и Буреи находятся в пределах северной части Среднего Амура и представляет собой сочетание возвышенных плато, обширных равнин и средневысотных гор. На двух крупных левобережных притоках р. Амур на российской территории сооружены гидроэлектростанции: с 1975 г. работает Зейская ГЭС, в 2003 г. началась эксплуатация Бурейской ГЭС (Крюков и др., 2005). С 28 марта 2017 года началось заполнение Нижне-Бурейского водохранилища (<http://www.nbges.rushydro.ru/press/news/102879.html>).

Бассейн реки Сунгари находится в южной части водосбора р. Амур. Представляет собой сложное сочетание низменностей и высоких гор. Вклад р. Сунгари в водность Амура составляет в среднем около 25%, при этом в последние годы с ее водами приносится более 80% от общего количества загрязняющих веществ, поступающих в Нижний Амур. Протяженность р. Сунгари 1865 км, площадь водосбора 532000 км (Новороцкий, 2008). Бассейн р. Уссури занимает юго-восточную часть водосбора р. Амур. Территория в большей степени равнинная с небольшими горными участками хребтов Сихотэ-Алиня и Чанбайшань (Крюков и др., 2005).

Бассейн Нижнего Амура имеет весьма сложный рельеф и своеобразное геологическое строение: его можно отнести к горной стране с средне- и низкогорным рельефом и значительным числом межгорных впадин и равнин, на долю которых приходится около 30-35% площади водосбора. На данном участке реки находится Амурско-Комсомольский урбо-промышленный комплекс, который вносит значительный вклад в загрязнение р. Амур.

Вклад основных притоков в сток реки Амур иллюстрирует таблица 3.

Характеристика основных притоков и водосборных участков р. Амур
(Дугина, 2012)

Река	Площадь водосбора, км ²	% от Амура/ % от Амура у Хабаровска	Расход среднегодовой, м ³ /с
Верхний Амур	493 000	26,7/30,2	1 520
Зея	233 000	12,6/14,3	1 750
Зея (участок выше плотины)	82 400	4,5/5,1	750
Буряя	70 000	3,8/4,3	900
Буряя (участок выше плотины)	65 200	3,5/4,0	882
Сунгари	544 800	29,4/33,4	2 110
Амур	1 850 000		11 100
Амур- Хабаровск	1 630 000		8 400
Уссури	193 000	10,4/11,8	1 070

В таблице 4 представлены гидрологические характеристики основных рек Амурского бассейна.

Как известно, берега крупных рек обычно заселены и, при этом реки испытывают большую антропогенную нагрузку. В бассейне реки Амур в настоящее время проживает около 100 млн. человек (из них основная часть на территории КНР). Вблизи крупных городов Амур испытывает разнообразные воздействия в связи с необходимостью решения водохозяйственных проблем. Различные гидротехнические сооружения (набережные, плотины ГЭС, дамбы, запруды и т.п.), дноуглубительные работы, добыча строительных материалов со дна реки оказывают существенные влияния на ее водный режим, динамику русловых процессов и качество воды (Беркович и др., 2000; Ганзей, 2005; Факторы ..., 2008).

Гидрологические характеристики основных рек Амурского бассейна
(Многолетние..., 1986, Основные..., 1978)

Реки	Площадь бассейна, км ²	Длина, км	Средний расход воды, м ³ /с	Минимальный расход воды, м ³ /с	Максимальный расход воды, м ³ /с
Аргунь	164000	1620	342	1,0	6350
Шилка	206000	1592	544	1,0	11400
Амур	1856000	4444	10900	611	40000
Зея	233000	1242	1910	18,2	15700
Бурея	70700	739	938	1,0	15000
Сунгари	540000	1800	2700	48,4	18000
Уссури	193000	897	1100	38,3	6480

Известно, что экологические последствия изменений русла проявляются в снижении разбавляющей способности водного потока в отмирающих рукавах рек, накоплении тяжелых металлов и опасных химических соединений в донных отложениях на участках аккумуляции, угрозе разрушения производственных и жилых строений на речных берегах (Махинов и др., 2016).

В долине Нижнего Амура русло реки подвергается наиболее сильному антропогенному воздействию особенно вблизи городов Хабаровск, Комсомольск-на-Амуре и Амурск. В их окрестностях построены мосты через Амур, производится разработка русловых месторождений песка и установлены мощные водозаборы (Ким, 2005).

В бассейне р. Сунгари, самого крупного притока Амура, введен в строй комплекс гидротехнических сооружений, включающий в себя водохранилища различного назначения (Фынманское, Пайшаньское и др.) (Бакланов, Ганзей, 2008), построены целлюлозно-бумажные, химические и нефтехимические предприятия, освоены заболоченные земли равнины Саньцзян. Это способствует поступлению в р. Амур значительных количеств органических веществ различного происхождения (Кондратьева, 2007; Рапопорт, Кондратьева, 2008,

Шестеркин, 2008) и ионов биогенных элементов (Шестеркин, Шестеркина, 2003, 2009; Шестеркин и др., 2007).

Интенсивное развитие промышленности и сельскохозяйственное освоение территорий в бассейне р. Амур оказывает влияние на формирование стока, прохождение паводков и качество воды в р. Амур (Факторы ..., 2008).

2.2 Объекты исследования

Для оценки современного экологического состояния экосистемы р. Амур в 2008-2014 гг. были организованы комплексные экспедиции сотрудников Института водных и экологических проблем ДВО РАН.

В качестве объектов исследования в данной работе использованы микробные комплексы (МК) из различных местообитаний: вода, лед и донные отложения (ДО), отобранные на разных участках р. Амур в зоне влияния крупных притоков Зeya, Бурea, Сунгари и в районе городов Хабаровск, Амурск и Комсомольск-на-Амуре (рис. 4).

Пробы воды отбирали батометром на четырех створах р. Амур: I створ – Амурская протока; II створ – 3 км Среднего Амура; III створ – Пемзенская протока; IV – р. Амур, ниже моста (рис. 4).

Пробы донных отложений отбирали в летний период 2008 и 2014 годов в районе крупных урбо-промышленных комплексов Нижнего Амура (гг. Амурск, Комсомольск-на-Амуре, Хабаровск) с помощью штангового дночерпателя Петерсона с захватом слоя 0-15 см. В июле 2009 года были отобраны поверхностные слои донных осадков в зоне влияния крупных притоков Зeya, Бурea, Сунгари.

В таблице 5 представлена характеристика поверхностных (0-15 см) слоев донных отложений, отобранных на Среднем Амуре в августе 2007 г. и июле 2009 г., на Нижнем Амуре – в августе 2008 г.

Исследования *льда* в 2011-2016 гг. проводили в окрестностях г. Хабаровска на четырех створах: в основном русле р. Амур, в Пемзенской и Амурской протоках (рис. 4). Керны льда отбирали кольцевым буром (внутренний диаметр 16 см) по поперечному профилю реки. Распил кернов льда на слои проводили с

учетом его неоднородной структуры на очищенном от снега льду, затем хранили в морозильной камере при температуре -18°C .



Рис. 4. Карта-схема мест отбора проб воды, донных отложений и кернов льда.

В таблице 6 представлена характеристика кернов льда, отобранных в марте 2014 г. в р. Амур, с которыми были проведены подробные микробиологические и спектральные исследования.

Для микробиологического и спектрального 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. Микробиологический посев и экспериментальные исследования проводили сразу после расплавления льда.

Характеристика образцов донных отложений

Средний Амур (август, 2007)			
Место отбора	Характеристика донных отложений		Концентрация H_2S , мг/дм ³
1 км выше устья р. Сунгари	Мелкодисперсный песок желто-коричневого цвета, без запаха		—
1 км ниже устья р. Сунгари	Ил темно-коричневого цвета с включениями детрита, запах сероводорода		0,26
0,5 км ниже г. Фуюань	Песчанистый ил коричневого цвета, запах сероводорода		0,18
0,5 км выше г. Хабаровска	Песок желто-серого цвета с детритом, слабый запах сероводорода		0,13
Напротив острова Б. Уссурийский	Песок желто-серого цвета с мелкой галькой, без запаха		—
Средний Амур (июль, 2009)			
Ниже устья р. Зея	Желто-коричневый песок с мелкой галькой, без запаха		—
Ниже устья р. Буряя	Мелкодисперсный песок с галькой, без запаха		—
Ниже устья р. Сунгари	Коричнево-черный песчанистый ил, запах сероводорода		0,30
0,5 км выше г. Фуюань	Темно-коричневый песок с наилком, слабый запах сероводорода		0,19
0,5 км ниже г. Фуюань	Темно-коричневый песчанистый ил, слабый запах сероводорода		0,15
Нижний Амур (август, 2008)			
Р. Амур, 0,5 км выше г. Амурск	ЛБ	Песок с мелкой галькой желто-коричневого цвета, без запаха	—
	ПБ	Песчанистый ил коричнево-черного цвета, слабый запах сероводорода	0,15
Р. Амур, 0,5 км ниже г. Амурск	ЛБ	Песчанистый ил темно-коричневого цвета, слабый запах сероводорода	0,09
	ПБ	Песчанистый ил темно-коричневого цвета, слабый запах сероводорода	0,21
Р. Амур, 0,5 км выше г. Комсомольск - на-Амуре	ЛБ	Илистый песок желто-серого цвета, слабый запах сероводорода	0,11
	ПБ	Песчанистый ил коричнево-черного цвета, запах сероводорода	0,26
Р. Амур, 0,5 км ниже г. Комсомольск - на-Амуре	ЛБ	Крупный песок с гравием светло-коричневого цвета, без запаха	—
	ПБ	Песчанистый ил темно-коричневого цвета, запах сероводорода	0,32

Примечание: «—» - отсутствует.

Основные физические характеристики кернов льда, отобранных в марте 2014 г. в
р. Амур

№ керна льда и место отбора	Слой льда, см	Общее описание слоя льда
Керн 1 80 м от ПБ Глубина 8,8 м Толщина льда 0,9 м	0-12	Белый, матовый, немного песка
	12-27	Слоеный, рыхлый, неоднородный, тонкая взвесь
	28-57	Прозрачный, с серо-черными включениями детрита, песок
	58-82	Прозрачный, кристаллический
Керн 5 272 м от ЛБ Глубина 4 м Толщина льда 1,4 м	0-40	Белый, матовый
	41-50	Полупрозрачный, слоеный с включениями детрита
	52-69	Серый, с включениями детрита
	70-117	Бурый, мутный, много детрита, болотный запах
	118-139	Прозрачный, монолитный, немного песка
Керн 13 с затопленной поймы, ЛБ р. Амур Глубина 0,5 м	0-30	Прозрачный, кристаллический
	31-45	Неоднородный, из прозрачных и матовых слоев
	46-60	Прозрачный, с мелкими бурыми включениями
	61-70	Полупрозрачный, частицы детрита, песок и мелкий гравий
	71-120	Прозрачный, кристаллический
	121-132	Прозрачный, немного песка

Содержание токсичных элементов (ртуть, свинец, кадмий) определяли в Хабаровском инновационно-аналитическом центре ИТИГ ДВО РАН на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой (ICP MS) фирмы «Perkin Elmer» (США) методом Total Quant.

Содержание ОБ в воде и расплаве льда определяли спектрофотометрическим методом (DIN 308404 C3:2005-07) (Thomas, Burgess, 2007). Суммарное содержание растворенных ОБ в водной фазе определяли при 254 нм (COB) и выражали в единицах абсорбции (ед. абс.). Растворенные ОБ в воде, как правило, поглощают ультрафиолетовое излучение. По этой причине измерение поглощения в ультрафиолетовой области при 254 нм может служить независимым параметром суммарного содержания растворенных ОБ в воде (Вязьмин и др., 2011). Согласно этой методике, перед проведением анализа необходимо отделить взвешенную фазу пробы воды с помощью фильтрования под вакуумом с использованием ядерных фильтров (размером пор 0,45 мкм), а затем измерить коэффициент

поглощения фильтрата. Достаточно простой ход анализа позволяет в течение 5 минут получить достоверный результат.

Содержание ароматических соединений (АОВ) измеряли при 275 нм (Kumar, 2006; Pretsch et al., 2009) и выражали в единицах абсорбции.

2.3 Микробиологические исследования

Микробиологические исследования проводили на базе лаборатории гидрологии и гидрогеологии ИВЭП ДВО РАН. Использовали стандартные методы культивирования микроорганизмов на твердых (агаризованных) и жидких питательных средах (Методы ..., 1983; Намсараев и др., 2006).

Для определения степени загрязнения органическими веществами различного происхождения компонентов экосистемы р. Амур использовали два показателя: численность и активность микробных комплексов (МК).

Учет численности МК проводили путем посевов инокулята на агаризованные селективные среды методом предельных разведений с последующим пересчетом на 1 мл воды или 1 г ДО и выражали в колониобразующих единицах (КОЕ/мл или КОЕ/г).

Общую численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) определяли на рыбо-пептонном агаре, разбавленном в 10 раз (РПА:10). Аммонифицирующих бактерий (АМБ), участвующих в аммонификации на 1 этапе минерализации органических веществ (ОВ), выращивали на рыбо-пептонном агаре (РПА). Нитрифицирующих бактерий (НБ), усваивающих аммонийный азот (2 этап минерализации), учитывали на крахмал-аммиачном агаре (КАА). Культивирование денитрифицирующих бактерий (ДНБ), осуществляющих процесс восстановления нитратов до нитритов и далее до газообразных оксидов и молекулярного азота, проводили на комплексной среде Гильтая (Горленко и др., 1977; Кузнецов, Дубинина, 1989). Сульфатредуцирующих бактерий выращивали на среде Морриса (Горленко и др., 1977; Методы..., 1983). Численность фенолрезистентных бактерий (ФРБ) определяли на минеральной среде, содержащей 1 г/л фенола (Мф) (Родина, 1965).

Состав питательных сред для культивирования различных эколого-физиологических групп бактерий представлен в таблице 7.

Известно, что предварительная адаптация микробных комплексов к поллютантам *in situ* увеличивает их потенциальную возможность утилизировать их, которую можно определить *in vitro*. В природных условиях процессы трансформации и деструкции ОВ на различных этапах осуществляются последовательно разными специализированными группами микроорганизмов.

Активность отдельных культур (штаммов) не дает полной информации о микробиологических процессах, происходящих в водных экосистемах. Экспериментальное моделирование с природными комплексами микроорганизмов позволяет выявить микробиологические процессы трансформации и деструкции органических веществ различного генезиса, происходящих в природе.

Потенциальную активность микробных комплексов по отношению к различным источникам углерода, включая глюкозу, пептон, целлюлозу, оценивали методом инициированных сообществ (Инкина, 1984). Растворы глюкозы и пептона готовили в концентрации 0,2%. В качестве источника целлюлозы использовали полоски фильтровальной бумаги (10×1 см), которые предварительно стерилизовали в сушильном шкафу при температуре 70-80 °С в течение 1-2 часов (Методы..., 1989).

Состав использованных питательных сред

Питательная среда	Состав, г/л
РПА:10	Дистиллированная вода – 1; рыбный питательный агар, гидролизат кильки – 3,5; пептон – 1; NaCl – 0,5; агар – 20.
РПА	Дистиллированная вода – 1; рыбный питательный агар, гидролизат кильки – 35; пептон – 1; NaCl – 0,5; агар – 20.
КАА	Дистиллированная вода – 1; крахмал растворимый – 10; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -2; K_2HPO_4 -1; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 1; NaCl – 1; CaCO_3 – 3; агар – 20.
Гильтая	<p>Раствор №1: KNO_3 – 1; аспарагин – 1; дистиллированная вода – 0,25.</p> <p>Раствор №2: лимонная кислота – 5; KH_2PO_4 – 1; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 1; $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ – 0,2; $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ – следы; дистиллированная вода – 0,25.</p> <p>Лимонную кислоту нейтрализовали 10% раствором KOH в присутствии индикатора фенолфталеина. Растворы №1 и №2 смешивали и доводили до 1000 мл дистиллированной водой.</p>
Морриса	Дистиллированная вода – 1; рыбный питательный агар – 35; пептон – 1; NaCl – 0,5; CH_3COOPb – 0,5; агар-агар – 20
Постгейта (модифицированная Багаевой, 1997)	<p>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 Na – 3,5; дрожжевой экстракт – 1; $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ - 0,5; аскорбиновая кислота – 0,1; Na-тиогликолят – 0,1; pH 7,4.</p> <p>В качестве восстановителя использовали сульфид натрия, который готовили в виде 1%-ного раствора и добавляли в среду несколько капель.</p>
Бромфильда	Дистиллированная вода – 1; дрожжевой автолизат – 0,1; $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ – 0,1; KH_2PO_4 – 0,05; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,02; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 0,1; $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ – 0,1; $\text{Fe}(\text{OH})_3$ – 5, агар – 20.
Мф (минеральный фон с фенолом)	Дистиллированная вода – 1; KNO_3 - 1; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,2; K_2HPO_4 -1; NaCl – 1; агар – 20; фенол – 1.
М9	Дистиллированная вода – 1, KH_2PO_4 -1,33; K_2HPO_4 – 2,67; NH_4Cl – 1; Na_2SO_4 – 2; KNO_3 – 2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,001; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1.

Рост микроорганизмов (накопление биомассы) определяли фотометрическим методом по изменению оптической плотности (ОП) культуральной жидкости на КФК-3-01 при длине волны 600 нм (Методы..., 1983; Metris et al., 2006).

Все эксперименты проводили в стерильных условиях, в трехкратной повторности. В качестве контроля использовали питательную среду с различными добавками без внесения микробного инокулята.

Инокулят из донных отложений готовили из расчета 1 г сырой навески на 100 мл дистиллированной воды, встряхивали на шейкере в течение 20 мин. Затем 1 мл суспензии вносили в чашки Петри или в пробирки с 10 мл стерильной питательной среды. Культивирование проводили в течение 7 сут при 23 °С.

Для создания анаэробных условий после (инокулирования 1 мл природной воды) применяли стерильное вазелиновое масло или парафин высотой слоя не менее $1,5 \pm 0,5$ см (Методы ..., 1983).

Для индикации выделения H_2S использовали полоски фильтровальной бумаги (10×1 см), пропитанные 5% раствором ацетата свинца (Методы ..., 1983). По интенсивности черной окраски (образование сульфида свинца) судили об образовании сероводорода.

Определение массовой концентрации сероводорода в воде проводили по РД 52.24.450-2010 (РД 52.24.450-2010, 2010).

При экспериментальном моделировании устойчивости СРБ к токсичным элементам были использованы ионы тяжелых металлов следующих концентраций: Cd^{2+} 0,001 и 0,002 мг/л; Pb^{2+} 1,0 и 3,0 г/л; Hg^{+} 0,0005 и 0,001 мг/л. Выбор концентраций тяжелых металлов был обусловлен спецификой загрязнения воды и донных отложений р. Амур и ландшафтными особенностями территории водосбора (Кондратьева и др., 2006; Кот, 1999б).

В результате экспериментальных исследований проанализировано 84 пробы воды, 136 проб донных отложений и 110 проб льда, выполнено более 750 микробиологических и более 500 спектрофотометрических определений.

Статистическая обработка полученных данных осуществлялась с помощью пакета сертифицированных программ STATISTICA 6.0. Результаты представлены в виде средних значений со стандартным отклонением ($M \pm SD$).

Корреляционный анализ был проведен с использованием стандартной функции КОРРЕЛ в Microsoft Excel 2010, коэффициенты корреляции рассчитывали по формуле:

$$r_{xy} = \frac{\sum(x_i - \bar{x}) \times (y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x_i - \bar{x})^2 \times \sum(y_i - \bar{y})^2}},$$

где x и y являются средними значениями выборок двух массивов данных. Принимали во внимание знак коэффициента корреляции: (+) наличие прямых положительных связей и (−) отрицательных связей изменения величин пар параметров. Также учитывали общепринятое положение, что если модуль коэффициента корреляции меньше 0,5 (принимаемый для экосистем), то при таких условиях связь между параметрами отсутствует.

ГЛАВА 3. ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ В ВОДЕ РЕКИ АМУР

Острота экологических проблем в бассейне р. Амур связана с инфраструктурой промышленного производства, созданием гидротехнических сооружений, добычей полезных ископаемых, использованием в сельском хозяйстве минеральных и органоминеральных удобрений, пестицидов на сопредельных территориях трех государств (России, Китая, Монголии). В формировании качества воды на Среднем и Нижнем Амуре участвуют три главных притока: реки Зея, Буря и Сунгари, в бассейнах которых построены водохранилища, что вызвало значительные изменения в гидрологическом режиме и химическом составе воды, как в самих притоках, так и в основном русле р. Амур. При оценке экологического состояния р. Амур важное место отводится изучению трансграничного загрязнения с территории Китая, в том числе поступления разнообразных поллютантов со стоком р. Сунгари (Кондратьева и др., 2007, 2013; Кот, 1999а; Левшина, 2008; Сиротский и др., 2011; Шестеркин и др., 2007; Varinova et al., 2016).

Качество и вторичное загрязнение водной среды, возможность биоаккумуляции различных элементов и их передача по трофическим цепям, поведение токсичных элементов в контактной зоне вода–дно напрямую связаны с динамикой биогеохимических процессов разложения органических веществ, поступающих с речным, поверхностным стоком и в составе сточных вод (Кондратьева, 2005). В биогеохимических процессах принимают участие разные физиологические группы микроорганизмов, которые выполняют двойную роль в водных экосистемах. С одной стороны, участвуя в деструкции органических веществ, они осуществляют процессы их самоочищения. С другой, микроорганизмы способствуют вторичному загрязнению, за счет накопления своей биомассы, промежуточных продуктов трансформации и деструкции ОВ различного генезиса, а также собственных продуктов метаболизма.

Специфика природных условий бассейна Амура – сезонные изменения гидрологического режима под влияние крупных притоков (Ким, 2005). Особое

место занимают наводнения, охватывающие значительные пространства и имеющие частую повторяемость (Махинов и др., 2014).

Изучение биогеохимических процессов на разных участках р. Амур в периоды изменения гидрологического режима можно отнести к приоритетным направлениям исследования механизмов формирования качества природных вод в Приамурье (Факторы формирования ..., 2008).

3.1 Численность сульфатредуцирующих бактерий в 2012 году

В октябре 2012 года были отобраны пробы поверхностной и придонной воды в р. Амур в районе г. Хабаровска. Для биоиндикации восстановительных условий и прогнозирования потенциального экологического риска образования сероводородных зон в р. Амур была определена численность КГБ и СРБ, а также суммарное содержание растворенных ОВ и сероводорода.

В пробах воды, отобранных в районе железнодорожного моста (ж/д), максимальная численность КГБ и СРБ зарегистрирована у правого и левого берегов (табл. 8), где генезис распространяющихся органических веществ различный. У правого берега распространяется сток крупных притоков (реки Уссури и Сунгари) и происходит сброс хозяйственно-бытовых сточных вод предприятиями г. Хабаровска (Андреева, 2018). Вдоль левого берега регистрируется влияние сбросов воды из Зейского и Бурейского водохранилищ, которые выступают в качестве поставщиков большого количества растворенных гуминовых веществ и детрита растительного происхождения.

Сероводород регистрировали у правого и левого берегов в придонной воде р. Амур в районе г. Хабаровска и ниже ж/д моста. Это свидетельствует о формировании благоприятных восстановительных условий для развития СРБ. Поэтому здесь в зимний период существует экологический риск образования сероводородных зон, связанный с дефицитом кислорода в подледной воде, наличием органических веществ и активизацией сульфатредуцирующих бактерий.

Численность различных физиологических групп микроорганизмов и содержание растворенных ОВ в р. Амур в районе г. Хабаровска

Место отбора проб		Численность микроорганизмов, 10 ² КОЕ/мл		Содержание H ₂ S, мг/дм ³	РОВ, единицы абсорбции
		КГБ	СРБ		
Р. Амур в районе г. Хабаровска					
Правый берег	поверхностные воды	827,7±30,1	140±18	Не обн.	0,304
	придонные воды	606,7±21,1	332,4±72	0,013	0,411
Середина	поверхностные воды	711,7±30,4	123,3±12,5	Не обн.	0,306
	придонные воды	628,3±17,5	278,6±17,3	0,009	0,350
Левый берег	поверхностные воды	725±28,0	154,8±12,0	Не обн.	0,390
	придонные воды	513,3±25,1	322,7±15,6	0,015	0,419
Р. Амур в районе ж/д моста г. Хабаровска					
Правый берег	поверхностные воды	895,2±73,7	240±12	Не обн.	0,322
	придонные воды	621±28,5	373,2±86,2	0,019	0,441
Середина	поверхностны воды	768,5±22,6	187,3±52,7	Не обн.	0,304
	придонные воды	535,2±43,7	363,6±48,2	0,010	0,470
Левый берег	поверхностные воды	971±58,2	225,2±54,0	Не обн.	0,356
	придонные воды	764,5±62,6	356,2±68,7	0,021	0,461

Максимальная численность СРБ зарегистрирована в придонных слоях воды, где при наличии ОВ и дефиците кислорода происходит активизация процессов сульфатредукции.

3.2 Численность сульфатредуцирующих бактерий в реке Амур в период наводнения 2013 года

В период наводнения основными показателями качества воды выступают изменения рН, увеличение содержания многих химических элементов (Paix et al., 2011), биогенных веществ (Hubbard et al., 2011), различных органических соединений (Lair et al., 2009; Hrdinka et al., 2012), тяжелых металлов, взвешенных веществ (Hrdinka et al., 2012). При этом активизируются биогеохимические процессы деструкции различных органических веществ, входящих в состав затопленных почв и растительных остатков, и изменяется качество воды.

Наводнение 2013 года на Дальнем Востоке охватило огромные территории в пределах двух стран – России и Китая. Затоплению подверглось множество сельскохозяйственных угодий, населенных пунктов, промышленных предприятий и инженерных коммуникаций (Махинов и др., 2014). Проведенный комплексный анализ состояния р. Амур во время катастрофического наводнения 2013 г. показал, что, несмотря на наличие двух крупных плотин на реках Зея и Буряя, был установлен исторический максимум по уровню воды и степени затопления поймы вблизи городов Хабаровск и Комсомольск-на-Амуре (табл. 9).

Таблица 9

Общая характеристика исторического наводнения на р. Амур в 2013 г.

Показатели наводнения	Ленинское	Хабаровск	Комсомольск -на-Амуре
Максимальный уровень, см (дата)	1044 (29-31 августа)	808 (3-4 сентября)	912 (12 сентября)
Исторический максимум, см (год)	935 (1984)	642 (1897)	701 (1959)
Превышение уровня 2013 г. над историческим, м	1,09	1,66	2,11
Отметка опасного явления (ОЯ), см	850	600	650
Превышение уровня над ОЯ, м	1,94	2,08	2,62
Выход воды на пойму, см	620	300	300
Глубина затопления поймы, м	4,24	5,08	6,12

Синоптические процессы в 2013 г. характеризовались повышенной циклонической активностью, высокими снеготпасами, обильными осадками в весенне-летний период и интенсивным переувлажнением почв. Дождевые паводки сформировались практически на всех притоках р. Амур, обуславливая «каскадное» развитие исторического паводка (Фролов, Георгиевский, 2014).

На некоторых участках продолжительность затопления поймы на глубину 2-4 м и ширину 20-30 км составляла около 2 месяцев и более. В формировании общего объема паводка у Хабаровска, который длился 115 дней, на долю р. Зея приходилось более 25 %, р. Сунгари – 22%, Верхнего Амура – 20 % и р. Уссури – более 10 %. Наводнение на Амуре в 2013 г. широко обсуждали в научных публикациях с различных позиций: климатических, метеорологических и гидрологических (Фролов, Георгиевский, 2014; Данилов-Данильян и др., 2014; Лапин, Жиркевич, 2014).

В марте 2013 г. в результате проведенных микробиологических исследований выявлена низкая численность СРБ (16,3 – 78,7 КОЕ/мл) в воде р. Амур и в протоках (рис. 5). Однако, в основном русле р. Амур в районе г. Хабаровска, у правого берега численность СРБ составляла 172,7 КОЕ/мл. Здесь же было зарегистрировано незначительное увеличение содержания СОВ (рис. 6). Это может быть связано с распространением вдоль правого берега воды, загрязненной органическими веществами антропогенного происхождения.

В июне 2013 г. на начальном этапе формирования наводнения, когда уровень воды в р. Амур у г. Хабаровска составлял 402 см, численность СРБ в исследуемых местообитаниях увеличилась в 2-16 раз (рис. 5).

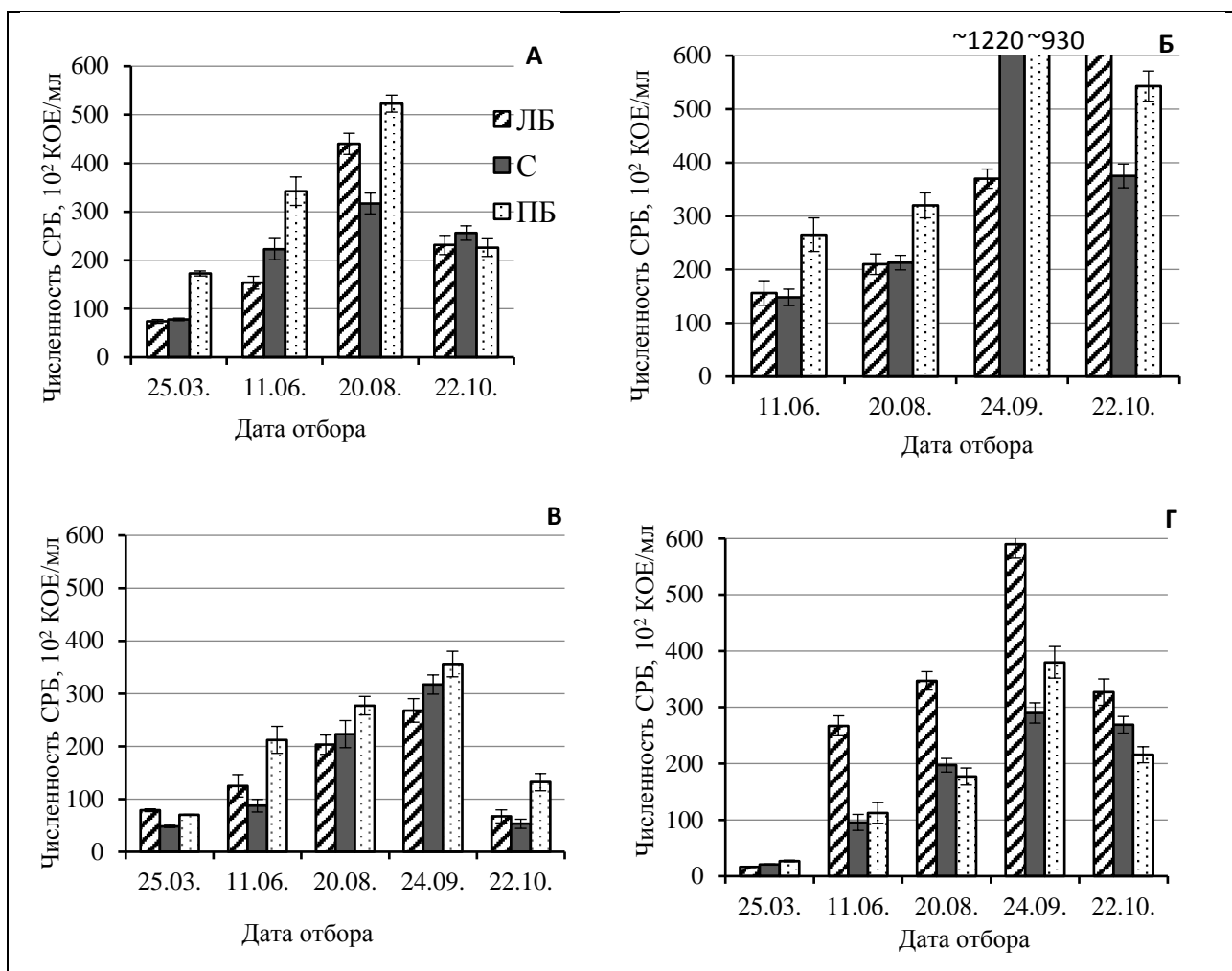


Рис. 5. Численность сульфатредуцирующих бактерий в 2013 году: А – р. Амур р-н г. Хабаровска; Б – р. Амур, ниже ж/д моста; В – Амурская протока; Г – Пемзенская протока.

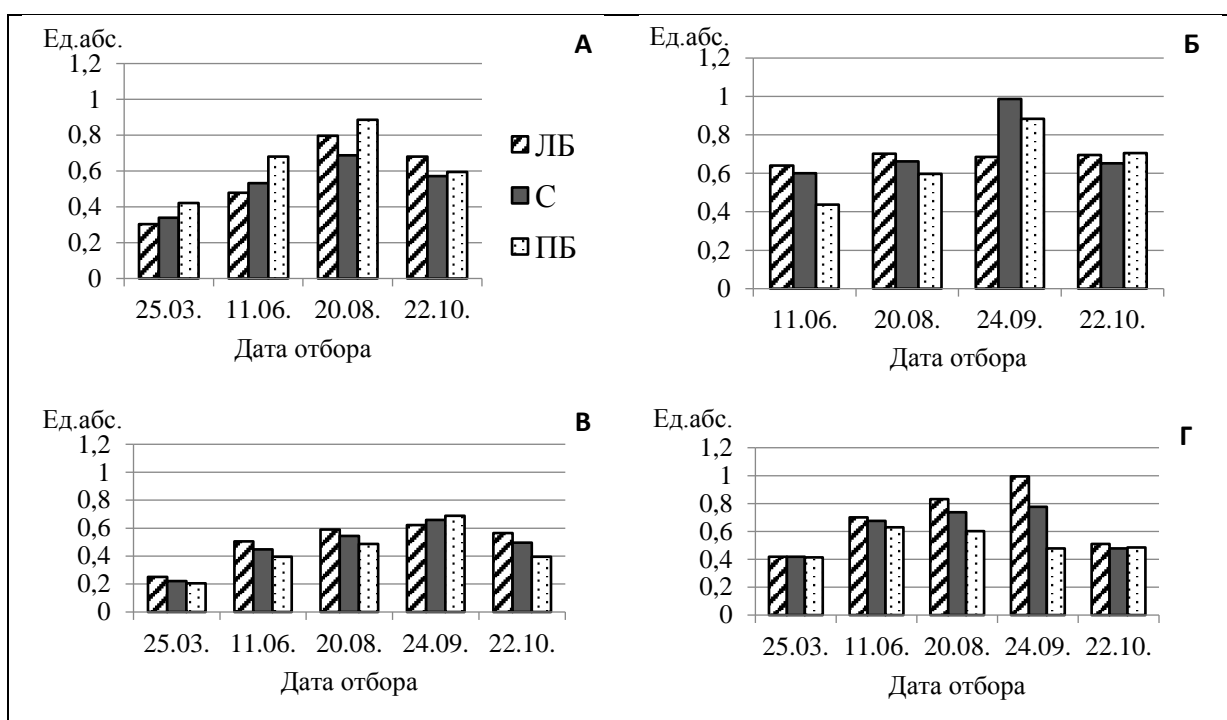


Рис. 6. Суммарное содержание растворенных органических веществ (РОВ) в 2013 году: А – р. Амур р-н г. Хабаровска; Б – р. Амур, ниже ж/д моста; В – Амурская протока; Г – Пемзенская протока.

В Пемзенской протоке численность СРБ в июне составляла 267,2 КОЕ/мл вместо 16,3 КОЕ/мл в марте 2013 г. Тренд увеличения численности этой физиологической группы микроорганизмов в Пемзенской протоке сохранялся от правого берега к левому на протяжении всего периода исследований. Такая же закономерность характерна для содержания ОВ, что объясняется распространением вдоль левого берега органических веществ растительного происхождения, поступающих при сбросах воды из Бурейского и Зейского водохранилищ.

В августе 2013 г., когда уровень воды в р. Амур у г. Хабаровска составлял 673 см, численность СРБ на всех исследуемых створах продолжала увеличиваться, достигая высоких значений у правого берега в районе г. Хабаровска (523,0 КОЕ/мл) и ниже железнодорожного моста (320 КОЕ/мл). Это

свидетельствует о распределении органических веществ антропогенного происхождения вдоль правого берега в районе г. Хабаровска.

В конце сентября 2013 г., когда уровень воды в р. Амур у г. Хабаровска понизился до 508 см, зарегистрирована максимальная численность СРБ в р. Амур ниже моста на середине и у правого берега (1227,0 КОЕ/мл и 933,0 КОЕ/мл, соответственно) (рис. 5).

В октябре 2013 г., когда уровень воды в р. Амур снизился до 243 см, ниже моста у правого берега численность СРБ была по прежнему высокой и составляла 638,0 КОЕ/мл (рис. 5А). Это может быть связано с распространением вдоль правого берега коммунально-бытовых сточных вод, поверхностного стока с сельхозугодий и жилмассивов г. Хабаровска.

По данным государственного доклада о состоянии окружающей среды за 2013 год суммарный объём сбрасываемых сточных вод в поверхностные водные объекты составил 330,99 млн. м³. Наибольшие объёмы сброса сточных вод отмечали на предприятиях жилищно-коммунального хозяйства – 41% от общего объёма сброса сточных вод по краю, и предприятиях электроэнергетики – 47% (Государственный доклад ..., 2014).

Таким образом, исследования численности сульфатредуцирующих бактерий на четырех створах р. Амур в период наводнения 2013 года показали закономерную связь между микробиологическими показателями и гидрологическим режимом. Так, с повышением уровня воды в реке Амур происходило увеличение численности сульфатредуцирующих бактерий во всех исследуемых створах. Увеличение численности СРБ было связано с поступлением органических веществ различного генезиса и значительным ухудшением качества воды вдоль правого берега в зоне влияния стока р. Сунгари. Согласно проведенным исследованиям, максимальное содержание СОВ зарегистрировано в августе у правого берега в р. Амур в районе г. Хабаровска (рис. 6).

Сравнительный анализ корреляционных связей между численностью сульфатредуцирующих бактерий, СОВ и АОВ показал, что в 2013 году они существенно изменялись как в различных створах, так и в течение формирования

наводнения (табл. 10).

Таблица 10

Корреляционная связь между численностью сульфатредуцирующих бактерий и содержанием растворенных органических веществ в р. Амур и протоках в 2013 году

СРБ/РОВ					
Место/ Дата	25.03.2013	11.06.2013	20.08.2013	24.09.2013	22.10.2013
р. Амур, р-н г. Хабаровска	0,96	<i>-0,93</i>	<i>-0,81</i>	–	<i>-0,53</i>
р. Амур ниже моста	–	<i>-0,97</i>	<i>-0,93</i>	0,99	0,87
пр. Амурская	0,44	<i>-0,67</i>	<i>-0,98</i>	0,99	<i>-0,84</i>
пр. Пензенская	-0,82	0,71	0,87	0,61	0,77
СРБ/АОВ					
р. Амур, р-н г. Хабаровска	0,99	<i>-0,93</i>	<i>-0,84</i>	–	<i>-0,43</i>
р. Амур ниже моста	–	<i>-0,98</i>	<i>-0,94</i>	0,99	0,45
пр. Амурская	0,12	<i>-0,63</i>	<i>-0,98</i>	0,98	<i>-0,87</i>
пр. Пензенская	<i>-0,34</i>	0,78	0,88	0,60	0,73

Примечание. Жирным прямым шрифтом выделены сильные положительные (прямые) связи; курсивом – сильные отрицательные (обратные) связи.

В марте в р. Амур в районе г. Хабаровска корреляционные связи в парах СРБ-РОВ и СРБ-АОВ были положительными ($R=0,96$ и $R=0,99$). В этот период численность СРБ была минимальной и содержание ОВ невысоким.

В р. Амур ниже моста в июне и августе наблюдалась отрицательная связь между СРБ-РОВ и СРБ-АОВ (табл. 10), можно предположить, что в это период происходило поступление трудноминерализуемых ОВ, которые сульфатредуцирующие бактерии не использовали. Однако, на спаде уровня воды (сентябрь, октябрь) была выявлена положительная тесная связь между СРБ-РОВ и

СРБ-АОВ (табл. 10). Известно, что в период наводнения была затоплена не только пойма на глубину 2-3 м, но и местами вода вышла за ее пределы, разлившись на обширных понижениях Среднеамурской низменности (Махинов и др., 2014). В этот период активно осуществлялись процессы микробиологической деструкции органических веществ, входящих в состав затопленных почв и растительных остатков, происходило увеличение содержания ОВ и численности сульфатредуцирующих бактерий.

В зоне влияния стока р. Уссури в *Амурской протоке* корреляционные связи между всеми показателями (СРБ, РОВ, АОВ) изменялись в течение формирования наводнения. В августе установлен довольно высокий отрицательный коэффициент корреляции ($R=-0,98$), а в сентябре – положительный коэффициент корреляции ($R=0,99$) между численностью сульфатредуцирующих бактерий, РОВ и АОВ. Это может быть связано с поступлением ОВ различного генезиса со стоком р. Уссури

В *Пемзенской протоке* с июня по октябрь зарегистрирована положительная тесная связь между СРБ-РОВ и СРБ-АОВ (табл. 10). Это связано с поступлением ОВ растительного происхождения со сбросами воды с Зейской и Бурейской ГЭС и активным вовлечением их биогеохимические процессы. Следует отметить, что в сентябре на спаде наводнения во всех створах наблюдалась положительная корреляционная зависимость, что обусловлено поступлением большого количество ОВ с затопленной поймы.

3.3 Особенности распределения численности сульфатредуцирующих бактерий в реке Амур в послепаводковый период

В 2014 году наблюдали существенные изменения численности и структуры микробных сообществ сульфатредуцирующих бактерий, участвующих в биогеохимических процессах разложения растворенных органических веществ.

В марте 2014 года, как и в предыдущем году, выявлена низкая численность СРБ (22,7 – 51,7 КОЕ/мл) в воде р. Амур и в Амурской протоке (табл. 11). Уровень воды в р. Амур у г. Хабаровска составлял -6 см.

Численность сульфатредуцирующих бактерий в р. Амур в 2014 году

№ п/п	Место отбора	№ створа	Численность СРБ, * 10 ² КОЕ/мл			
			12.03.2014	10.06.2014		24.09.2014
				Поверхностная вода	Придонная вода	
1	пр. Амурская, ЛБ	I	51,0±8,0	186,6±28,5	273,3±24,2	823,6±45,7
2	пр. Амурская, Сер.		43,0±5,6	106,6±22,2	653,3±48,4	657,3±25,3
3	пр. Амурская, ПБ		33,0±3,6	650,0±40,0	713,3±50,3	718,6±48,2
4	р.Амур, 3 км. Среднего Амура, ЛБ	II	136,7±2,9	—	—	215,2±26,6
5	р.Амур, 3 км. Среднего Амура, Сер.		122,7±3,2	—	—	275,3±24,7
6	р.Амур, 3 км. Среднего Амура, ПБ		230,7±4,5	—	—	532,7±36,3
7	р. Амур, ниже моста, ЛБ	IV	—	183,3±25,2	366,6±41,6	—
8	р. Амур, ниже моста, Сер.		—	283,3±41,6	593,3±51,3	—
9	р. Амур, ниже моста, ПБ		—	833,0±94,5	860,0±88,6	—

Примечание. «←» - нет данных

В июне 2014 года микробиологические исследования проводили на I и IV створах, были отобраны пробы как поверхностной, так и придонной воды. Установлена максимальная численность планктонных и бентосных сульфатредуцирующих бактерий в Амурской протоке у правого берега и на середине. Так, численность СРБ в поверхностной воде у правого берега Амурской протоки в 2014 году превышала этот же прошлогодний показатель практически в 3 раза и составляла 65000 КОЕ/мл (табл. 11). Это может быть связано с распространением вдоль правого берега воды, загрязненной органическими веществами антропогенного происхождения.

В июне 2014 года, когда уровень воды в р. Амур у г. Хабаровска составлял 163 см, наблюдали тренд увеличения численности СРБ от левого к правому берегу в поверхностной и придонной воде ниже железнодорожного моста г. Хабаровска, что обусловлено поверхностным стоком с городской территории. Такую же тенденцию наблюдали и в 2013 году.

В сентябре 2014 года, когда уровень воды в р. Амур у г. Хабаровска понизился до 64 см, зарегистрирована высокая численность СРБ в Амурской протоке у правого берега и на середине, а также на 3 км Среднего Амура у правого берега (табл. 11).

Выводы

- 1) Проведенные в 2012-2014 годах микробиологические исследования на р. Амур в районе г. Хабаровска показали, что качество воды существенно изменялось во время наводнения и в послепаводковый период. Не смотря на общие представления об улучшении качества воды во время паводков, микробиологические показатели свидетельствовали о специфике протекания биогеохимических процессов за счет неоднородного распределения сульфатредуцирующих бактерий по поперечному профилю реки.
- 2) Полученные данные свидетельствуют о том, что качество воды в р. Амур в районе г. Хабаровска зависит от особенностей распределения органических веществ. Микробиологические исследования объясняют особенности распределения органических веществ в районе г. Хабаровска: вдоль левого берега распространяются гумифицированные органические вещества, поступающие при зимних сбросах воды из Зейского и Бурейского водохранилищ, а вдоль правого берега распространяются воды, загрязненные органическими веществами антропогенного характера (сток р. Сунгари и коммунальные сточные воды г. Хабаровска).

ГЛАВА 4. БЕНТОСНЫЕ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИЕ БАКТЕРИИ ИЗ РАЗЛИЧНЫХ МЕСТООБИТАНИЙ РЕКИ АМУР

Известно, что самоочищение водных экосистем и формирование качества воды происходит при активном участии планктонных и бентосных микробных сообществ (Инкина, 1984). Ведущим фактором, влияющим на разнообразие микробных комплексов (МК) водных экосистем, является загрязнение ОВ различного генезиса. Показателем характера загрязнения водной среды может служить численность и разнообразие отдельных эколого-физиологических групп микроорганизмов, принимающих участие в различных биогеохимических процессах трансформации и деструкции ОВ. В зависимости от источников и масштабов загрязнения изменяется пространственная структура и активность микроорганизмов по отношению к отдельным поллютантам (Микроорганизмы ..., 2000).

Ранее проведенные микробиологические исследования показали, что одним из ведущих факторов формирования качества воды в р. Амур является хроническое трансграничное поступление загрязняющих веществ со стоком р. Сунгари, которое отслеживается вдоль правого берега р. Амур в виде постоянного потока взвешенных веществ, биогенных элементов и органических веществ различного генезиса. Согласно исследованию структуры бактериопланктона в летний и зимний периоды 1997-2004 гг. показано, что р. Сунгари вносит существенный вклад в загрязнение р. Амур азотсодержащими ОВ, фенолами и углеводородами (Кондратьева и др., 2003; Кондратьева, 2008; Микроорганизмы ..., 2000).

При затоплении поймы происходит активизация микробиологических процессов трансформации высокомолекулярных ОВ растительного происхождения и в водную среду поступает значительное количество водорастворимых соединений.

Показателем загрязнения поверхностных и придонных вод в летний период обычно служит пространственная динамика численности различных

физиологических групп микроорганизмов по продольному и поперечному профилю р. Амур. Численность сульфатредуцирующих бактерий отражает особенности загрязнения воды сульфатами и органическими веществами различного строения и генезиса, а также интенсивность образования токсичного сероводорода.

В результате активизации процесса сульфатредукции в контактной зоне вода–дно изменяются окислительно-восстановительные условия, происходит ухудшение органолептических свойств и санитарно-экологической обстановки на отдельных участках реки.

Результаты предыдущих исследований показали, что самое интенсивное загрязнение воды и донных отложений р. Амур тяжелыми металлами (Кондратьева и др., 2006; Голубева и др., 2009), полициклическими ароматическими углеводородами (Кондратьева и др., 2007), биогенными веществами (Шестеркин и др., 2007) происходит ниже впадения р. Сунгари (Li et al., 2009; Ma et al., 2013; Zhao et al., 2014; Cui et al., 2016). Согласно данным Шестеркина В.П., на этом участке р. Амур зарегистрировано неоднородное распределение содержания сульфатов: у правого берега концентрация этого аниона всегда в несколько раз выше, чем у левого (табл. 12). Известно, что источником повышенного содержания сульфатов являются сточные воды химических, целлюлозно-бумажных и нефтехимических предприятий в северо-восточных провинциях Китая (Dong et al., 2016). По данным Шестеркина В.П. доля р. Сунгари в формировании стока сульфатов Среднего Амура в 1996-2004 гг. находилась в пределах 61,6-73,0% (Шестеркин, Шестеркина, 2006).

В 2008-2014 гг. в условиях повышенной водности р. Зея сток сульфатов изменялся от 140 до 280 т/сут, максимальное значение отмечалось в зимнюю межень 2013-2014 гг. В 2012-2014 гг. содержание сульфатов в р. Буря не превышало 4,5 мг/дм³, сток сульфатов составил 265-294 т/сут (Шестеркин, 2016). В зоне влияния стока р. Сунгари с 2000-2012 гг. наблюдали существенные изменения содержания сульфатов в воде (табл. 12).

Содержание сульфатов в р. Амур

Дата отбора	Участок реки	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	Источник данных	
Декабрь 2000	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	3,0	Шестеркин, Шестеркина, 2006	
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	17,4		
Январь 2001	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	3,3		
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	20,3		
Февраль 2001	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	4,1		
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	16,4		
Март 2001	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	3,6		
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	18,9		
Май 2010	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	9,1		Шестеркин, 2016
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	24,0		
Июнь 2011	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	3,8		
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	13,3		
Февраль 2012	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ЛБ	3,8		
	р. Амур, ниже устья р. Сунгари, ПБ	29,8		

Примечание: ЛБ – левый берег; ПБ – правый берег.

В 2012-2014 гг. в р. Амур в районе с. Нижнеленинское у левого берега содержание сульфатов изменялось от 2,5-6,6 мг/дм³, у правого берега от 14,4 до 37,3 мг/дм³. Неравномерное распределение содержания сульфатов в р. Амур сохранялось и у г. Хабаровска. В 2008-2011 гг. повышенные концентрации сульфатов (18,2-18,5 мг/дм³) зарегистрированы у правого берега (Шестеркин, 2016).

Согласно данным Шестеркина В.П. в 1999-2009 гг. сток сульфатов увеличился до 1549 т/сут, это связано с выходом на эксплуатационный режим Зейского и Бурейского водохранилищ. В 2010-2014 гг. наблюдается увеличение стока сульфатов, максимальное значение (3000 т/сут) зарегистрировано в 2014 году, после катастрофического наводнения (Шестеркин, 2016).

Таким образом, главными предпосылками для активизации процесса сульфатредукции в р. Амур являются повышенные концентрации сульфатов и органических веществ, поступающие со стоком р. Сунгари.

4.1 Численность и активность бентосных бактерий на Среднем Амуре

При избытке органических веществ, дефиците кислорода в придонных слоях воды и постоянном поступлении сульфатов в ДО активизируется группа сульфатредуцирующих бактерий (СРБ). В летний период 2007 г. на участке р. Амур от устья р. Сунгари до г. Хабаровска была определена численность и активность бентосных микробных комплексов на различных источниках углерода, включая КГБ и СРБ.

Были использованы следующие субстраты: лактат кальция, ацетат натрия, пептон и глюкоза. Пептон является модельным соединением при исследовании деструкции азотсодержащих органических соединений. При разложении растительных остатков, в том числе лигнина и целлюлозы, среди продуктов трансформации присутствуют различные органические кислоты и сахара. В экспериментальных исследованиях чаще всего используют лактат и глюкозу. Эти субстраты быстро вовлекаются в микробиологические процессы и оказывают существенное влияние на формирование качества воды.

В зоне влияния р. Сунгари, где происходит седиментация основной массы взвешенных веществ, биогенных элементов и органических соединений различного происхождения, поступающих со стоком этой реки, зарегистрирована максимальная численность обеих групп бактерий (рис.7).

Это подтверждается высокой активностью бентосных МК по отношению к лактату кальция на всем протяжении от устья р. Сунгари до г. Хабаровска (рис. 8).

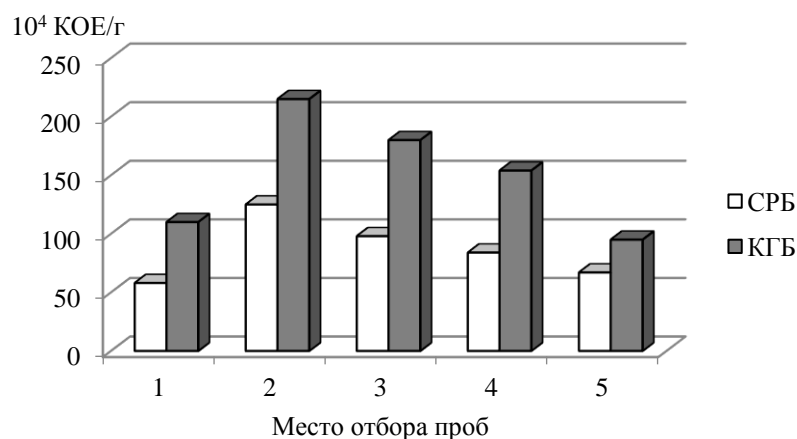


Рис. 7. Численность бентосных культивируемых гетеротрофных и сульфатредуцирующих бактерий на Среднем Амуре (август 2007 г.): 1 – 1 км выше устья р. Сунгари; 2 – 1 км ниже устья р. Сунгари; 3 – 0,5 км ниже г. Фуюань; 4 – 0,5 км выше г. Хабаровска; 5 – напротив о. Большой Уссурийский.

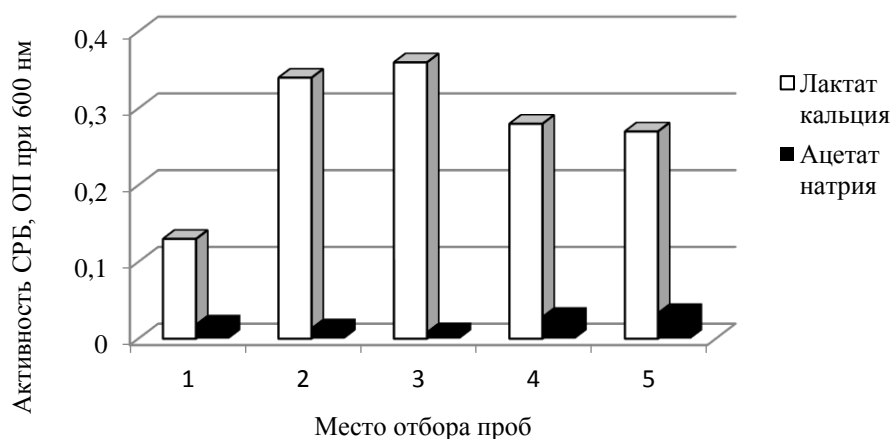


Рис. 8. Активность бентосных сульфатредуцирующих бактерий на Среднем Амуре на различных источниках углерода (август 2007 г.): 1 – 1 км выше устья р. Сунгари; 2 – 1 км ниже устья р. Сунгари; 3 – 0,5 км ниже г. Фуюань; 4 – 0,5 км выше г. Хабаровска; 5 – напротив о. Большой Уссурийский.

Менее активными были МК донных отложений, отобранных выше устья р. Сунгари. Сопоставимую активность проявляли МК донных отложений, отобранных ниже устья р. Сунгари и ниже г. Фуюань. Этот факт свидетельствует о том, что выше г. Хабаровска существует еще один источник загрязнения р. Амур ОВ, которые могут поступать с коммунальными сточными водами г. Фуюань (Кондратьева и др., 2008; Андреева, 2009). В связи с интенсивно

развивающейся промышленностью и ростом населения в провинции Хейлунцзян коммунальные сточные воды г. Фуюань могут оказывать существенное влияние на евтрофирование р. Амур и активность бентосных МК.

Активность бактериобентоса на ацетате натрия на всем исследуемом участке была низкой. Известно (Pikuta et al., 2003), что в пресноводных экосистемах преобладают СРБ, потребляющие лактат, менее широко распространены бактерии, метаболизирующие ацетат.

В июле 2009 года были проведены микробиологические исследования донных отложений (табл. 5, стр. 33), отобранных на Среднем Амуре, на участке от устья р. Зея до г. Фуюань. В летний период влияние притоков на формирование качества воды в р. Амур становится определяющим за счет формирующихся в их бассейнах паводков.

Согласно проведенным модельным экспериментам максимальная численность СРБ обнаружена ниже устья р. Сунгари (рис. 9), что свидетельствует об интенсификации сульфатредукции в данной локальной зоне в связи со значительным евтрофированием за счет поступления органических веществ и сульфатов с китайской стороны с поверхностным стоком, промышленными и бытовыми сточными водами.

Установлено, что на участке р. Амур наибольшей потенциальной активностью обладали бентосные МК на лактате кальция, максимум отмечен в зоне влияния стока р. Сунгари (рис. 10).

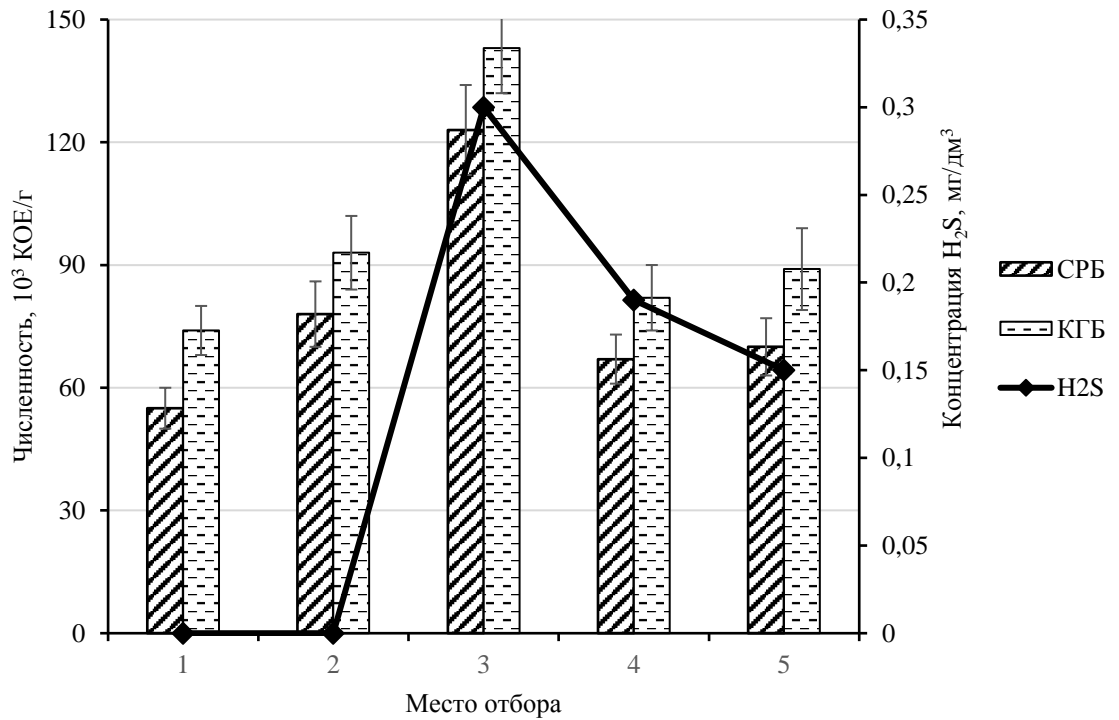


Рис. 9. Численность бентосных культивируемых гетеротрофных и сульфатредуцирующих бактерий на Среднем Амуре (июль 2009): 1 – ниже устья р. Зeya, 2 – ниже устья р. Бурея, 3 – ниже устья р. Сунгари, 4 – 0,5 км выше г. Фуюань, 5 – 0,5 км ниже г. Фуюань.

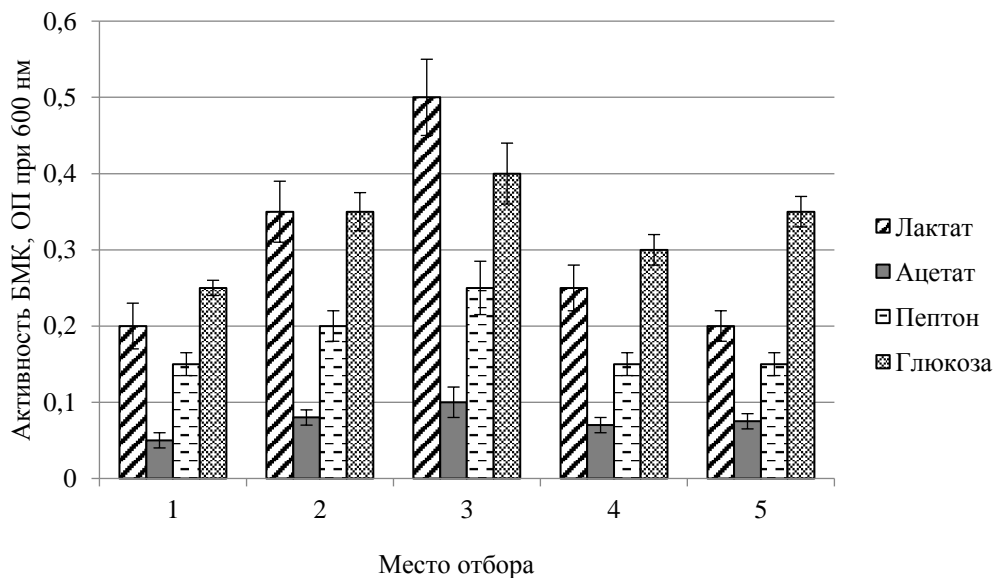


Рис. 10. Активность бентосных микробных комплексов при использовании различных источников углерода: 1 – ниже устья р. Зeya, 2 – ниже устья р. Бурея, 3 – ниже устья р. Сунгари, 4 – 0,5 км выше г. Фуюань, 5 – 0,5 км ниже г. Фуюань.

Высокая активность МК, как и в предыдущие годы отмечена при росте на глюкозе в качестве источника углерода (рис. 10). На 3-е сутки культивирования во всех пробах наблюдали интенсивное выделение CO_2 . Повышенная активность бактериобентоса из ДО, отобранных ниже устьев рек Буря и Сунгари, была отмечена на лактате, продукте трансформации лигноцеллюлозы. Органические вещества растительного происхождения могли поступать с вышерасположенных участков со стоком р. Буря из Бурейского водохранилища и рисовых полей в пойме р. Сунгари.

Активная утилизация азотсодержащих органических веществ (пептон) с интенсивным газообразованием происходила при участии микробных комплексов донных отложений, отобранных ниже устья р. Сунгари (рис. 10). Этот факт свидетельствует о том, что биохимически лабильные азотсодержащие ОВ, могут поступать с коммунальными сточными водами городов, которые расположены в бассейне р. Сунгари и с территориями сельскохозяйственных комплексов. Кроме того, деструкция азотсодержащих органических веществ в результате аммонификации и нитрификации в значительной степени определяет поступление в водную среду ионов аммония, нитратов и нитритов.

Таким образом, исследования активности бентосных МК показали, что в донных отложениях, отобранных ниже устья р. Сунгари, происходят разнообразные биогеохимические процессы трансформации и деструкции органических веществ различного происхождения. Продукты метаболизма бентосных микробных комплексов вносят существенный вклад в загрязнение водных масс, что оказывает большое влияние на органолептические показатели и качество воды в районе г. Хабаровска.

4.2 Численность и активность бентосных бактерий на Нижнем Амуре

После техногенной аварии в КНР (ноябрь 2005 г.) было установлено, что влияние стока р. Сунгари распространяется до городов Хабаровск, Амурск и Комсомольск-на-Амуре. Доказательство было получено во время мониторинга качества воды в р. Амур в период ледостава 2005-2006 гг. по маркерному соединению – нитробензолу. Этот поллютант, поступивший с сунгарийскими водами, был зарегистрирован в районе г. Комсомольск-на-Амуре (Бердников и др., 2006).

Летом 2008 года были проведены микробиологические исследования проб донных отложений (табл. 5, стр. 33), отобранных в зоне влияния Амурско-Комсомольского урбо-промышленного комплекса.

Установлены существенные различия в численности СРБ из донных осадков, отобранных у правого и левого берегов (рис. 11).

Максимальная численность сульфатредуцирующих бактерий зарегистрирована в ДО, отобранных у правого берега в 0,5 км ниже г. Комсомольск-на-Амуре ($159 \cdot 10^3$ КОЕ/г). Такой эффект обусловлен формированием зон аккумуляции взвешенных наносов вдоль правого берега ниже г. Хабаровска (Ким, Шамов, 2000). У левого берега, несмотря на расположенные здесь крупные города (Амурск и Комсомольск-на-Амуре), численность сульфатредуцирующих бактерий была ниже в 2 раза (рис. 11). Вклад этих городов в загрязнение р. Амур оказался существенно ниже, чем влияние стока р. Сунгари и сточных вод г. Хабаровска.

Кроме численности, была исследована потенциальная активность бентосных микробоценозов из донных отложений, отобранных выше и ниже городов Амурск и Комсомольск-на-Амуре (рис. 12).

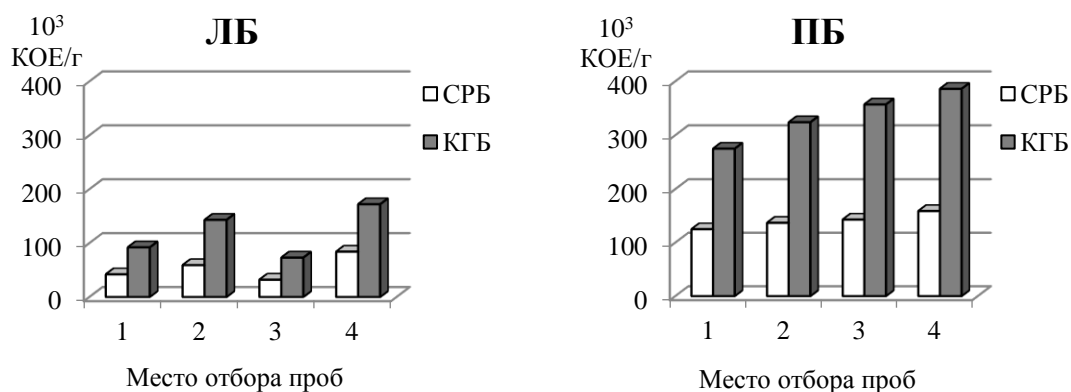


Рис. 11. Численность бентосных культивируемых гетеротрофных и сульфатредуцирующих бактерий на Нижнем Амуре: 1 – р. Амур, 0,5 км выше г. Амурск, 2 – р. Амур, 0,5 км ниже г. Амурск, 3 – р. Амур, 0,5 км выше г. Комсомольск-на-Амуре, 4 – р. Амур, 0,5 км ниже г. Комсомольск-на-Амуре; ЛБ, ПБ – левый и правый берег.

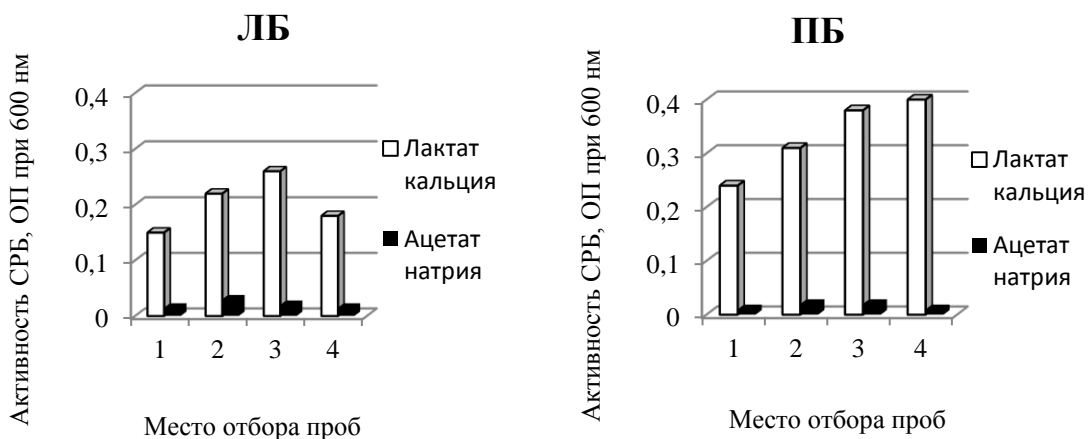


Рис. 12. Активность бентосных сульфатредуцирующих бактерий на Нижнем Амуре: 1 – р. Амур, 0,5 км выше г. Амурск, 2 – р. Амур, 0,5 км ниже г. Амурск, 3 – р. Амур, 0,5 км выше г. Комсомольск-на-Амуре, 4 – р. Амур, 0,5 км ниже г. Комсомольск-на-Амуре; ЛБ, ПБ – левый и правый берег.

Высокая численность сульфатредуцирующих бактерий из ДО, отобранных у правого берега сопровождалась повышенной потенциальной активностью при использовании легкодоступного лактата кальция в качестве источника углерода. Это связано влиянием стока р. Сунгари и сточных вод г. Хабаровска. Известно, что в 2008 г. в р. Амур предприятиями г. Хабаровска и Хабаровского края было сброшено 276,2 млн. м³ сточных вод, из них без очистки и недостаточно очищенных 41,96 и 147,89 млн. м³ соответственно (Государственный ..., 2009).

4.3 Риск образования сероводородных зон

Одним из показателей евтрофирования водных экосистем является активизация процессов сульфатредукции. При окислении органических веществ, по мере уменьшения концентрации растворенного кислорода и снижении уровня окислительно-восстановительного потенциала, донором электронов вместо молекулярного кислорода могут выступать нитраты, восстанавливаемые в результате денитрификации до нитрит-ионов, гидроксилamina, закиси азота, молекулярного и аммонийного азота, а также сульфаты, которые при участии сульфатредуцирующих бактерий восстанавливаются до H₂S (Леонов, Чичерина, 2008а, б; Кондратьева и др., 2011).

Для определения экологического риска образования сероводорода в зонах аккумуляции взвешенных веществ с высоким содержанием органических соединений нами предложен специальный коэффициент риска R(H₂S), учитывающий численность двух физиологических групп микроорганизмов, принимающих участие в процессах аммонификации и сульфатредукции:

$$R(H_2S) = N_{(СРБ)}/N_{(АМБ)}$$

Этот коэффициент позволяет определить направленность ведущих биогеохимических процессов в трансформации и деструкции органических веществ в контактной зоне вода-дно при интенсивном евтрофировании водных экосистем. Кроме того, его можно использовать для оценки соотношения между процессами самоочищения и вторичного загрязнения водной среды восстановленными соединениями серы при сбросе сточных вод с высоким содержанием сульфатов. По мере увеличения этого коэффициента можно

прогнозировать экстремальные экологические ситуации с интоксикацией водных организмов (Кондратьева и др., 2013; Андреева, 2015).

Сравнительный анализ $R(H_2S)$ на разных участках р. Амур показал существенные различия в его значениях на Среднем и Нижнем Амуре в зависимости от гидрологического режима. Так, максимальные значения $R(H_2S)$ были зарегистрированы в 2008 г. на Нижнем Амуре вдоль правого берега между городами Амурск и Комсомольск-на-Амуре (рис. 13). Согласно материалам о состоянии окружающей среды Хабаровского края летом 2008 г. на Нижнем Амуре наблюдался продолжительный период пониженной водности (Государственный доклад ..., 2009). Известно, что в этот период в районе городов Амурск и Комсомольск-на-Амуре были зарегистрированы массовые заморы рыбы, которые могли быть связаны не только с дефицитом кислорода, высокой температурой водной среды, низким уровнем воды, но и интоксикацией гидробионтов вследствие образования сероводорода.

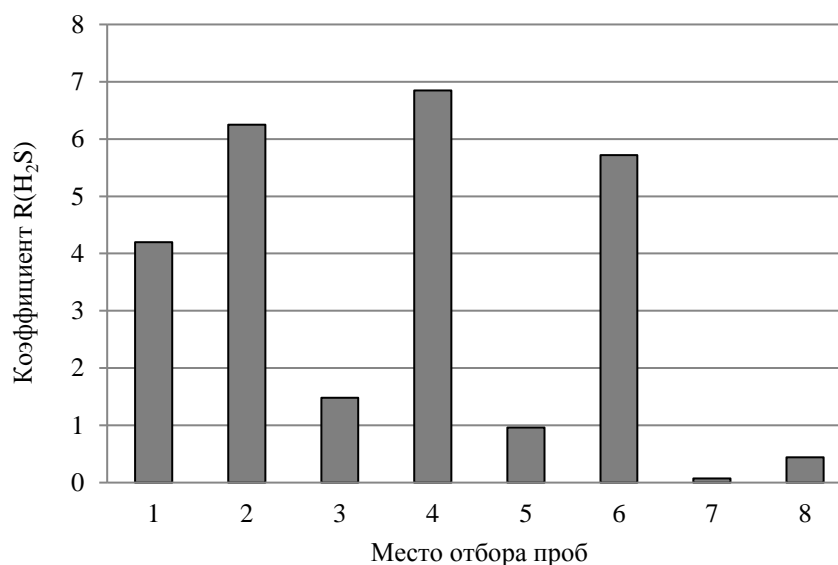


Рис. 13. Изменение коэффициента риска образования сероводородных зон на Нижнем Амуре в 2008 г.: 1,2 – р. Амур, 0,5 км выше г. Амурск, ЛБ, ПБ; 3,4 – р. Амур, 0,5 км ниже г. Амурск, ЛБ, ПБ; 5,6 – р. Амур, 0,5 км выше г. Комсомольск-на-Амуре, ЛБ, ПБ; 7,8 – р. Амур, 0,5 км ниже г. Комсомольск-на-Амуре, ЛБ, ПБ; ЛБ, ПБ – левый и правый берег.

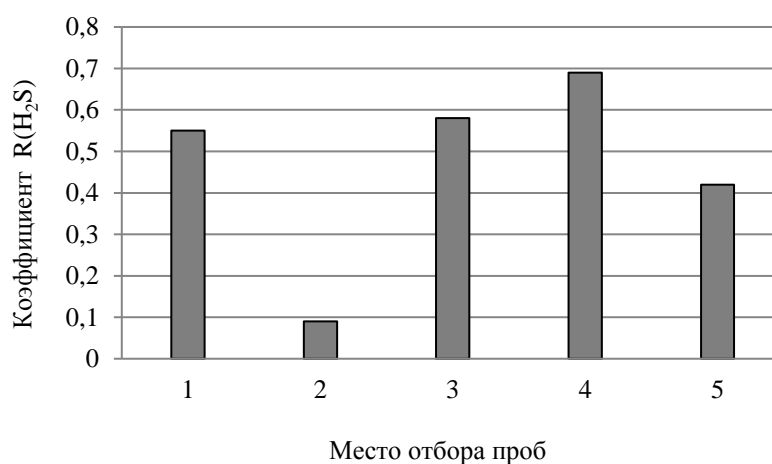


Рис. 14. Изменение коэффициента риска образования сероводородных зон на Среднем Амуре в 2009 г.: 1 – ниже устья р. Зeya, 2 – ниже устья р. Бурея, 3 – ниже устья р. Сунгари, 4 – 0,5 км выше г. Фуюань, 5 – 0,5 км ниже г. Фуюань.

Минимальные значения $R(H_2S)$ были зафиксированы в 2009 г. на Среднем Амуре (рис. 14). Согласно материалам о состоянии окружающей среды Хабаровского края в течение всего летнего периода 2009 года шли дожди. На территории Хабаровского края осадков выпало: в июне 100–190%, местами 260%, в июле – 100–180%, в августе – 100–170% выше нормы. В результате сильных дождей на реках Хабаровского края за летний период 2009 г. прошло один-два, на отдельных реках до трех паводков с уровнями воды выше обычных на величину от 1 до 3 м, с подтоплением дорог, линий связи, огородов, полей, сенокосов. Поймы рек были затоплены в течение 50–73 дней на глубину 1,0–1,3 м (Государственный доклад ..., 2010).

Таким образом, при прогнозировании экологического риска образования сероводорода в р. Амур необходимо учитывать гидрологический режим и зоны аккумуляции взвешенных наносов на конкретном участке реки. На химический состав донных отложений Нижнего Амура в районе Амурско-Комсомольского урбо-промышленного комплекса у правого берега и характер биогеохимической трансформации веществ оказывает влияние сброс недостаточно очищенных сточных вод предприятиями г. Хабаровска. Ежегодно в материалах о состоянии окружающей среды Хабаровского края приводятся данные о том, что в р. Амур

сбрасываются до 300 млн. м³ сточных вод (Государственный доклад ..., 2009-2014).

Принимая во внимание, что города Амурск и Комсомольск-на-Амуре расположены на левом берегу, их вклад в загрязнение р. Амур компонентами, провоцирующими процессы сульфатредукции был существенно ниже, по сравнению с влиянием р. Сунгари и г. Хабаровска вдоль правого берега. Прогнозирование экологического риска образования сероводородных зон имеет большое значение для выявления локальных участков на р. Амур, подверженных антропогенному влиянию.

4.4 Устойчивость бактериобентоса р. Амур к тяжелым металлам

На примере массовых видов беспозвоночных, населяющих реки и озера Приморского края, было показано, что они являются чувствительными индикаторами загрязнения водной среды и донных отложений ионами тяжелых металлов (ТМ). Подробные исследования механизмов биоаккумуляции ТМ были проведены на примере двустворчатых моллюсков (Богатов и др., 2018). Выраженная зависимость накопления ТМ в телах моллюсков-фильтраторов была связана с их содержанием в грунтах, которые отражают экологическое состояние биотопа за длительный период. С увеличением концентрации свинца, марганца, кадмия и цинка в донных осадках, количество этих металлов существенно увеличивалось в организме моллюсков (Богатов, Богатова, 2009). Ранее высокое содержание тяжелых металлов было установлено в теле амфипод и личинок поденок, питающихся детритом и листовым опадом, с повышенным содержанием ТМ (Богатов, 1994; Тиунова, 2006).

В настоящее время экотоксикологические показатели для оценки уровня загрязнения придонных слоев воды и донных отложений р. Амур тяжелыми металлами разработаны на примере исследования их биоаккумуляции моллюсками рода *Nodularia* (Клишко, 2007). Было показано, что действие накапливаемых токсичных веществ на организменном уровне приводит к нарушению метаболической активности и появлению отклонений в развитии, которые приводят к ярко выраженным патологиям. Сравнительный анализ

показателей экотоксикологического состояния (ПЭС) у популяций *Nodularia* из различных местообитаний позволил выявить существенные различия их ответных реакций на характер загрязнения р. Амур выше и ниже устья р. Сунгари. Вне зоны влияния р. Сунгари ПЭС соответствовал благополучному состоянию моллюсков (меньше 0,5), а на участке ниже устья р. Сунгари ПЭС изменялся до уровней, характеризующих неблагоприятное и опасное состояние (от 0,6 до 2). При этом высокие значения ПЭС коррелировали с наибольшими отклонениями от средних значений параметров раковины и в проявлении морфолого-анатомических патологий. Высказано предположение, что морфологические отклонения закладываются на ранних стадиях развития моллюсков, обитающих в неблагоприятных условиях (Клишко, 2008).

Особое место среди организмов, обитающих в контактной зоне вода–дно, занимают бентосные микробные комплексы, которые принимают участие в трансформации, деструкции органических веществ и миграции ТМ. От их активности зависит формирование качества воды в придонных слоях, изменение растворимости и биодоступности отдельных токсичных элементов (Микроорганизмы ..., 2000).

Для исследования структуры бактериобентоса и его устойчивости к токсичным элементам летом 2009 г. во время экспедиции сотрудников ИВЭП ДВО РАН по Среднему Амуру были отобраны пробы из поверхностных слоев ДО (0–15 см) в зоне влияния крупных притоков (реки Зея, Буряя, Сунгари).

Проведенные исследования показали, что основные группы микроорганизмов, участвующих в цикле азота (аммонифицирующие, нитрифицирующие, денитрифицирующие бактерии), оказались в различной степени устойчивыми к загрязнению их местообитаний тяжелыми металлами (рис. 15).

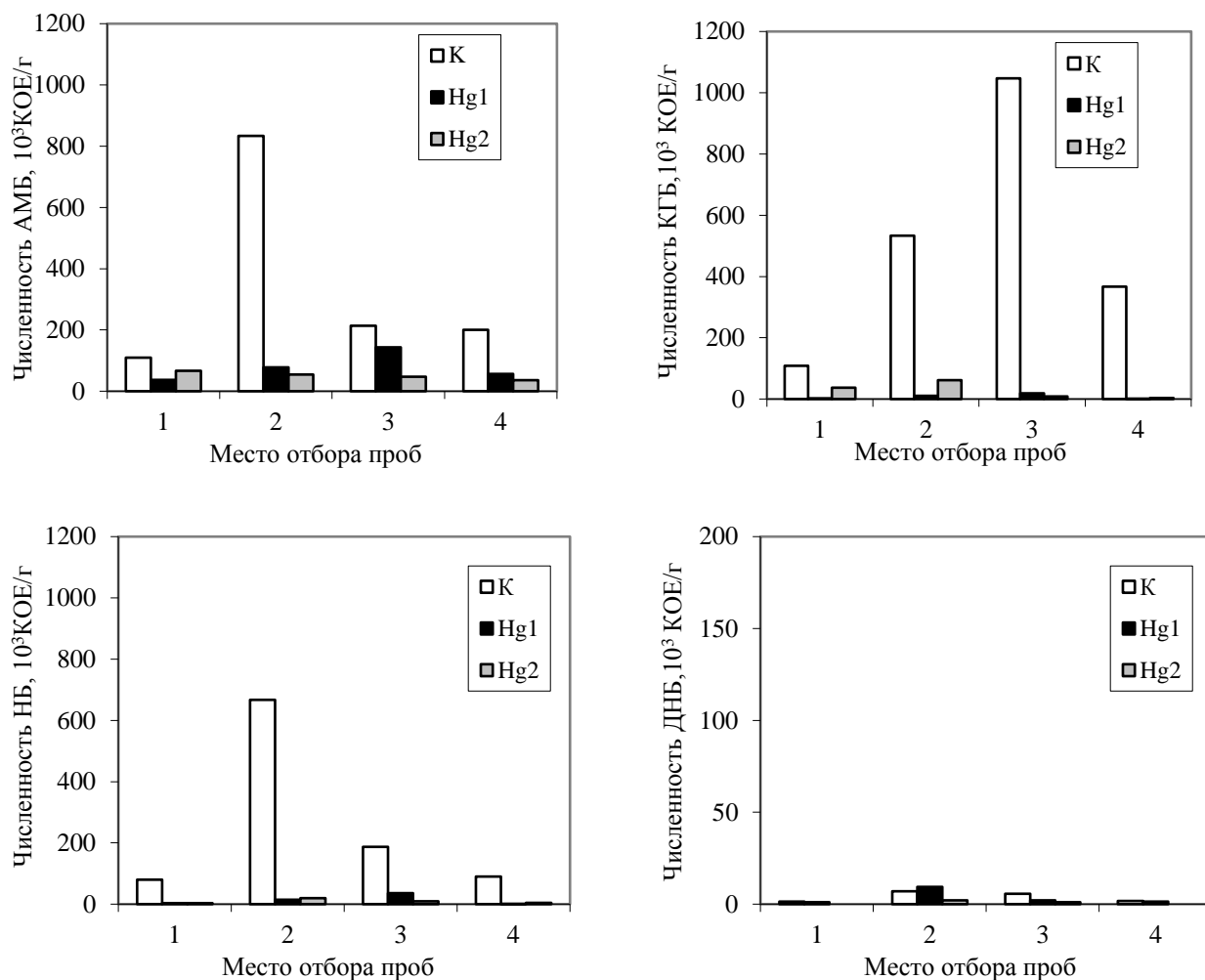


Рис. 15. Влияние ртути (Hg1–0,0005 мг/л; Hg2–0,001 мг/л) на численность бентосных аммонифицирующих (АМБ), нитрифицирующих (НБ), денитрифицирующих (ДНБ) и культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) из различных местообитаний р. Амур: 1 – ниже устья р. Зея, 2 – ниже устья р. Буря, 3 – ниже устья р. Сунгари, 4 – 0,5 км ниже г. Фуюань. К – контроль.

Максимальную устойчивость ко ртути при концентрации 0,0005 мг/л проявляли аммонифицирующие и нитрифицирующие бактерии из донных отложений, отобранных ниже устья р. Сунгари (рис. 15). Несмотря на низкую численность, денитрифицирующие бактерии, местообитания которых расположены в зоне влияния р. Буря, также оказались устойчивыми к ртутному загрязнению.

Сульфатредуцирующие бактерии из донных отложений, отобранных ниже устья рек Буря и Сунгари отличались повышенной устойчивостью к загрязнению

ионами ртути в концентрации 0,0005 мг/л (рис. 16). Это может быть связано с хроническим загрязнением их местообитаний ртутью.

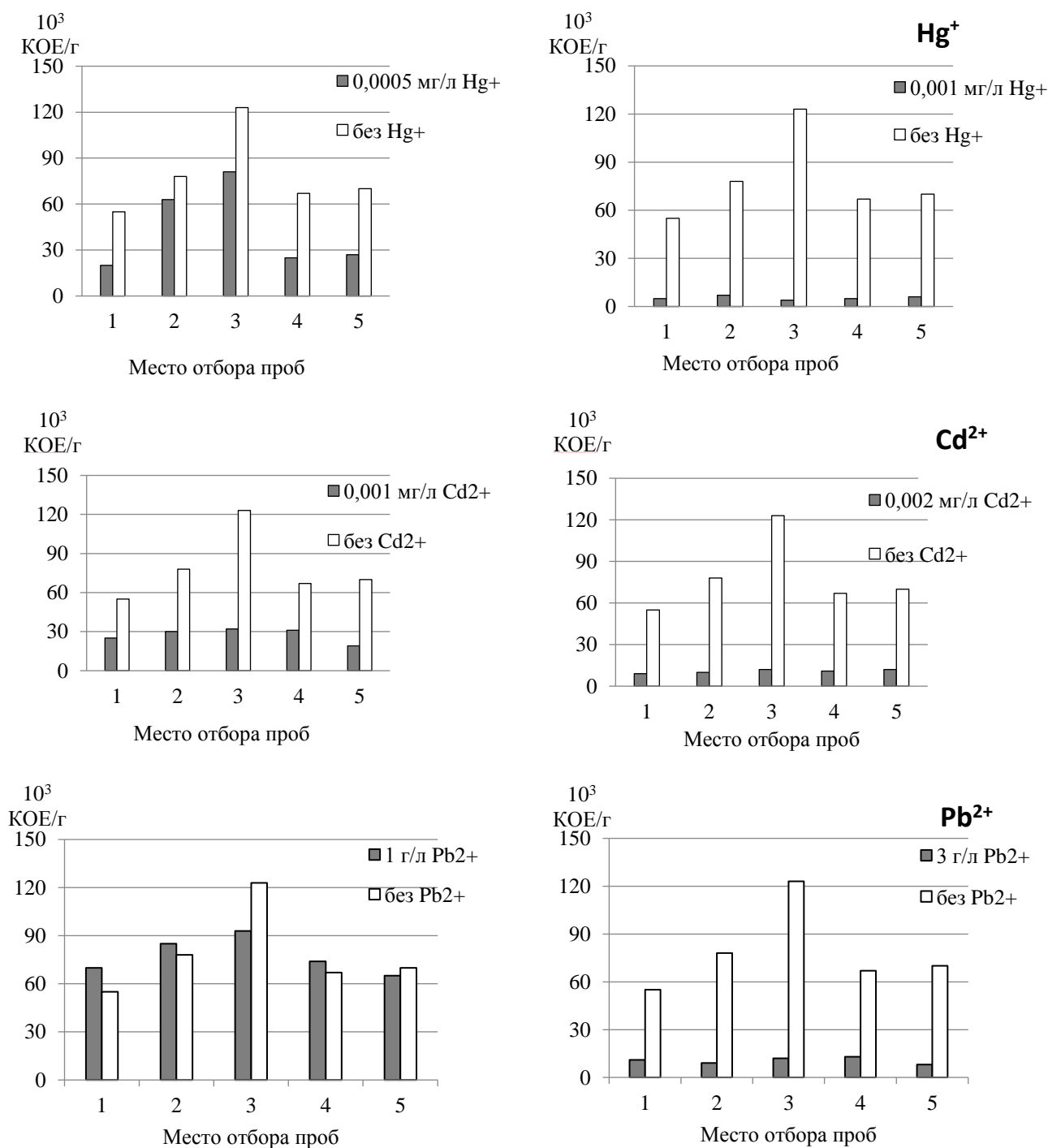


Рис. 16. Влияние ионов ртути, кадмия и свинца на численность бентосных сульфатредуцирующих бактерий из различных местообитаний р. Амур: 1 – ниже устья р. Зей, 2 – ниже устья р. Бурей, 3 – ниже устья р. Сунгари, 4 – 0,5 км выше г. Фуюань, 5 – 0,5 км ниже г. Фуюань.

Более того, учитывая сопряженность процессов сульфатредукции и метилирования ртути можно предположить, что наиболее активно они могут происходить на тех участках реки, где фиксируется повышенное евтрофирование и лимит кислорода, а в водной среде и донных отложениях присутствует ртуть.

Обнаруженная устойчивость отдельных групп бактериобентоса ко ртути может быть связана с их непосредственным участием в образовании метилртути. Степень ее токсичности в водных экосистемах зависит от многочисленных факторов: концентрации и продолжительности действия токсиканта, температуры и рН воды, растворенного кислорода и наличия комплексообразователей (Даувальтер, 1998; Калмычков и др., 2000; Леонова, Андрулайтис, 2000; Смоляков и др., 2000). Увеличение концентрации ртути в 2 раза (0,001 мг/л) приводило к ингибированию численности сульфатредуцирующих бактерий во всех исследуемых пробах (рис. 16).

Наиболее адаптированными к присутствию кадмия 0,001 мг/л оказались СРБ из донных отложений, отобранных в устьевых зонах рек Зея и Буря. Эти данные свидетельствуют о локальном загрязнении донных отложений р. Амур ионами кадмия.

Принимая во внимание, что в минеральную среду Морриса для культивирования СРБ входит ацетат свинца в концентрации 0,5 г/л, необходимо было установить концентрационные пределы лимитирования этого субстрата. Экспериментальные исследования показали, что ионы свинца являются важным компонентом развития СРБ (рис. 16). Установлено, что концентрация ацетата свинца в 1,0 г/л способствовала росту численности сульфатредуцирующих бактерий практически во всех местообитаниях. Увеличение концентрации в 3 раза (до 3 г/л) приводит к резкому снижению численности СРБ (рис. 16).

Известно, что в некоторых случаях адаптация гидробионтов к наличию в среде солей свинца способствует более интенсивному углеводному обмену при активизации таких ферментов как альдолазы и глюкозидазы. Однако токсичность свинца может усиливаться в сочетании с нитрат-ионами и в присутствии цинка (Немова, Высоцкая, 2004).

По отношению к загрязнению донных отложений ионами свинца (0,01 мг/л; 0,02 мг/л) наиболее чувствительными оказались культивируемые гетеротрофные бактерии (рис. 17). Группа аммонифицирующих бактерий, обитающих в зоне влияния р. Буря, оказалась более устойчивой к загрязнению ионами свинца в концентрации 0,01 мг/л, по сравнению с представителями бактериобентоса из ДО, отобранных ниже устья р. Сунгари.

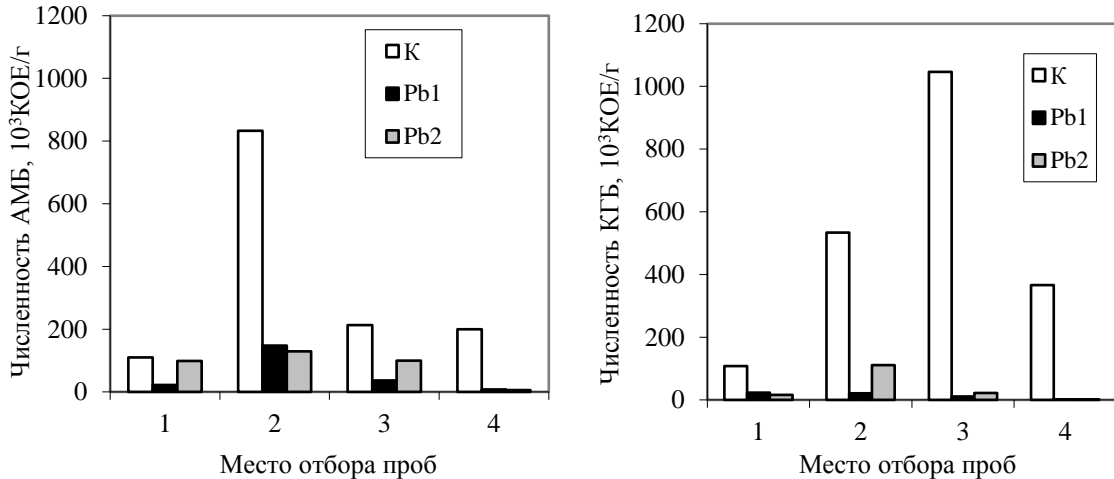


Рис. 17. Влияние ацетата свинца (Pb1–0,01 мг/л; Pb–0,02 мг/л) на численность бентосных аммонифицирующих (АМБ) и культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) из различных местообитаний р. Амур: 1 – ниже устья р. Зея, 2 – ниже устья р. Буря, 3 – ниже устья р. Сунгари, 4 – 0,5 км выше г. Фуюань, 5 – 0,5 км ниже г. Фуюань. К–контроль.

Последующие исследования ртутьрезистентности бентосных СРБ из ДО, отобранных в р. Амур в районе г. Хабаровска, проводили летом 2014 года. Повышенное содержание ртути (0,0012 мг/кг) обнаружено в ДО р. Амур, отобранных у правого берега в районе г. Хабаровска. Установлено, что СРБ из этого местообитания проявляли максимальную устойчивость к ртути при концентрации 0,0005 и 0,001 мг/л (рис. 18). Это может быть связано с непосредственным участием СРБ в образовании метилртути. Китайскими исследователями (Shao et al., 2012) были выделены два вида СРБ (*Desulfobulbus propionicus* и *Desulfovibrio vulgaris*) из пресноводных донных отложений оз. Май

По, Гонг Конг. Их культивирование проводили в течение 30 суток при разных концентрациях сульфатов и солей ртути. Результаты показали, что во всех вариантах эксперимента концентрация метилртути увеличивалась. Поэтому наличие солей ртути и СРБ в водной среде или донных отложениях считают веской предпосылкой для образования более токсичной метилртути.

На исследуемом участке р. Амур СРБ проявляли устойчивость к выбранным концентрациям ртути (0,0005-0,001 мг/л). Причем наиболее активный рост зарегистрирован у СРБ из донных отложений, отобранных у правого берега в районе г. Хабаровска. Эти данные согласуются с предыдущими исследованиями (Кондратьева и др., 2010, 2011, 2013) и свидетельствуют о загрязнении донных отложений, отобранных у правого берега, ионами ртути, поступающей со стоком рек Усури и Сунгари.

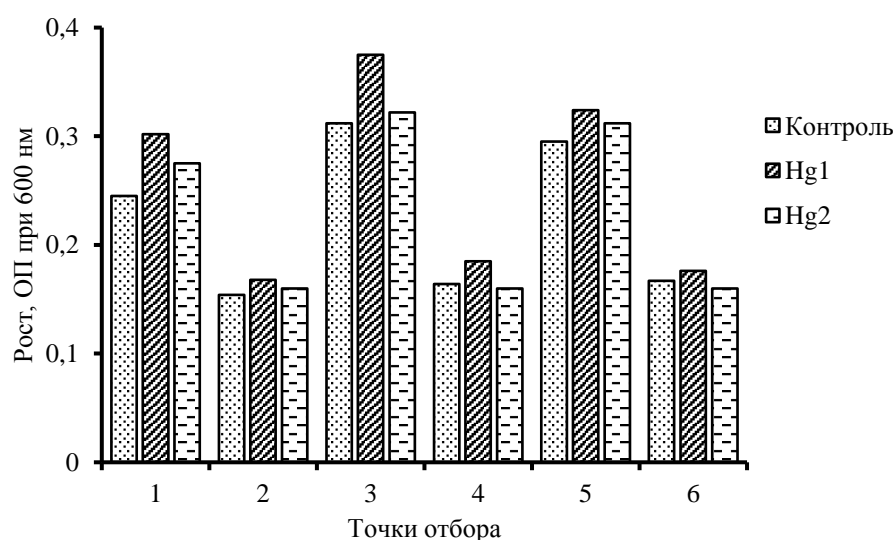


Рис. 18. Влияние ртути (Hg1 – 0,0005, Hg2 – 0,001 мг/л) на рост сульфатредуцирующих бактерий на лактате и ее содержание в донных отложениях р. Амур: 1, 2 – выше г. Хабаровска; 3, 4 – район г. Хабаровска; 5, 6 – ниже г. Хабаровска; нечетные – правый берег, четные – левый берег.

Выводы

1) На примере микробных комплексов р. Амур из различных местообитаний показано, что высокая численность и активность индикаторных групп бентосных микроорганизмов (КГБ, СРБ, АМБ, НБ, ДНБ), участвующих в трансформации ОВ в донных отложениях, определяется влиянием комплекса абиотических и биотических факторов (местообитание микробоценозов, гидрологический режим, гидрохимический состав водной среды, наличие зон аккумуляции тяжелых металлов).

2) Максимальная численность и активность роста бентосных СРБ и КГБ зарегистрирована в донных отложениях, отобранных ниже устья р. Сунгари. Так как влияние стока этого крупного притока распространяется вдоль правого берега до городов Хабаровск, Амурск и Комсомольск-на-Амуре, существует высокий экологический риск образования сероводородных зон у правого берега. Это подтверждается высокой численностью индикаторных групп бентосных микроорганизмов (СРБ – от 125 до $159 \cdot 10^3$ КОЕ/г, КГБ – от 275 до $386 \cdot 10^3$ КОЕ/г), высоким содержанием сероводорода в ДО – от 0,15 до 0,32 мг/дм³, максимальными значениями коэффициента риска $R(H_2S)$ – от 4,2 до 6,8 в этом местообитании.

3) Методом биоиндикации установлено загрязнение ДО р. Амур тяжелыми металлами (Hg^+ , Cd^{2+} , Pb^{2+}). Индикаторные группы бентосных микроорганизмов, участвующие в циклах серы (СРБ) и азота (АМБ, НБ, ДНБ), оказались максимально адаптированы к ртутному загрязнению в 1 ПДК (0,0005 мг/л) в зоне влияния стока р. Сунгари и в районе г. Хабаровска. Бентосные аммонифицирующие и сульфатредуцирующие бактерии проявили максимальную устойчивость к концентрации ионов кадмия (0,001 мг/л) и свинца (1 г/л) в зоне влияния стока рек Зeya и Бурей.

ГЛАВА 5. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СУЛЬФАТРЕДУЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ В ПЕРИОД ЛЕДОСТАВА НА АМУРЕ

Пространственно-временная целостность водных экосистем, а также сезонность воздействия отдельных факторов определяют актуальность изучения гляциохимических и биохимических процессов, происходящих во льдах, которые могут выступать аккумуляторами токсичных веществ (Кондратьева, 2010, 2018).

Неоднородность химического состава льдов является интегральным результатом целого комплекса фундаментальных факторов льдообразования. Согласно разработкам в области криогенной метаморфизация химического состава природных вод в результате включения токсикантов в лед из загрязненной воды, происходит его внутриводоемное загрязнение, а в дальнейшем при таянии льдов - вторичное загрязнение воды (Иванов 1998; Кондратьева, 2005). Во льдах, несмотря на экстремальные условия существования, происходит довольно активная биогеохимическая трансформация органических веществ при участии различных эколого-физиологических групп микроорганизмов (Иванов, 1998; Кондратьева, Фишер, 2012; Кондратьева и др., 2018; Cameron et al., 2017). Криомикробиоценозы (КМЦ) – криофильные микробные сообщества участвуют в деструкции автохтонных и аллохтонных ОБ, способствуют миграции биогенных элементов, влияют на изменение структуры биоценозов и выступают в качестве индикаторов антропогенного загрязнения водных экосистем (Кондратьева, 2002; Kondratyeva et al., 2012; Miteva et al., 2014; Pandey et al., 2016).

Внутриводоемные процессы, происходящие зимой, во многом определяются функционированием биологических комплексов в контактной зоне вода-лед (Юрьев, 1996; Кондратьева, 2002). Менее изучены биогеохимические процессы, происходящие в толще речного льда и особенности его загрязнения на различных участках рек.

Многие представления о криогенных процессах существенно изменяются при использовании методов биоиндикации для оценки состояния водных экосистем в зимний период.

Присутствие во льдах культивируемых гетеротрофных бактерий используется для индикации их загрязнения органическими веществами различного генезиса, а сульфатредуцирующих микроорганизмов – для регистрации восстановительных условий в толще льда, повышенного содержания легкодоступных ОВ и сульфатов.

5.1 Содержание органических веществ в воде и толще льда р. Амур

Особенность ледяного покрова р. Амур – наличие в толще льда значительного количества терригенного материала различного гранулометрического состава – от илистых частиц до глыб размером 1,5-2,0 м в поперечнике (Махинов и др., 2014). Наличие слабо выраженных прослоек или неправильной формы скоплений рассеянного суглинистого материала отмечается также внутри кернов льда, что, вероятно, связано с возрастанием мутности воды при попусках из водохранилищ, сопровождающихся увеличением скоростей течения (Махинов и др., 2017).

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. Во льдах р. Амур аккумулируются стойкие органические соединения и тяжелые металлы (Кондратьева и др., 2011; Kondratyeva, Zhukov, 2014).

Чтобы оценить особенности распределения органических веществ в подледной воде и во льдах реки Амур в пространстве и во времени в 2012-2016 гг. был проведен отбор кернов льда и подледной воды по продольному и поперечному профилю в основном русле и двух протоках (Пемзенской и Амурской) в районе Хабаровского водного узла.

Согласно спектрофотометрическим данным в подледной воде, отобранной у правого берега р. Амур в районе г. Хабаровска, зарегистрировано высокое содержание ОВ в течение всего периода исследований (табл. 13).

РОВ в *основном русле р. Амур* увеличивалось от левого к правому берегу в зимние периоды 2012-2014 гг. Максимальное содержание ОВ в воде зарегистрировано в 2014 году у правого берега р. Амур. Такая же закономерность характерна для ароматических веществ (табл. 13). Это может быть связано с последствиями катастрофического наводнения в бассейне р. Амур в 2013 году, поступлением ОВ с затопленной поймы и сбросами с водохранилищ.

В подледной воде *Пемзенской протоки* в зимние периоды 2012-2014 гг. высокие значения РОВ и АОВ регистрировали у левого берега. Установлено, что РОВ у левого берега протоки достигло максимума в период ледостава 2013-2014 гг. после катастрофического наводнения. Это связано с зимними попусками воды из Бурейского и Зейского водохранилищ.

В *Амурской протоке* за три года отмечена тенденция увеличения содержания РОВ от правого к левому берегу, абсолютный максимум зарегистрирован в 2014 году. Такая же закономерность сохранялась и для распределения ароматических соединений (табл. 13). Вдоль левого берега Амурской протоки регистрируется влияние протоки Казакевича, а вдоль правого – р. Усури.

Суммарное содержание растворенных (РОВ) и ароматических органических веществ (АОВ) в подледной воде Хабаровского водного узла в 2012-2014 гг.

Место отбора		2012		2013		2014	
		Содержание ОВ, единицы абсорбции					
		РОВ	АОВ	РОВ	АОВ	РОВ	АОВ
Р. Амур, в районе г. Хабаровска	ЛБ	0,138	0,067	0,303	0,248	0,380	0,306
	С	0,283	0,211	0,339	0,274	0,392	0,349
	ПБ	0,434	0,352	0,421	0,345	0,520	0,481
Пемзенская протока	ЛБ	0,334	0,263	0,419	0,338	0,452	0,385
	С	0,145	0,072	0,381	0,307	0,412	0,331
	ПБ	0,128	0,052	0,381	0,307	0,388	0,312
Амурская протока	ЛБ	0,280	0,208	0,266	0,217	0,336	0,272
	С	0,085	0,046	0,221	0,187	0,289	0,239
	ПБ	0,068	0,034	0,211	0,179	0,224	0,182

В расплавах кернов льда, отобранных по поперечному *профилю р. Амур* установлено неравномерное распределение растворенных ОВ в разные годы (табл. 14).

Таблица 14

Суммарное содержание растворенных (РОВ) и ароматических органических веществ (АОВ) в разных слоях льда по поперечному профилю р. Амур в 2012-2014 гг.

Место отбора проб	Слои льда, см	2012 г.		2013 г.		2014 г.	
		Содержание ОВ, единицы абсорбции					
		РОВ	АОВ	РОВ	АОВ	РОВ	АОВ
80 м от ПБ	0-10	0,09	0,065	0,109	0,095	0,143	0,080
	10-30	0,187	0,124	-	-	0,443	0,401
	30-60	0,134	0,112	0,088	0,076	0,247	0,217
	60-90	0,108	0,073	-	-	0,114	0,099
	110-120	-	-	0,377	0,334	-	-
290 м от ПБ	0-20	0,08	0,053	0,090	0,082	0,123	0,102
	30-40	0,084	0,057	0,099	0,091	-	-
	100-120	0,16	0,125	0,113	0,102	0,117	0,098
	151-161	-	-	0,182	0,157	-	-
	190-200	-	-	-	-	0,127	0,108
272 м от ЛБ	0-40	0,07	0,058	0,110	0,093	0,139	0,114
	40-50	0,145	0,124	-	-	0,156	0,133
	52-70	0,125	0,104	0,092	0,081	0,337	0,313
	70-117	-	-	-	-	0,982	0,880
	117-139	-	-	0,132	0,116	0,200	0,179

Примечание: «—» - отсутствует слой льда.

Так в 2012 году в толще льда в районе г. Хабаровска высокие значения РОВ зарегистрированы у правого берега р. Амур в слое льда 10-30 см. В этом же слое льда установлено повышенное содержание ароматических соединений (АОВ). Это может быть связано с поступлением ОВ различного генезиса со стоком р. Сунгари в начале формирования ледового покрова. Расплав этого слоя льда был

мутным, содержал частицы песка и детрита, имел затхло-землистый запах. Известно, что влияние р. Сунгари на качество воды в р. Амур распространяется ниже по течению до г. Комсомольск-на-Амуре (Бердников и др., 2006).

В 2013 году в толще льда в районе г. Хабаровска содержание РОВ существенно изменялось в зависимости от места отбора керна. Максимальное значение содержания РОВ зарегистрировано в нижнем слое 110-120 см из керна льда, отобранного у правого берега р. Амур. Расплав льда этого слоя был мутным, с частицами песка и биопленками, имел затхло-землистый запах. В кернах льда, отобранных на середине реки и у левого берега, содержание ОВ было сопоставимым между собой и со значениями, полученными в 2012 году.

Самые существенные различия послойного распределения ОВ во льдах были установлены в основном русле р. Амур в 2014 году (табл. 14). В первую очередь это связано с катастрофическим наводнением, которое произошло летом 2013 года. В первой декаде ноября 2013 года температура воды в р. Амур составила 3,5°C, что существенно выше средней для этого времени (1,1°C). Повышенная температура воды в осенние месяцы была обусловлена большой водностью реки после медленного спада наводнения. Высокий уровень воды в р. Амур перед ледоставом был причиной позднего начала формирования ледового покрова. Так ледостав на р. Амур у г. Хабаровска начался 1 декабря 2013 года, что на 7 суток позже средних многолетних значений (Махинов и др., 2017).

В слоях льда, в которых отмечено большое содержание частиц детрита, было зарегистрировано максимальное содержание РОВ и АОВ. Абсолютный максимум содержания РОВ установлен в слое льда 70-117 см из керна, отобранного в 272 м от левого берега (табл. 14). Это был очень мутный расплав льда, который содержал максимальное количество растительных остатков и имел затхло-землистый запах.

В результате наводнения 2013 года основное русло р. Амур было размыто, его ширина в 2014 году составила 1300 м, тогда как в прошлые годы находилась в пределах 400 м (Махинов и др., 2013). После катастрофического наводнения в марте 2014 года был отобран уникальный керн льда у левого берега из зоны

затопленной поймы р. Амур (кern 13). В нижних слоях льда (60-120 см) этого керна зарегистрировано максимальное РОВ. Содержание РОВ полностью отражало пространственное распределение АОВ. Это может быть связано с высокой долей ароматических соединений, аккумулированных во льдах, за счет поступления загрязненных водных масс при зимних сбросах с Зейского и Бурейского водохранилищ.

Кроме того, в основном русле р. Амур в расплавах льда с максимальным содержанием АОВ были выявлены фенолрезистентные бактерии. Такая закономерность была установлена ранее во льдах рек Амур и Сунгари после техногенной аварии в Китае (Кондратьева, Фишер, 2012) при поступлении различных ОВ, в том числе метилированных производных бензола.

Анализ распределения растворенных ОВ во льдах *Пемзенской протоки* позволил выявить слои с их повышенным содержанием (табл. 15). В 2012 году содержание РОВ увеличивалось от правого к левому берегу по направлению к нижним слоям льда. Максимум зарегистрирован в слое льда 45-95 см у левого берега (табл. 15). В 2013 году произошло увеличение содержания ОВ по всему профилю протоки и в нижних слоях льда практически в 2 раза по сравнению с 2012 годом. Максимум зарегистрирован на середине реки в нижних слоях льда (60-85 см) и у левого берега в поверхностных (0-5 см) и нижних слоях (120-131 см) (табл. 15).

В 2014 году выделялись верхние слои льда (5-35 см) у левого берега и средние слои льда 40-85 см в кернах, отобранном на середине протоки (табл. 15). В расплавах этих слоев присутствовали частицы детрита и песка, хотя лед был в основном прозрачно-матовым. В период формирования ледового покрова вдоль левого берега р. Амур происходило поступление гумифицированных водных масс с Зейского и Бурейского водохранилища содержащих растительные остатки.

Суммарное содержание растворенных (РОВ) и ароматических органических веществ (АОВ) в разных слоях льда Пемзенской протоки в 2012-2016 гг.

Место отбора проб	Слои льда, см	2011-2012		2012-2013		2013-2014		2015-2016	
		Содержание ОВ, единицы абсорбции							
		РОВ	АОВ	РОВ	АОВ	РОВ	АОВ	РОВ	АОВ
ЛБ	0-5	0,044	0,037	0,231	0,191	0,120	0,099	0,345	0,296
	5-35	0,058	0,048	0,140	0,105	0,319	0,282		
	35-45	0,051	0,045	—	—	0,092	0,081	—	—
	45-70	0,238	0,195	0,153	0,112			0,125	0,110
	70-95	0,250	0,208	0,198	0,162			0,112	0,097
	102-112 ¹	—	—	0,148	0,129	—	—	—	—
	120-131 ¹	—	—	0,221	0,185	—	—	—	—
С	0-5	0,077	0,068	0,243	0,193	0,098	0,081	0,134	0,116
	5-20	0,036	0,029	—	—				
	20-40	0,040	0,034	0,131	0,099			0,108	0,097
	40-60	0,120	0,092	—	—	0,325	0,296	—	—
	60-85	0,143	0,122	0,281	0,254	0,352	0,302	0,098	0,083
	85-100 ²	—	—	—	—	0,195	0,184	—	—
	100-120 ²	—	—	—	—	0,187	0,165	—	—
ПБ	0-5	0,075	0,067	0,157	0,115	0,192	0,144	0,156	0,128
	5-20	0,065	0,052	—	—	—	—	—	—
	20-40	0,088	0,063	0,132	0,102	—	—	0,132	0,119
	40-65	0,092	0,065	0,098	0,073	0,071	0,061	0,096	0,070
	90-102 ²	—	—	—	—	0,109	0,093	—	—

Примечание: 102-112¹ и 120-131¹ – слои льда в 2013 г.; 85-100² и 120-131², 90-102² – слои льда в 2014 г.

В кернах льда, отобранных по поперечному профилю *Амурской протоки*, анализировали только верхние и нижние слои льда, так как лед был довольно однородным (табл. 16). В течение зимнего периода 2012-2013 гг. максимальные значения содержания ОВ регистрировали на середине и у левого берега протоки в верхних слоях льда, которые сформировались в начале ледостава (табл. 16). У правого берега высокие значения РОВ установлены в нижних слоях льда.

Таблица 16

Суммарное содержание растворенных (РОВ) и ароматических органических веществ (АОВ) в разных слоях льда Амурской протоки в 2012-2014 гг.

Место отбора проб	Слои льда	2012-2013 гг.		2013-2014 гг.	
		Содержание ОВ, единицы абсорбции			
		РОВ	АОВ	РОВ	АОВ
ЛБ	верхний	0,259	0,209	0,312	0,242
	нижний	0,147	0,119	0,184	0,151
С	верхний	0,283	0,228	0,196	0,165
	нижний	0,190	0,156	0,197	0,169
ПБ	верхний	0,218	0,175	0,264	0,215
	нижний	0,259	0,209	0,212	0,177

В период 2013-2014 гг. в верхних слоях кернов льда, отобранных у левого и правого берегов, установлено повышенное содержание РОВ. В Амурской протоке независимо от гидрологического режима, в течение зимних периодов исследований 2012-2014 гг. у левого берега в верхних слоях льда регистрировали повышенное содержание ОВ с максимумом в 2014 году.

Это свидетельствует о том, что на начальном этапе формирования ледового покрова происходит поступление различных органических веществ с водами р. Уссури, которая впадает в Амурскую протоку. Согласно гидрохимическим исследованиям, в марте 2014 года в подледной воде р. Уссури, отобранной у левого берега, отмечено наибольшее содержание сульфатов, нитратов, нитритов,

аммонийного азота, гидрокарбонатов и высокая минерализация (Шестеркин, Шестеркина, 2017).

Таким образом, спектрофотометрические исследования расплавов льда показали, что РОВ и АОВ изменяется как в толще льда, так и по поперечному профилю основного русла р. Амур и в протоках.

5.2 Содержание ртути во льдах р. Амур

Согласно проведенным исследованиям (Голубева и др., 2014) за период 2011-2014 гг. содержание ртути во льдах р. Амур, Амурской и Пемзенской проток изменялось в значительных пределах (табл. 17).

Так в *основном русле р. Амур* максимальное содержание ртути (0,470 мкг/л) зафиксировано в нижних слоях льда у правого берега в период 2010-2011 гг. В последующие зимние периоды отмечена тенденция снижения концентрации ртути до 0,020 мкг/л.

Таблица 17

Содержание ртути (мкг/л расплава льда) в р. Амур и протоках в районе г. Хабаровска за период 2011-2014 гг.

Период ледостава	Р. Амур	Амурская протока	Пемзенская протока
2010-2011	0,001- 0,470	<0,001-0,046	<0,001-0,026
2011-2012	0,001-0,130	0,050- 0,710	0,010- 0,400
2012-2013	<0,001	Не определяли	0,001- 0,830
2013-2014	<0,001-0,020	<0,001	<0,001-0,020

В *Амурской протоке* экстремально высокое содержание ртути (0,710 мкг/л) зарегистрировано в нижнем слое льда, отобранном у правого берега в период 2011-2012 гг. Это может быть обусловлено ее поступлением со стоком р. Уссури и с прибрежных сельскохозяйственных полей в составе ртутьсодержащих пестицидов (Li et al., 2010). В следующие периоды наблюдений концентрация ртути в толще льда Амурской протоки была ниже предела обнаружения (<0,001 мкг/л).

В пробах льда из *Пемзенской протоки* максимальное содержание ртути (0,830 мкг/л) было обнаружено в нижнем слое льда (92-102 см), отобранном у левого берега в период ледостава 2012-2013 гг. Присутствие ртути в отдельных слоях льда Пемзенской протоки связано с периодическими сбросами водных масс из водохранилищ, о чем свидетельствует присутствие детрита в расплавах льда. Известно, что активная миграция ртути из почв происходит при создании водохранилищ. Ртуть может вступать во взаимодействие с фульвокислотами или поверхностью бактериальных мембран, которые способствуют ее переходу в подвижную метилированную форму. Повышение содержания ртути в донных отложениях и рыбе в недавно созданных водохранилищах является их универсальным свойством (Васильев, Сухенко, 1993; Сухенко, 1995а).

Стоит отметить, что в послепаводковый период 2013-2014 гг. были установлены минимальные концентрации ртути (<0,001-0,020 мкг/л), и они были сопоставимы во всех трех пунктах отбора проб льда.

Таким образом, установлено, что характер загрязнения льдов ртутью существенно изменяется по годам. Это связано с различным уровнем загрязнения водных масс, распространяющихся по основному руслу р. Амур и протокам в период формирования ледового покрова.

5.3 Культивируемые гетеротрофные бактерии во льдах р. Амур

Известно, что общая численность культивируемых гетеротрофных бактерий (КГБ) отражает уровень содержания органических веществ в водной среде.

В кернах льда, отобранных по поперечному профилю р. Амур установлено неравномерное распределение КГБ, осуществляющих трансформацию и деструкцию легкодоступных ОВ (рис. 19). В зимний период 2012-2013 гг. максимальная численность КГБ ($33,6 \cdot 10^2$ КОЕ/мл) зарегистрирована в нижнем слое льда 110-120 см керна № 2, отобранного у правого берега р. Амур в районе г. Хабаровска (рис. 20А). Расплав этого слоя был мутным и содержал много взвешенных веществ. Кроме того, в нем отмечено высокое содержание РОВ (табл. 14, стр. 76).

Стоит отметить, что у левого берега была зарегистрирована высокая численность ФРБ во всех слоях льда. Это связано с поступлением гумифицированных водных масс с Зейского и Бурейского водохранилищ, содержащих большое количество растительных остатков, предшественников фенольных соединений.

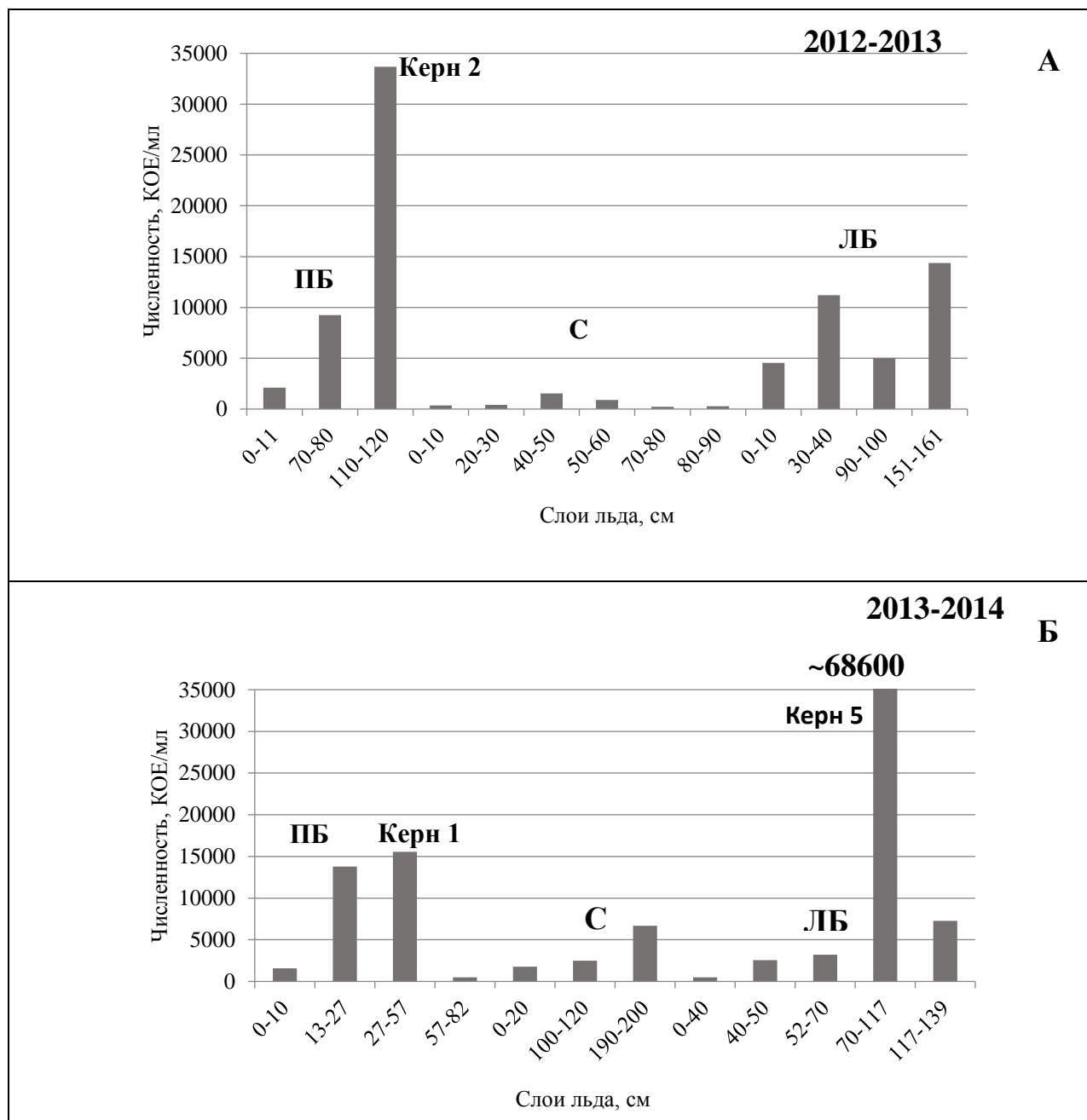


Рис. 19. Численность культивируемых гетеротрофных бактерий в разных слоях льда по перечному профилю р. Амур в зимние периоды 2012-2013 (А) и 2013-2014 (Б) гг.

В период ледостава 2013-2014 гг. в керне льда №1, отобранном в основном русле р. Амур у правого берега, численность КГБ была довольно высокой, достигая 15500 КОЕ/мл в слое 27-57 см (рис. 20Б).

Однако, абсолютный максимум численности КГБ (68600 КОЕ/мл) был зарегистрирован в керне льда №5, отобранном у левого берега в слое льда 70-117 см (рис. 20Б). Расплав этой пробы льда был мутным, имел болотный запах и содержал большое количество детрита и растворенных органических веществ (табл. 13, стр. 75).

В зимний период 2013-2014 гг. у левого берега р. Амур был отобран уникальный керн льда №13 на затопленной пойме. Его характеристика представлена в таблице 6 (стр. 34). В толще льда этого керна обнаружены слои с высоким содержанием ОВ. Численность КГБ изменялась в пределах 8100-38000 КОЕ/мл, достигая максимума в слое льда 61-70 см, расплав которого содержал частицы детрита, песок и мелкий гравий. В нижерасположенном слое льда 71-120 см также была отмечена высокая численность КГБ (35500 КОЕ/мл), хотя расплав этого слоя льда был прозрачным.

В разных слоях льда *Пемзенской протоки* в зимние периоды 2012-2013 и 2013-2014 гг. КГБ изменялась в широких пределах (рис. 20).

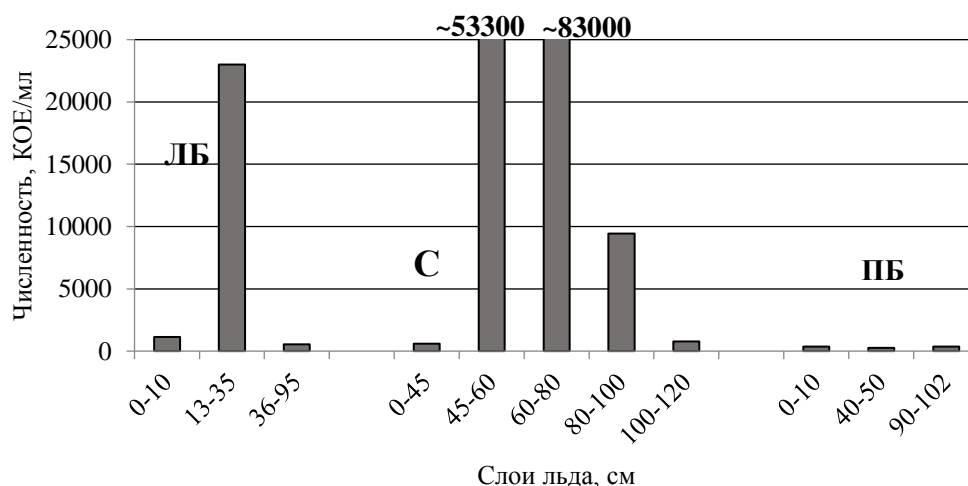


Рис. 20. Численность культивируемых гетеротрофных бактерий в разных слоях льда Пемзенской протоки в зимний период 2013-2014 гг.

Так, в 2013 году численность КГБ по всему профилю протоки не превышала 500 КОЕ/мл. В 2014 году произошло резкое увеличение численности КГБ. Так в толще льда у левого берега (слой 13-35 см) и на середине протоки (слой 45-80 см) численность КГБ увеличилась практически в 100 раз. Как было показано выше (табл. 14, стр. 77), РОВ также было повышенным в зимний период 2013-2014 гг.

В толще льда по всему поперечному профилю *Амурской протоки* в зимние периоды 2012-2013 и 2013-2014 гг. установлены существенные различия в численности КГБ (рис. 21).

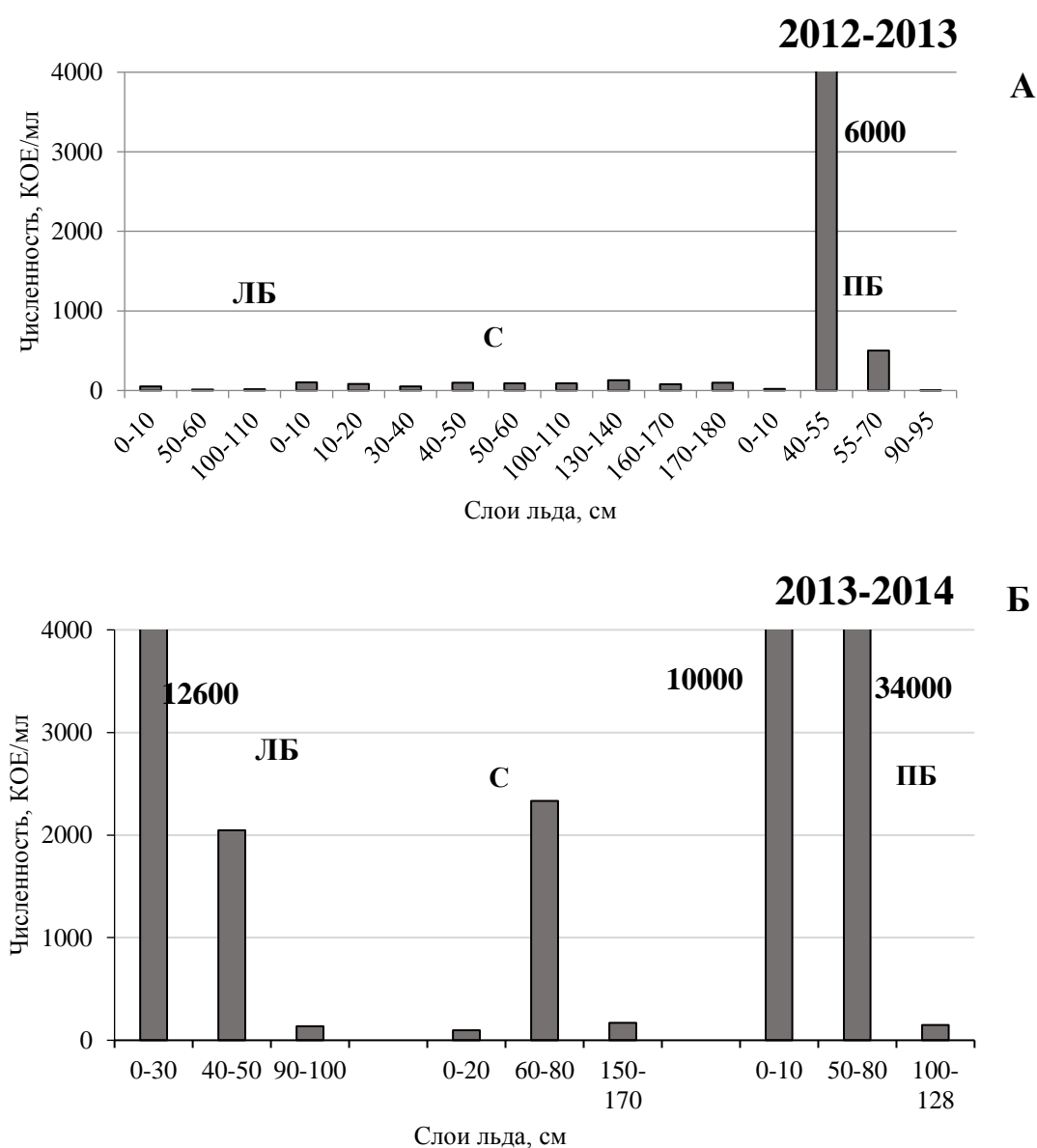


Рис. 21. Численность культивируемых гетеротрофных бактерий в разных слоях льда Амурской протоки в зимние периоды 2012-2013 (А) и 2013-2014 (Б) гг.

Так в 2012-2013 гг. максимальная численность КГБ (рис. 21 А), а также

высокое содержание РОВ (табл. 15, стр. 80) зарегистрированы в толще льда (40-55 см) у правого берега Амурской протоки. Расплав этого слоя льда был мутным, содержал частицы детрита и биопленки. Возможно, что в период формирования ледового покрова происходило поступление загрязненных водных масс из р. Усури.

В толще льда у левого берега и на середине протоки, численность всех исследуемых групп микроорганизмов была минимальной и не превышала 250 КОЕ/мл. Расплавы льда были чистыми и прозрачными.

В период 2013-2014 гг. численность КГБ увеличилась в толще льда по всему профилю Амурской протоки. Так, в начале ледостава у левого берега численность КГБ возросла в 80 раз (рис. 21 Б) по сравнению с 2013 годом, у правого берега – в 5,6 раза. Зимой 2014 года в подледной воде р. Усури отмечено повышенное содержание сульфатов, нитратов, нитритов, аммонийного азота, гидрокарбонатов и показателя минерализации (Шестеркин, Шестеркина, 2017).

5.4 Сульфатредуцирующие бактерии в подледной воде и льдах р. Амур

Для определения роли СРБ в формировании окислительно-восстановительных условий в зимний период 2012-2014 гг. были проведены исследования численности СРБ в подледной воде и во льдах р. Амур.

Согласно микробиологическим исследованиям в марте 2013 г. численность индикаторных групп микроорганизмов, участвующих в цикле серы, в основном русле р. Амур увеличивалась от левого берега к правому (рис. 22 А). В пробах воды, отобранных у правого берега р. Амур, численность СРБ была максимальной (17270 КОЕ/мл) и отражала содержание органических веществ в подледной воде (табл. 13, стр. 75).

В Пемзенской протоке в этот период в подледной воде, отобранной у правого берега, численность СРБ составляла 2700 КОЕ/мл (рис. 22 А).

В Амурской протоке, где качество воды определяется влиянием стока реки Усури, численность СРБ не превышала 1000 КОЕ/мл (рис. 22 А).

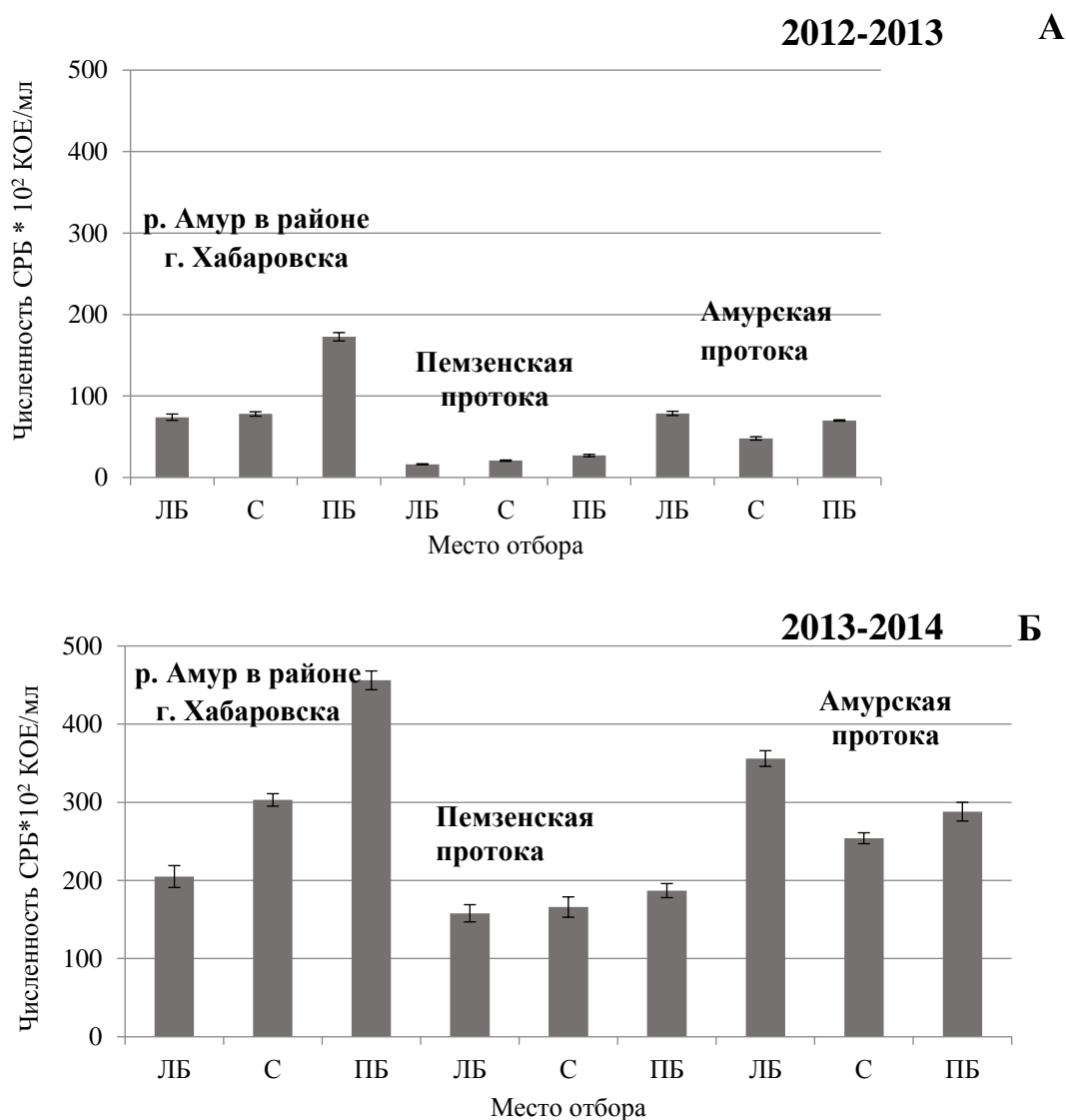


Рис. 22. Численность сульфатредуцирующих бактерий в подледной воде в районе Хабаровского водного узла в зимние периоды 2012-2013 (А) и 2013-2014 (Б) гг.

В период ледостава 2012-2013 гг. численность СРБ в воде в районе Хабаровского водного узла не превышала 10000 КОЕ/мл, исключение составили пробы подледной воды, отобранные в основном русле р. Амур у правого берега.

В период ледостава 2013-2014 гг. зарегистрировано увеличение численности СРБ в подледной воде, отобранной в р. Амур в районе г. Хабаровска в 3 раза. В протоках увеличение было более существенным: в Пемзенской протоке – в 8 раз, в Амурской протоке – в 4,6 раза, по сравнению предыдущим годом (Рис. 22 Б).

Как было показано выше, содержание ОВ в 2014 году в подледной воде также увеличивалось (табл. 13, стр. 76).

Впервые после катастрофического наводнения нами был зарегистрирован сероводород ($0,007 \text{ мг/дм}^3$) в подледной воде Пемзенской протоки (Кулаков, Андреева, 2016). Это свидетельствует о восстановительной обстановке, благоприятной для развития СРБ, в контактной зоне вода-дно в зимний период.

Распределение сульфатредуцирующих микроорганизмов в толще льда *основного русла р. Амур* существенно изменялось по поперечному профилю в зависимости от содержания детрита (рис. 23).

В зимний период 2012-2013 гг. повышенная численность СРБ зарегистрирована у берегов в нижних слоях льда (1780-2194 КОЕ/мл), а на середине реки отмечали ее минимальные значения (80 КОЕ/мл) (рис. 23А).

В 2013-2014 гг. в керне льда №1, отобранном на расстоянии 80 м от правого берега (слой льда 12-27 см), наблюдали увеличение численности СРБ до 7130 КОЕ/мл. В слое льда 70-117 см с высоким содержанием детрита, отобранном у левого берега, кроме высокой численности КГБ, зарегистрирована максимальная численность СРБ (25070 КОЕ/мл) (рис. 23Б).

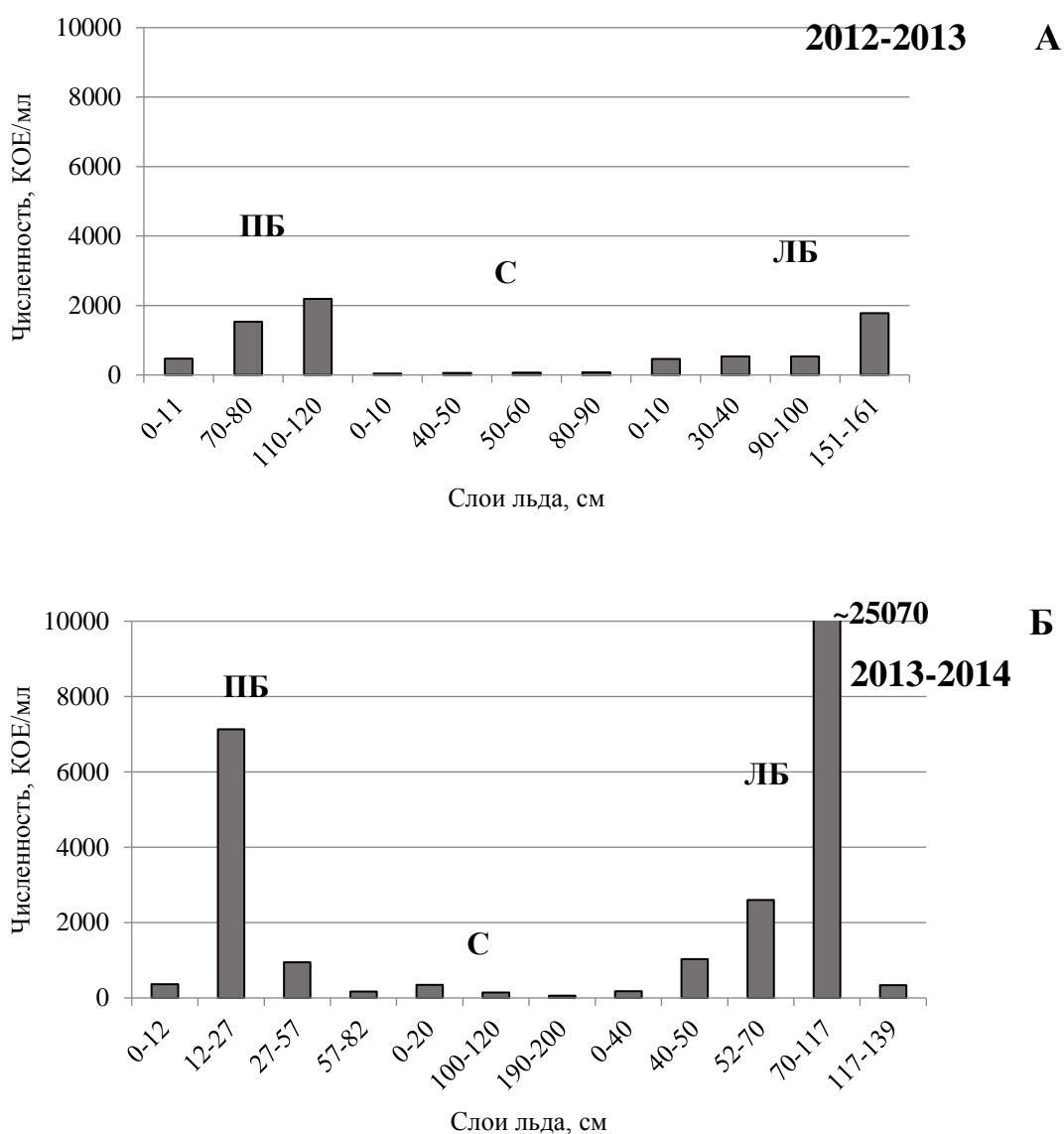


Рис. 23. Численность сульфатредуцирующих бактерий в разных слоях льда по поперечному профилю р. Амур в зимние периоды 2012-2013 и 2013-2014 гг.

В разных слоях льда *Пемзенской протоки* в зимние периоды 2012-2013 и 2013-2014 гг. численность СРБ изменялась в широких пределах. Так, в 2013 году численность СРБ по всему профилю протоки не превышала 500 КОЕ/мл. В 2014 году произошло резкое увеличение численности сульфатредукторов. Численность СРБ у левого берега (слой льда 13-35 см) и на середине протоки (слой льда 45-80 см) возросла в 35 и 41 раз, соответственно (рис. 24). Как было показано выше, содержание РОВ также было повышенным в зимний период 2013-2014 гг. (табл.

14, стр. 77) и был зарегистрирован сероводород в подледной воде Пемзенской протоки.

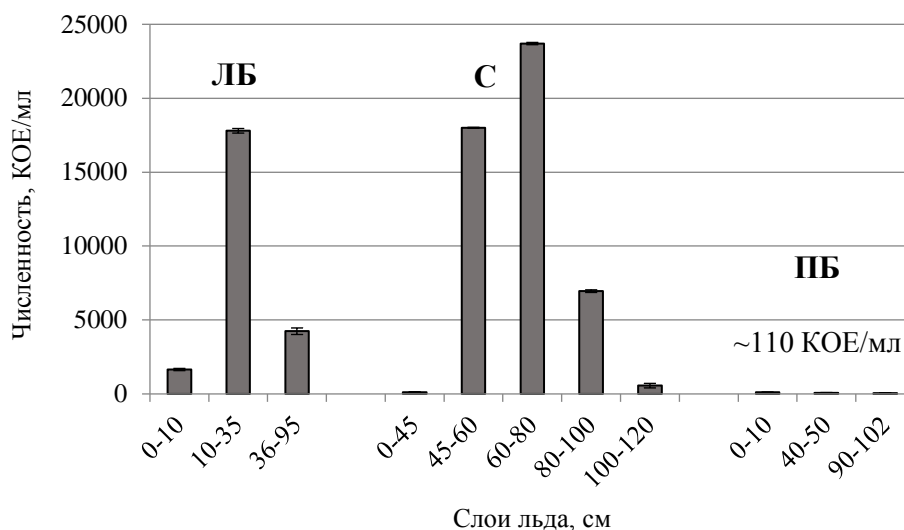


Рис. 24. Численность сульфатредуцирующих бактерий в разных слоях льда Пемзенской протоки в зимний период 2013-2014 гг.

В толще льда по всему поперечному профилю *Амурской протоки* в зимние периоды 2012-2013 и 2013-2014 гг. установлены существенные различия в численности СРБ.

Так в 2012-2013 гг. максимальная численность СРБ (рис. 25 А), а также высокое содержание РОВ (табл. 15, стр. 79) зарегистрированы в толще льда (40-55 см) у правого берега Амурской протоки. Расплав этого слоя льда был мутным, содержал частицы детрита и биопленки. Возможно, что в период формирования ледового покрова происходило поступление загрязненных водных масс из р. Усури.

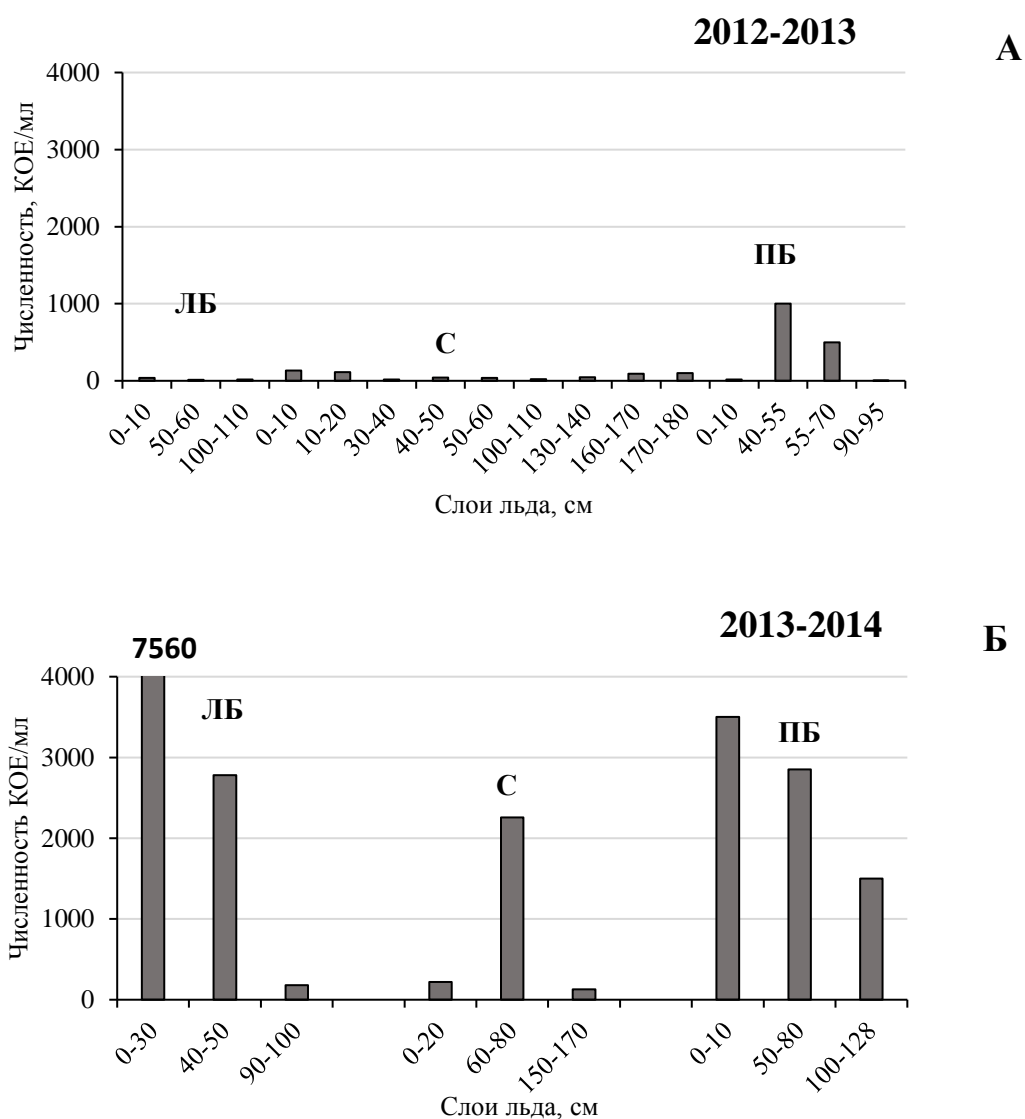


Рис. 25. Численность сульфатредуцирующих бактерий в разных слоях льда Амурской протоки в зимние периоды 2012-2013 (А) и 2013-2014 (Б) гг.

В толще льда у левого берега и на середине протоки, численность всех исследуемых групп микроорганизмов была минимальной и не превышала 250 КОЕ/мл. Расплавы льда были чистыми и прозрачными.

В период 2013-2014 гг. численность СРБ увеличилась в толще льда по всему профилю Амурской протоки. Так, в начале ледостава у левого берега численность СРБ возросла в 350 раз (рис. 25Б) по сравнению с 2013 годом, у правого берега – в 2,8 раза. Зимой 2014 года в подледной воде р. Усури отмечено повышенное содержание сульфатов, нитратов, нитритов, аммонийного азота, гидрокарбонатов

и показателя минерализации (Шестеркин, Шестеркина, 2017).

В таблице 18 представлена характеристика качества воды в контактной зоне вода-лед по двум показателям: содержание РОВ и численность индикаторной группы СРБ, характеризующих восстановительные условия в среде. Установлено, что в подледной воде, отобранной на всех исследуемых створах, содержание ОВ и численность СРБ были выше в несколько раз, чем в расплавах нижних слоев льда. Этот факт свидетельствует о том, что в зимний период существует экологический риск образования сероводородных зон в результате активизации процессов сульфатредукции в связи с дефицитом кислорода и наличием ОВ различного происхождения.

Однако выделяются нижние слои льда, отобранные в 2014 году у левого берега (60-120 см) и на середине р. Амур (70-117 см) в районе г. Хабаровска, в которых содержание ОВ было выше, чем в подледной воде в среднем в 2,2 раза. Численность СРБ в этих слоях льда достигала 25 070 КОЕ/мл. Установлено, что постепенное замораживание воды уменьшает микробиологическую активность, но активность быстро возобновляется при оттаивании (Sawicka et al., 2010). Поэтому во время весеннего ледохода можно прогнозировать ухудшение качества воды в связи с активизацией биогеохимических процессов трансформации ОВ и поступлением продуктов трансформации ОВ в р. Амур, а затем и в прибрежные акватории Дальневосточных морей.

Содержание РОВ и численность СРБ в контактной зоне вода-лед в районе г. Хабаровска в зимний период 2012-2014 гг.

Место отбора		2012-2013				2013-2014			
		РОВ		Численность СРБ*10 ² , КОЕ/мл		РОВ		Численность СРБ*10 ² , КОЕ/мл	
		Подледная вода	Нижние слои льда	Подледная вода	Нижние слои льда	Подледная вода	Нижние слои льда	Подледная вода	Нижние слои льда
Р. Амур, в районе г. Хабаровска	ЛБ	0,303	0,132	74,0	50,0	0,380	0,729	205,0	27,8
	СЕР	0,339	0,182	78,0	17,8	0,392	0,982	303,0	250,7
	ПБ	0,421	0,377	172,7	21,9	0,520	0,114	456,0	9,4
Пемзенская протока	ЛБ	0,419	0,221	16,3	1,8	0,452	0,092	158,0	42,4
	СЕР	0,381	0,281	20,7	2,3	0,412	0,187	166,0	69,5
	ПБ	0,381	0,098	27,0	1,5	0,388	0,109	187,0	2,1
Амурская протока	ЛБ	0,266	0,147	78,7	0,8	0,336	0,184	356,0	1,8
	СЕР	0,221	0,190	48,0	1,0	0,289	0,197	254,0	1,3
	ПБ	0,211	0,259	70,0	5,0	0,224	0,212	288,0	15,0

5.5 Роль сульфатредуцирующих бактерий в метилировании ртути во льдах реки Амур

В последнее время появилось много работ, посвященных изучению механизмов метилирования ртути. Многие исследователи доказали, что сульфатредуцирующие бактерии являются ключевыми микроорганизмами, участвующими в процессах метилирования ртути (Achá et al., 2011; 2012а,б; Devereux et al., 1996; King et al., 2001; Shao et al., 2012).

Основными предпосылками для формирования условий для процессов метилирования ртути во льдах являются: присутствие ОВ, ртути и высокая численность КГБ и СРБ.

Повышенная резистентность микробных комплексов контактной зоны вода-лед к ионам тяжелых металлов (ТМ) была отмечена в р. Амур на створе с. Ленинское ближе к правому китайскому берегу (ниже устья р. Сунгари). Сравнительный анализ чувствительности отдельных штаммов к ионам ртути, свинца и кадмия показал, что КГБ, выделенные из льда в районе с. Ленинское, выдерживали достаточно высокие концентрации этих токсичных элементов (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) (Кондратьева и др., 2011).

Не смотря на низкие концентрации ртути во льдах в период 2013-2014 гг., были обнаружены устойчивые к этому элементу сульфатредуцирующие бактерии.

Подробные исследования устойчивости СРБ к ртути, были проведены в 2014 году. Для модельных исследований использовали только те слои льда, в которых было зарегистрировано высокое содержание растворенных ОВ (табл. 14 стр. 76, табл. 15 стр. 79, табл. 16 стр. 80). Для оценки активности СРБ использовали селективную жидкую питательную среду Постгейта, которую применяют исследователи для культивирования микроорганизмов, участвующих в цикле серы (Кузнецов, Дубинина, 1989; Леонов, Чичерина, 2008а; Методы ..., 1983; Muyzer, Stams, 2008).

Исходили из известного положения о том, что процесс микробиологического метилирования ртути связан с содержанием растворенных органических веществ и активностью СРБ – потенциальных участников метилирования. Известно, что при анаэробной деструкции растительных остатков (главным образом целлюлозы) образуется лактат, который затем используется сульфатредуцирующими микроорганизмами в качестве донора электронов (Barton, Hamilton, 2008).

Сульфатредуцирующие бактерии из разных слоев льда существенно отличались по активности роста на лактате (табл. 19). Это, прежде всего, связано с аккумуляцией детрита и ОВ во льдах.

Таблица 19

Численность и активность роста микроорганизмов, присутствующих во льдах р. Амур

Место отбора		Слой льда, см	РОВ	Численность, КОЕ/мл		Активность роста на лактате, ОП, 600 нм
				КГБ	СРБ	
Р. Амур в р-не г. Хабаровска	ЛБ	70-117	0,982	68600	25070	0,85
	С	190-200	0,127	6600	60	0,28
	ПБ	10-30	0,443	13800	7130	0,58
Пемзенская протока	ЛБ	5-35	0,319	23000	17800	0,35
	С	60-85	0,352	83000	23700	0,65
	ПБ	0-5	0,192	360	120	0,20
Амурская протока	ЛБ	0-30	0,312	12600	7560	0,75
	С	60-80	0,256	2330	2257	0,32
	ПБ	0-10	0,264	10000	3500	0,45

Так СРБ из слоя льда 70-117 см, отобранного у левого берега р. Амур, обладали максимальной активностью роста на лактате. Расплав этого слоя был очень мутным, содержал большое количество детрита, который обеспечивал криомикробоценозы значительным количеством ОВ различного

строения. При активизации процессов деструкции ОВ гетеротрофными бактериями формировались условия для развития СРБ.

СРБ из слоя льда 60-85 см, отобранного на середине Пемзенской протоки, а также криомикробоценозы из поверхностных в слоев льда, отобранных у левого и правого берегов Амурской протоки, обладали высокой активностью при росте на лактате. Следует отметить, что во всех этих слоях льда содержание детрита было высоким (табл. 19).

В зависимости от местообитания, криомикробоценозы оказались в различной степени устойчивыми к выбранному диапазону концентраций ртути 0,0005-0,001 мг/л (рис. 26).

Повышенной устойчивостью к загрязнению ртутью обладали СРБ из кернов льда, отобранных у левого и правого берегов р. Амур.

Как было показано выше (табл. 19), в р. Амур в 70-117 см слое льда была выявлена максимальная численность КГБ и СРБ, активных деструкторов органических веществ. Здесь сформировались все условия для метилирования ртути. Кроме того, повышенная устойчивость к ртути в концентрации 0,001 мг/л была характерна для СРБ из слоя льда 10-30 см в керне, отобранном у правого берега (рис. 26А).

СРБ из Пемзенской протоки, выделенные из верхних слоев льда, отобранных у берегов, проявляли меньшую степень устойчивости к концентрации ртути 0,0005 мг/л, чем СРБ из основного русла р. Амур (рис. 25Б). Рост СРБ из 60-85 см слоя льда (середина протоки) ингибировали обе концентрации ртути.

Стимулирование роста СРБ при концентрации ртути 0,0005 и 0,001 мг/л зарегистрировано в поверхностном слое льда (0-10 см) из керна, отобранного у правого берега Амурской протоки (рис. 26В). Качество воды в Амурской протоке во многом определяется условиями формирования стока р. Уссури, в которой неоднократно фиксировали повышенное содержание ртути в воде и донных отложениях. В исследуемых слоях льда, отобранных у левого берега

и на середине Амурской протоки, зарегистрирована высокая устойчивость СРБ к широкому диапазону концентраций ртути 0,0005-0,001 мг/л (рис. 26В).

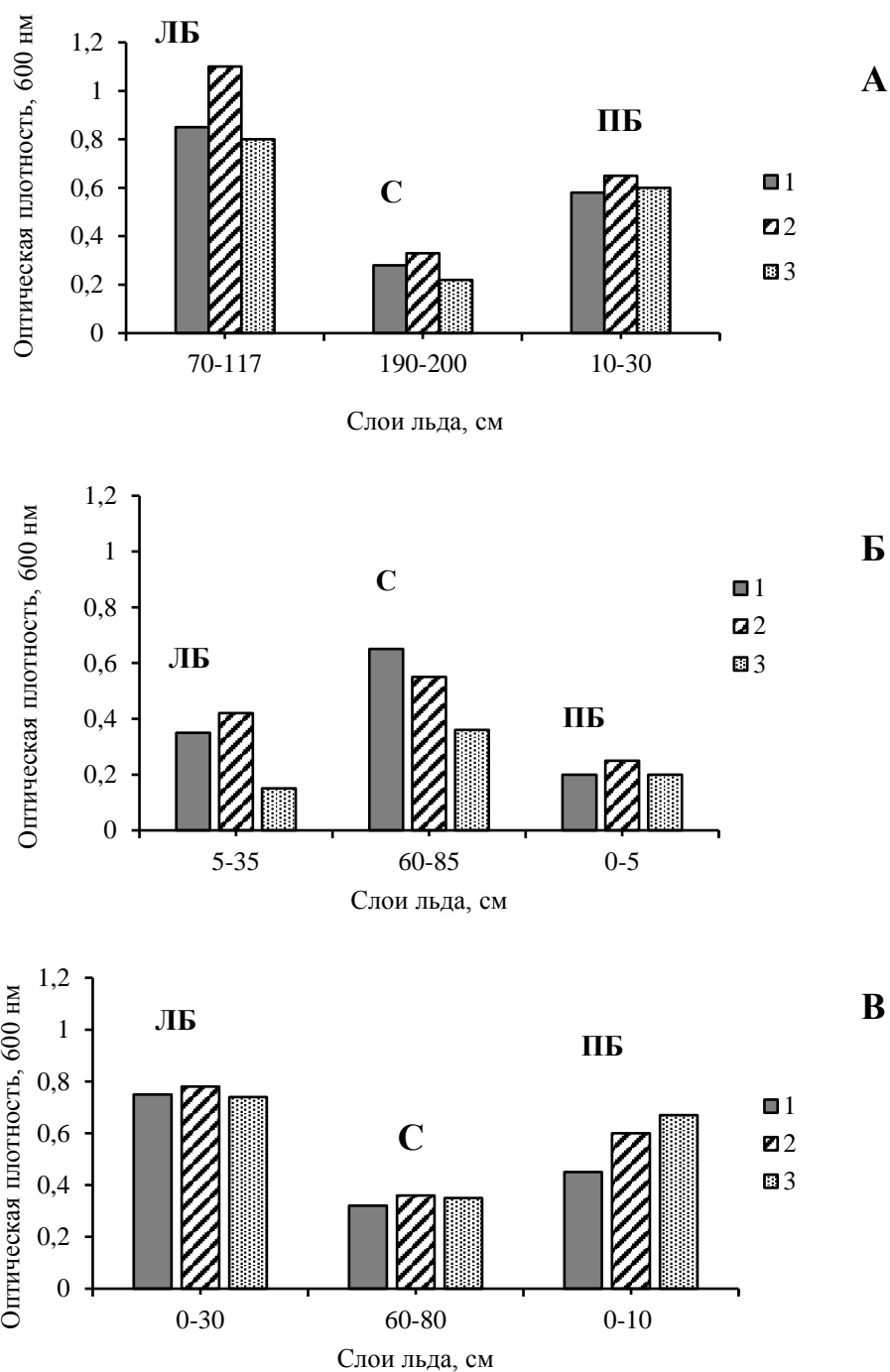


Рис. 26. Влияние ртути на активность роста сульфатредуцирующих бактерий изо льда р. Амур (А), Пемзенской (Б) и Амурской (В) проток: 1 – лактат (контроль); 2 – лактат+0,0005 мг/л Hg²⁺; 3 – лактат+0,001 мг/л Hg²⁺.

(ЛБ – левый берег, С – середина, ПБ – правый берег)

Причем была отмечена не только устойчивость к использованным концентрациям ртути, но и некоторое стимулирование роста микроорганизмов, по сравнению с контролем. Подобная закономерность была зарегистрирована ранее при исследовании устойчивости к ионам тяжелых металлов бентосных микробных сообществ (Кондратьева и др., 2013).

Фактически такая устойчивость к тяжелым металлам характерна для МК придонных слоев воды на приплотинном участке водохранилищ. Например, микробиологические и спектрофотометрические исследования качества воды в Зейском водохранилище летом 2013 г. показали, что активные биогеохимические процессы трансформации ОВ происходят на приплотинном участке (Андреева и др., 2014). Выше плотины в придонной воде, где происходит основная седиментация взвешенных веществ, зарегистрировано высокое содержание растворенных ОВ. Здесь же установлена максимальная устойчивость СРБ к загрязнению ионами ртути. Активность сульфатредуцирующих микроорганизмов при концентрации Hg 0,0005 мг/л была в 1,8 раз выше, чем в контроле, а при концентрации Hg 0,001 мг/л активность была сопоставимой с контролем.

Есть основание предполагать, что выявленная устойчивость СРБ обусловлена их адаптацией к ртутному загрязнению донных отложений и включением этих микроорганизмов в толщу льда в составе детрита при сбросах водных масс из водохранилищ.

Выводы

Исследование пространственно-временной динамики содержания органических веществ и численности СРБ в подледной воде и льдах в районе Хабаровска позволило сделать следующие выводы:

1) Максимальное содержание ОВ и индикаторных групп микроорганизмов (КГБ, СРБ) зарегистрированы в подледной воде и во льдах у правого берега в основном русле р. Амур. Это связано с влиянием правобережных притоков (сток рек Уссури и Сунгари) и сбросом бытовых и промышленных сточных вод г. Хабаровска.

2) В воде и льдах Пемзенской протоки на протяжении многих лет у левого берега отмечены повышенное содержание ОВ и высокая численность КГБ и СРБ. Это может быть связано со сбросами воды из Зейского и Бурейского водохранилищ, которые выступают в качестве поставщиков большого количества растворенных гуминовых веществ и детрита растительного происхождения. Поэтому здесь в зимний период существует экологический риск образования сероводородных зон, связанный с дефицитом кислорода в подледной воде, наличием органических веществ и активизацией сульфатредуцирующих бактерий. В Амурской протоке в зимние периоды 2012-2014 гг. максимальное содержание ОВ и высокая численность КГБ и СРБ зарегистрированы в подледной воде и льдах, отобранных у берегов. Загрязнение Амурской протоки органическими веществами во многом определяется стоком р. Уссури.

3) Изучение факторов формирования условий для сульфатредукции и метилирования ртути во льдах реки Амур показали, что ртуть стимулировала рост СРБ на лактате. Этот эффект был характерен для проб льда, отобранных у правого берега в р. Амур в районе г. Хабаровска, где неоднократно регистрировали ртутное загрязнение водной среды и у берегов Амурской протоки, загрязнение которой во многом определяется стоком р. Уссури.

ВЫВОДЫ

1. В районе Амурско-Комсомольского урбо-промышленного комплекса существует высокий экологический риск образования сероводородных зон у правого берега р. Амур. Это подтверждается высокой численностью бентосных СРБ – от 125 до $159 \cdot 10^3$ КОЕ/г, высоким содержанием сероводорода в ДО – от 0,15 до 0,32 мг/дм³, максимальными значениями коэффициента риска $R(H_2S)$ – от 4,2 до 6,8 в этом местообитании. По мере увеличения содержания ОВ, сульфатов, численности СРБ и коэффициента риска $R(H_2S)$ можно прогнозировать экстремальные экологические ситуации с интоксикацией водных организмов.

2. Установлено, что индикаторные группы бентосных микроорганизмов, участвующих в цикле серы (СРБ) оказались максимально адаптированы к ртутному загрязнению в 1 ПДК (0,0005 мг/л) в зоне влияния стока р. Сунгари и в районе г. Хабаровска. Бентосные аммонифицирующие и сульфатредуцирующие бактерии из зоны влияния рек Зeya и Бурея проявляли также максимальную устойчивость к ионам кадмия (0,001 мг/л) и свинца (1,0 г/л).

3. Проведенные в 2013-2014 годах микробиологические исследования на р. Амур в районе г. Хабаровска показали, что качество воды существенно изменялось при различном гидрологическом режиме. С повышением уровня воды в р. Амур происходило увеличение численности СРБ во всех исследуемых створах за счет активизации процессов микробиологической деструкции ОВ, входящих в состав затопленных почв и растительных остатков. Микробиологические исследования объясняют особенности распределения органических веществ в районе г. Хабаровска: вдоль левого берега распространяются гумифицированные органические вещества, поступающие при технологических сбросах воды из Зейского и Бурейского водохранилищ, а вдоль правого берега распространяются воды, загрязненные органическими веществами антропогенного характера.

4. Максимальное содержание ОВ и индикаторных групп микроорганизмов (КГБ, СРБ) зарегистрированы во льдах у правого берега в основном русле р. Амур. Это связано с влиянием правобережных притоков (реки Усури и Сунгари) и сбросом хозяйственно-бытовых сточных вод предприятиями г. Хабаровска. В воде и льдах Пемзенской протоки на протяжении трех лет у левого берега отмечены повышенное содержание ОВ и численности КГБ и СРБ. Это может быть связано со сбросами воды из Зейского и Бурейского водохранилищ, которые выступают в качестве поставщиков большого количества растворенных гуминовых веществ и детрита растительного происхождения. Поэтому здесь в зимний период существует экологический риск образования сероводородных зон, связанный с дефицитом кислорода в подледной воде, наличием органических веществ и активизацией сульфатредуцирующих бактерий. В Амурской протоке в зимние периоды 2012-2014 гг. максимальное содержание ОВ и высокая численность КГБ, СРБ зарегистрированы во льдах, отобранных у берегов.

5. Изучение факторов формирования условий для сульфатредукции и метилирования ртути во льдах реки Амур показали, что ртуть стимулировала рост СРБ на лактате. Этот эффект был характерен для проб льда, отобранных у правого берега в р. Амур в районе г. Хабаровска, где неоднократно регистрировали ртутное загрязнение водной среды и у берегов Амурской протоки, загрязнение которой во многом определяется стоком р. Усури.

Список литературы

1. Абидуева, Е. Ю. Разнообразие сульфатредуцирующих бактерий в щелочном озере Белое (Западное Забайкалье) / Е. Ю. Абидуева, С.В. Зайцева, С.М. Базаров, Б. Б. Намсараев // Вестник Бурятского государственного университета. Биология. Микробиология. – 2015. – №4. – С. 188–191.
2. Андреева, Д.В. Особенности сульфатредукции в донных отложениях Среднего и Нижнего Амура / Д.В. Андреева // Экология и безопасность водных ресурсов: материалы 2-й международной научно-практической конференции, 27-28 ноября 2009 г.; под. ред. Л.Д. Терехова. – Хабаровск: Изд-во ДВГУПС, 2009. – С.109–112.
3. Андреева, Д.В. Микробиологические исследования процесса сульфатредукции в р. Амур / Д.В. Андреева // Вода: химия и экология. – 2015. – №8 (86). – С. 3–10.
4. Андреева, Д.В. Сульфатредуцирующие бактерии из различных местообитаний реки Амур / Д.В. Андреева // Вестник ДВО РАН. – 2018. – №4. – С. 163–172.
5. Андреева, Д.В. Микробиологические исследования процессов сульфатредукции в Зейском водохранилище / Д.В. Андреева, Л.М. Кондратьева, О.Ю. Стукова // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Вып.6. – Владивосток: Дальнаука, 2014. – С. 32–37.
6. Багаева, Т.В. Способность сульфатредуцирующих бактерий различных таксономических групп к синтезу внеклеточных углеводов / Т.В. Багаева // Микробиология. – 1997. – Т.66. – №6. – С. 796–799.
7. Бакланов, П.Я. Трансграничные территории: проблемы устойчивого природопользования / П.Я. Бакланов, С.С. Ганзей. – Владивосток: Дальнаука, 2008. – 216 с.
8. Бердников, Н.В. Мониторинг загрязнения экосистемы р. Амур в результате аварии на химическом заводе в г. Цилинь (КНР): нитробензол

/ Н.В. Бердников, В.Л. Рапопорт, О.В. Рыбас, Т.И. Пелых, Г.Ф. Золотухина, В.Е. Зазулина // Тихоокеанская геология. – 2006. – Т. 25. – № 5. – С. 94–103.

9. Беркович, К.М., Экологическое русловедение / К.М. Беркович, Р.С. Чалов, А.В. Чернов. – М.: Геос, 2000. – 332 с.

10. Богатов, В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока / В.В. Богатов. – Владивосток: Дальнаука, 1994. – 210 с.

11. Богатов, В.В. Аккумуляция тяжелых металлов пресноводными гидробионтами в горно-рудном районе юга Дальнего Востока России / В.В. Богатов, Л.В. Богатова // Экология. – 2009. – Т.40. – №.3. – С.202–208.

12. Богатов, В.В. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у двустворчатых моллюсков в природных водоемах Восточной Азии / В.В. Богатов, Л.А. Прозорова, Е.Н. Чернова, Е.В. Лысенко // Вестник ДВО РАН. – 2018. – №.4. – С.79–87.

13. Брюханов, А.Л. Компоненты антиокислительных систем в клетках аэротолерантных сульфатредуцирующих бактерий рода *Desulfovibrio* (штаммы А2 и tomc), выделенных из отходов добычи металлов / А.Л. Брюханов, В.А. Корнеева, Т.Ю. Динариева, О.В. Карначук, А.И. Нетрусов, Н.В. Пименов // Микробиология. – 2016. – Т.85. – №6. – С. 625–634.

14. Брюханов, А. Л. Изучение состава сообществ сульфатредуцирующих бактерий в аэробных водах и зоне хемоклина Черного моря с использованием метода FISH / А.Л. Брюханов, В.А. Корнеева, Т. А. Канапацкий, Е.Е. Захарова, Е.В. Менько, И.И. Русанов, Н.В. Пименов // Микробиология. – 2011. – Т. 80. – № 1. – С. 112–120.

15. Брюханов, А.Л. Обнаружение анаэробных сульфатредуцирующих бактерий в кислородсодержащих верхних водных горизонтах Черного и Балтийского морей / А.Л. Брюханов, В.А. Корнеева, Н.В. Пименов // Вестн. Моск. Ун-та. – 2015. – Сер. 16. Биология. – № 4. – С. 36–40.

16. Бурдиян, Н.В. Сульфатредуцирующая группа бактерий в прибрежных наносах бухты Круглой (Севастополь, Черное море) / Н.В. Бурдиян // Экология моря. – 2007. – Вып. 74. – С. 10–12.

17. Вайнштейн, М.Б. Влияние окислительно-восстановительного потенциала на образование сероводорода сульфатредуцирующими бактериями / М.Б. Вайнштейн, Г.И. Гоготова // Микробиология. – 1987. – Т. 56. – С. 31–35.

18. Васильев, О.Ф. Об экологическом риске при создании Катунского водохранилища в связи с наличием ртутных аномалий на площади водосборного бассейна / О.Ф. Васильев, С.А. Сухенко // Гидротехническое строительство. – 1993. – № 10. – С. 9–11.

19. Вернадский, В.И. Химическое строение Биосферы Земли и ее окружения / В.И. Вернадский. – М.: Наука, 2001. – 376 с.

20. Вязьмин, С.Ю. Электронная спектроскопия органических соединений: Учебное пособие / С.Ю. Вязьмин, Д.С. Рябухин, А.В. Васильев. – СПб.: СПбГЛТА, 2011. – 43 с.

21. Ганзей, С. С. Трансграничные геосистемы Юга Дальнего Востока России и Северо-Востока КНР / С.С. Ганзей. – Владивосток: Дальнаука, 2004. – 231 с.

22. Ганзей, С.С. Трансграничные градиенты юга Дальнего Востока России и провинции Хэйлунцзян КНР / С.С. Ганзей // Региональная экология. – 2005. – №3-4. – С. 74–80.

23. Гаретова, Л.А. Влияние р. Сунгари на загрязнение р. Амур органическими веществами: гидрохимическая и микробиологическая оценки / Л.А. Гаретова, С.И. Левшина, Д.И. Юрьев // Вестник ДВО РАН. – 2007. – № 4. – С. 27–34.

24. Гидрологическая изученность. Т. 18. Вып. 1. – Л.: Гидрометеиздат, 1966. – 487 с.

25. Голубева, Е.М. Загрязнение донных отложений тяжелыми металлами на Нижнем Амуре / Е.М. Голубева, Д.В. Авдеев, Л.М.

Кондратьева // Экология и безопасность водных ресурсов: материалы 2-й международной научно-практической конференции, 27-28 ноября 2009 г.; под. ред. Л.Д. Терехова. – Хабаровск: Изд-во ДВГУПС, 2009. – С.76–80.

26. Голубева, Е.М. Послойное распределение ртути во льдах реки Амур / Е.М. Голубева, Л.М. Кондратьева, Р.Н. Кипер // Всероссийская конференция «Водные и экологические проблемы, преобразование экосистем в условиях глобального изменения климата», 29 сентября-3 октября 2014 г., Хабаровск: сб. докладов [Электронный ресурс]. – Хабаровск, ИВЭП ДВО РАН, 2014. – С. 58–61.

27. Горленко, В.М. Экология водных микроорганизмов / В.М. Горленко, Г.А. Дубинина, С.И. Кузнецов – М.: «Наука», 1977. – 289 с.

28. Горленко, В.М. Активность сульфатредуцирующих бактерий в донных осадках содовых озер Юго-Восточного Забайкалья / В.М. Горленко, Б.Б. Намсараев, А.В. Кулырова, Д.Г. Заварзина, Т.Н. Жилина // Микробиология. – 1999. – Т. 68. – №5. – С.664–670.

29. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2008 г. / под ред. В.М. Шихалева. – Хабаровск: Типография «Принт Сити», 2009. – 228 с., ил.

30. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2009 г. / под ред. В.М. Шихалева. – Хабаровск: ООО «Амурпринт», 2010. – 258 с., ил.

31. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2011 г. / под ред. В.М. Шихалева. – Хабаровск: ООО «Амурпринт», 2012. – 248 с., ил.

32. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2013 году / под ред. В.М. Шихалева. — Хабаровск: ООО «Медиа-Мост», – 2014. 242 с., ил.

33. Данилов-Данильян, В.И. Катастрофическое наводнение 2013 года в бассейне реки Амур: условия формирования, оценка повторяемости, результаты моделирования / В.И. Данилов-Данильян, А.Н. Гельфан, Ю.Г.

Мотовилов, А.С. Калугин // Водные ресурсы. – 2014. – Т.41. – № 2. – С. 111–122.

34. Даувальтер, В.А. Концентрации металлов в донных отложениях закисленных озер / В.А. Даувальтер // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25. – №3. – С. 358–365.

35. Джиллер, П. Структура сообществ и экологическая ниша: Пер. с англ. / П. Джиллер – М.: Мир, 1988. – 184 с.

36. Дугина, И.О. Российско-китайское сотрудничество по гидрологии, а также при трансграничных чрезвычайных ситуациях экологического характера / И.О. Дугина // Материалы VII международной научно-практической конференции «Реки Сибири и Дальнего Востока», под ред. О.И. Никитиной. WWF России, 2012. – С. 80–83.

37. Ермаков, В.В. Биогенная миграция и детоксикация ртути / В.В. Ермаков // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Материалы Международного симпозиума (Москва, 7-9 сентября 2010 г.). – М.: ГЕОХИ РАН, 2010. – С. 5–14.

38. Иванов, А.В. Криогенная метаморфизация химического состава природных льдов, замерзающих и талых вод / А.В. Иванов. – Хабаровск: Дальнаука, 1998. – 164 с.

39. Иванова, Е.Г. Опыт совместных российско-китайских исследований рек Амур и Сунгари / Е.Г. Иванова // Наука и природа Дальнего Востока. –2004. – № 1. – С.40–42.

40. Инкина, Г.А. Гетеротрофная активность бактериопланктона как показатель самоочистительной способности вод / Г.А. Инкина // Экологические аспекты водной микробиологии. – Новосибирск: Наука, 1984. – С. 99–103.

41. Итоговый отчет о проведении совместного российско-китайского мониторинга качества вод трансграничных водных объектов в 2011 году. – Хабаровск: Изд-во МПР Хабаровского края, 2012. – 110 с.

42. Итоговый отчет о проведении совместного российско-китайского

мониторинга качества вод трансграничных водных объектов в 2012 году. – Хабаровск: Изд-во МПР Хабаровского края, 2013. – 240 с.

43. Итоговый отчет о проведении совместного российско-китайского мониторинга качества вод трансграничных водных объектов в 2013 году. – Хабаровск: Изд-во МПР Хабаровского края, 2014. – 168 с.

44. Калмычков, Г.В. Ртуть в донных отложениях Братского водохранилища / Г.В. Калмычков, П.В. Коваль, В.Ф. Гелетий, Л.Д. Андрулайтис // Проблемы ртутного загрязнения природных и искусственных водоемов, способы его предотвращения и ликвидации: тез. докл. междунар. конф. – Иркутск, 2000. – С.42–43.

45. Кашкак, Е.С. Филогенетическое и функциональное разнообразие прокариот мезотермального источника Хойто-Гол (Восточный Саян, Бурятия) / Е.С. Кашкак, Н.Л. Белькова, Э.В. Данилова, О.П. Дагурова, Б.Б. Намсараев, В.М. Горленко // Микробиология. – 2016. – Т. 85. – №5. – С. 555–567.

46. Ким, В.И. Влияние антропогенных факторов на гидрологический режим Нижнего Амура: дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36 / Ким Владимир Ильич. – Хабаровск, 2005. – 153 с.

47. Ким, В.И. Характеристика твердого стока Среднего Амура / В.И. Ким, В.В. Шамов // Геолого-геохимические исследования на Дальнем Востоке. Вып.10. – Владивосток: Дальнаука, 2000. – С. 186–191.

48. Клишко, О.К. Интенсивность накопления химических элементов донными беспозвоночными в аспекте оценки состояния окружающей среды / О.К. Клишко // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: сборник материалов междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 273–278.

49. Клишко, О.К. Морфологическая изменчивость и экотоксикологическое состояние перловиц (*Bivalvia*, *Unionidae*) Среднего Амура / О.К. Клишко // Пресноводные экосистемы бассейна реки Амур. – Владивосток: Дальнаука, 2008. – С. 123–133.

50. Колосов, Р.В. Распространение сульфатредуцирующих бактерий в содово-соленых озерах Забайкалья / Р.В. Колосов, А.Г. Захарюк, Л.П. Козырева, С.П. Бурюхаев // Вестник Бурятского государственного университета. Биология. География. – 2010. – №4. – С. 96–98.

51. Кондратьева, Л.М. Влияние крупных притоков на биогеохимические процессы в реке Амур / Л.М. Кондратьева, Д.В. Андреева, Е.М. Голубева // География и природные ресурсы. – 2013. – №2. – С. 36–43.

52. Кондратьева, Л.М. Факторы, влияющие на процессы сульфатредукции и метилирования ртути во льдах реки Амур / Л.М. Кондратьева, Д.В. Андреева, Е.М. Голубева // Лед и снег. – 2018. – Т. 58. № 1. – С. 105–116.

53. Кондратьева, Л.М., Аккумуляция и трансформация токсичных веществ во льдах рек Амур и Сунгари после техногенной аварии в Китае в 2005 г. / Л.М. Кондратьева, В.В. Бардюк, А.Г. Жуков // Лед и снег. – 2011. – № 4. – С.118–124.

54. Кондратьева, Л.М. Гляциохимические и биогеохимические исследования природных льдов в Приамурье / Л.М. Кондратьева // Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук. – 2018. – № 4 (200). – С. 122–132.

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

56. Кондратьева, Л.М. Выбор приоритетных факторов формирования качества воды в Бурейском водохранилище в период его затопления / Л.М. Кондратьева // Научные основы экологического мониторинга водохранилищ: матер. всерос. науч.-практ. конф. – Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2005. С. 82–86.

57. Кондратьева, Л.М. Лед как компонент мониторинга загрязнения поверхностных вод / Л.М. Кондратьева // Измерения, моделирование и

информационные системы как средства снижения загрязнений на городском и региональном уровне. ENVIROMIS–2002. Тр. межд. конф.: Т. 1. – Россия: Томск, 2002а. – С. 174–179.

58. Кондратьева, Л.М. Влияние крупных притоков на содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях р. Амур / Л.М. Кондратьева, В.С. Канцыбер, В.Е. Зазулина, Л.С. Боковенко // Тихоокеанская геология. – 2006. – Т. 25. – №6. – С.103–114.

59. Кондратьева, Л.М. Проблема загрязнения р. Амур стойкими органическими соединениями / Л.М. Кондратьева, В.Л. Рапопорт, Г.Ф. Золотухина, Л.В. Васильева // Экологические проблемы бассейнов крупных рек-3. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – С. 125.

60. Кондратьева, Л.М. Трансграничное загрязнение р. Амур стойкими токсичными органическими веществами / Л.М. Кондратьева // Чистый Амур – долгая жизнь: материалы межд. науч. конф. / Под ред. Н.А. Рябининой. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2008. – С. 11–17.

61. Кондратьева, Л.М. Факторы и критерии экологического риска в мониторинге водных объектов бассейна р. Амур / Л.М. Кондратьева / Второй Дальневосточный международный экономический форум. Т. 9. Экология бассейна реки Амур – безопасность жизнедеятельности стран Азиатско-Тихоокеанского региона: материалы круглого стола. – Хабаровск: Изд-во ТОГУ, 2007. – С. 87–96.

62. Кондратьева, Л. М. Биоиндикация загрязнения донных отложений р. Амур органическими веществами / Л.М. Кондратьева, Н.К. Фишер, **Д.В. Дербенцева (Д.В. Андреева)**, Н.Н. Шунькова // Регионы нового освоения: экологические проблемы, пути решения: Т.1: материалы межрегиональной научно-практич. конф. – Хабаровск: ДВО РАН, 2008. – С. 299–303.

63. Кондратьева, Л.М. Микробиологические исследования льдов рек Амур и Сунгари / Л.М. Кондратьева, Н.К. Фишер // Криосфера земли. – 2012. – Т. XVI. – №1. – С. 82–93.

64. Кондратьева, Л. М. Загрязнение р. Амур полиароматическими углеводородами / Л.М. Кондратьева, Н.К. Фишер, О. Ю. Стукова, Г. Ф. Золотухина // Вестник ДВО РАН. – 2007. – № 4. – С. 17–26.

65. Кондратьева, Л.М. Пространственная структура бактериопланктона реки Амур в зоне влияния крупных притоков / Л.М. Кондратьева, Л.М. Чухлебова, Н.К. Фишер // Тезисы Всероссийской конференции с международным участием. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2006. – Т. 2. – 190 с.

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

67. Кондратьева, Л.М. Особенности трансформации органических веществ в донных отложениях реки Амур / Л.М. Кондратьева, Н.Н. Шунькова, Д.В. Андреева // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы Третьей всероссийской конференции с международным участием. – Барнаул: Изд-во АРТ, 2010. – С. 146–149.

68. Кондратьева, Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем / Л.М. Кондратьева. – Владивосток: Дальнаука, 2005. – 299с.

69. Кот, Ф.С. Биогеохимия рассеянных металлов в ландшафтах бассейна Нижнего Амура: природный фон и антропогенный фактор / Ф.С. Кот // Исследования водных и экологических проблем Приамурья. – Владивосток-Хабаровск: Дальнаука, 1999а. – С. 87–90.

70. Кот, Ф.С. Рассеянные металлы в донных отложениях р. Амур и зоны смешения в Охотском море. Оценка антропогенной составляющей / Ф.С. Кот // Геохимические и биогеохимические процессы в экосистемах Дальнего Востока. Вып. 9. – Владивосток: Дальнаука, 1999б. – С. 80–91.

71. Кот, Ф.С. Тяжелые металлы в донных отложениях Среднего и Нижнего Амура / Ф.С. Кот // Биогеохимические и экологические оценки

техногенных экосистем бассейна р. Амур. – Владивосток: Дальнаука, 1994. – С.123–135.

72. Крюков, В.Г. Река Амур: проблемы и пути решения: результаты деятельности Координационного комитета по устойчивому развитию бассейна р. Амур/ В.Г. Крюков, Б.А. Воронов, А.В. Гаврилов, А.В. Макаров; отв. ред. С.А. Зражевский, Г. Е. Почеревин. – Хабаровск: Приамурское Географическое общество, 2005. – 153 с.

73. Кулаков, В.В. Растворенные газы подземных вод Амуро-Тунгусского междуречья / В.В. Кулаков, Д.В. Андреева // Тихоокеанская геология. – 2016. – Т. 35. – № 2. – С. 83–93.

74. Кузнецов, С.И. Методы изучения водных микроорганизмов / С.И. Кузнецов, Г.А. Дубинина. – М.: Наука, 1989. – 289 с.

75. Кузубова, Л.И. Метилртуть в окружающей среде (распространение, образование в природе, методы определения). Аналитический обзор / Л.И. Кузубова, О.В. Шуваева, Г.Н. Аношин. – Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2000. – 82 с.

76. Лапин, Г.Г. Характеристика бассейна Амура и режимы работы Зейского и Бурейского гидроузлов при прохождении паводка в 2013 г. / Г.Г. Лапин, А.Н. Жиркевич // Гидротехническое строительство. – 2014. – №1. – С. 1–11.

77. Левшина, С.И. Растворенное и взвешенное органическое вещество вод Амура и Сунгари / С.И. Левшина // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35. – №6. – С. 745–753.

78. Леонов, А.В. Сульфатредукция в природных водоемах. 1. Влияние факторов среды и измеренные скорости процесса / А.В. Леонов, О.В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2008а. – Т. 35. – №4. – С.438–455.

79. Леонов, А.В. Сульфатредукция в природных водоемах. 2. Эмпирические модели для оценки скоростей процесса / А.В. Леонов, О.В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2008б. – Т. 35. – №5. – С.574–586.

80. Леонова, Г.А. Ртуть и ее биогеохимическая роль в оценке

экологического состояния водохранилищ Ангарского каскада / Г.А. Леонова, Л.Д. Андрулайтис // *Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия: материалы междунар. науч. конф.* – Томск: Изд-во НТЛ, 2000. – С. 135–138.

81. Леонова, Г.А. Источники поступления техногенной ртути в Братское водохранилище и аккумуляция ее промысловыми видами рыб / Г.А. Леонова, Л.Д. Андрулайтис, А.И. Демин, В.А. Храмцов // *Экология промышленного производства. Вып. 3.* – М., 2002. – С. 23–28.

82. Махинов, А.Н. Влияние гидрологических факторов на экологическое состояние реки Амур / А.Н. Махинов // *Регионы нового освоения: экологические проблемы, пути решения: материалы межрегиональной научно-практич. конф. Т.1.* – Хабаровск: ДВО РАН, 2008. – С. 320-324.

83. Махинов, А.Н. Наводнение в бассейне Амура 2013 года: причины и последствия / А.Н. Махинов, В.И. Ким, Б.А. Воронов // *Вестник ДВО РАН.* – 2014. – №2. – С. 5–14.

84. Махинов, А. Н. Ледяной покров реки Амур и его влияние на русловые процессы / А.Н. Махинов, В.И. Ким // *Водные ресурсы.* – 2013. – Т.40. – №4. – С. 359–366.

85. Махинов, А.Н. Влияние русловых процессов на экологическое состояние реки Амур у Хабаровска / А.Н. Махинов, В.И. Ким, Д.В. Матвеевко // *Экология и безопасность жизнедеятельности города: проблемы и решения: материалы 5-й Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием / под ред. проф. С.А. Кудрявцева, проф. Л.И. Никитиной.* – Хабаровск: Изд-во ДВГУПС, 2016. – С. 186–190.

86. Махинов, А. Н. Строение льда и ледового покрова реки Амур в нижнем течении на участках разветвленного русла // А.Н. Махинов, В.И. Ким, С.А. Шмигирилов // *Водные ресурсы.* – 2017. – Т. 44. – № 4. – С. 432–441.

87. Методы изучения водных микроорганизмов / С.И. Кузнецов, Г.А. Дубинина. – М.: Наука, 1989. – 288 с.

88. Методы общей бактериологии. Т. 1: В 3 т. Пер. с англ. / Под ред. Ф. Герхардта, Р. Мюррея, Р. Костилоу, Е. Нестер, В. Вуд, Н. Крейг, Г. Филлипс. – М.: Мир, 1983. – 536 с.

89. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т. I. Вып. 19. – Л.: Гидрометеоздат, 1986. – 412 с.

90. Микроорганизмы в экосистемах Приамурья / Л.М. Кондратьева, Л.А. Гаретова, Е.Л. Имранова, О.А. Кириенко, Л.М. Чухлебцова, Е.А. Каретникова. – Владивосток: Дальнаука, 2000. – 198 с.

91. Моисеенко, Т.И. Ртуть в гидросфере / Т.И. Моисеенко // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Материалы Международного симпозиума. – М.: ГЕО-ХИ РАН, 2010. – С. 19–24.

92. Мордовин, А.М. Годовой и сезонный сток рек бассейна Амура / А.М. Мордовин. – Хабаровск: Институт водных и экологических проблем ХНЦ ДВО РАН, 1996. – 72 с.

93. Московченко, Д.В. Особенности формирования химического состава снеговых вод на территории Ханты-Мансийского Автономного округа / Д.В. Москвиченко, А.Г. Бабушкин // Криосфера Земли. – 2012. – Т. XVI. – №1. – С. 71–81.

94. Назина, Т.Н. Новая спорообразующая термофильная метилотрофная сульфатвосстанавливающая бактерия *Desulfotomaculum kuznetsovii* sp. nov. / Т.Н. Назина, А.Е. Иванова, Л.П. Канчавели, Е.П. Розанова // Микробиология. – 1988. – Т.57(5). – С.823–828.

95. Намсараев, Б.Б. Полевой практикум по водной микробиологии и гидрохимии: Методическое пособие / Б.Б. Намсараев, Д.Д. Бархутова, В.В. Хасинов. – М.-Улан-Удэ: Изд-во БГУ, 2006. – 68 с.

96. Немова, Н.Н. Биохимическая индикация состояния рыб / Н.Н. Немова, Р.У. Высоцкая. – М.: Наука, 2004. – 215 с.

97. Новороцкий, П.В. Многолетние изменения стока реки Сунгари /

П.В. Новороцкий // Регионы нового освоения: экологические проблемы, пути решения: материалы межрегиональной научно-практич. конф. Т.1. – Хабаровск: ДВО РАН, 2008. – С. 334–338.

98. Основные гидрологические характеристики. Т.18. Вып.2. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 97 с.

99. Пименов, Н. В. Активность и структура сообщества сульфатредуцирующих бактерий в осадках южной котловины оз. Байкал / Н.В. Пименов, Е.Е. Захарова, А.Л. Брюханов, В.А. Корнеева, Б.Б. Кузнецов, Т.П. Турова, Т.В. Погодаева, Г.В. Калмычков, Т.И. Земская // Микробиология. – 2014. – Т. 83. – № 2. – С. 180–190.

100. Рапопорт В.Л. Загрязнение реки Амур антропогенными и природными органическими веществами / В.Л. Рапопорт, Л.М. Кондратьева // Сибирский экологический журнал. – 2008. – № 3. – С. 485–496.

101. РД 52.24.450-2010. Массовая концентрация сероводорода и сульфидов в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом с N,N-диметил-п-фенилендиамином. Ростов-на-Дону, 2010. – 50 с.

102. Ресурсы поверхностных вод СССР. Верхний и Средний Амур. Т.18. Дальний Восток. Вып. 1. – Л.: Гидрометеиздат, 1966. – 782 с.

103. Ресурсы поверхностных вод СССР. Нижний Амур. Т.18. Дальний Восток. Вып. 2. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 592 с.

104. СанПиН 2.1.4.1074-01 "Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения" (с изменениями на 2 апреля 2018 года). – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2002. – 46 с.

105. Самойленко, В.Н. Бактериальная сульфатредукция в донных отложениях Днепровско-Бугского лимана и ее экологическая роль / В.Н.

Самойленко, Т.В. Головки // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т.29. – №4. – С.85–94.

106. Сиротский, С.Е. Донные отложения реки Амур / С.Е. Сиротский, Н.П. Чижикова, Г.В. Харитонов, А.С. Манучаров, Н.С. Коновалова, Е.В. Уткина // Теоретическая и прикладная экология. – 2011. – № 1. – С. 44–52.

107. Скрыбин, Г.К. Глобальный биогеохимический цикл серы и влияние на него деятельности человека / Г.К. Скрыбин, М.В. Иванов, Дж. Френей. М.: Наука, 1983. – 420 с.

108. Смоляков, Б.С. Влияние распределения металлов-загрязнителей (Cu, Pb, Cd) по формам на их поведение в реальном водоеме / Б.С. Смоляков, В.И. Белеванцев, М.В. Жигула, А.П. Рыжих // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия: Материалы междунар. науч. конф. – Томск: Изд-во НТЛ, 2000. – С. 257–261.

109. Соколова, Е. А. Влияние температуры на развитие сульфатредуцирующих бактерий в экспериментальных и полевых условиях в зимний период / Е.А. Соколова // Сибирский экологический журнал. – 2010. – №6. – С. 865–869.

110. Сухенко, С.А. О возможности метилирования и биоаккумуляции ртути в водохранилище проектируемой Катунской ГЭС / С.А. Сухенко // Водные ресурсы. – 1995а. – Т. 22. – №1. – С. 78–84.

111. Сухенко, С.А. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы / С.А. Сухенко. Аналитический обзор. Сер. Экология. – Новосибирск: СО РАН, Институт водных и экологических проблем, 1995б. – 59 с.

112. Титова, К.В. Процесс сульфатредукции в пресноводных озерах (Белое, Нижнее, Святое) Коношского района Архангельской области / К.В. Титова, Н.М. Кокрятская, Т.А. Жибарева // Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки. 2017. – №4. – С. 123–134.

113. Тиунова, Т.М. Трофическая структура сообществ беспозвоночных в экосистемах лососевых рек юга Дальнего Востока / Т.М. Тиунова // Экология. – 2006. – № 6. – С.457–463.

114. Факторы формирования качества воды на Нижнем Амуре / под ред. Л.М. Кондратьевой. – Владивосток: Дальнаука, 2008. – 217 с.

115. Федоров, Ю.А. Донные отложения и их роль в загрязнении ртутью поверхностных вод (на примере устья р. Северная Двина и Двинской губы Белого моря) / Ю.А. Федоров, А.Э. Овсепян // Метеорология и гидрология. – 2010. – №9. – С. 44–54.

116. Фролов, А.В Экстремальный паводок 2013 г. в бассейне р. Амур / А.В. Фролов, В.Ю. Георгиевский // Экстремальные паводки в бассейне р. Амур: причины, прогнозы, рекомендации (Сб. докладов). – М.: Росгидромет, 2014. – С. 5–39.

117. Хамидуллина, И.В. Особенности использования сульфатвосстанавливающих бактерий для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов / И.В. Хамидуллина, Т.Д. Хлебникова, И.Р. Хамидуллин // Башкирский химический журнал. – 2012. – Т.19. – №3. – С. 147–151.

118. Шестеркин, В.П. Изменение содержания и стока сульфатов в водах Среднего Амура в зимнюю межень 1996-2015 гг. / В.П. Шестеркин // Экология и безопасность жизнедеятельности города: проблемы и решения: материалы 5-й Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием / под ред. проф. С.А. Кудрявцева, проф. Л.И. Никитиной. – Хабаровск: Изд-во ДВГУПС, 2016. – С. 297–301.

119. Шестеркин, В.П. Многолетняя динамика содержания органического вещества в воде р. Амур у г. Хабаровска / В.П. Шестеркин // Регионы нового освоения: экологические проблемы, пути решения: материалы межрегиональной научно-практич. конф., Хабаровск, 10-12 октября 2008 г. – Хабаровск: ДВО РАН, 2008. – Т.1. – С. 651–655.

120. Шестеркин, В.П. Динамика качества вод р. Уссури по результатам трансграничного мониторинга / В.П. Шестеркин, Н.М.

Шестеркина // Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии: труды III Всероссийской научной конференции с международным участием: в 4 т. – Барнаул, 2017. – Т.4. – С.135–140.

121. Шестеркин, В.П. Особенности качества воды реки Сунгари / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2009. – №1. – С.50–53.

122. Шестеркин, В.П. Роль реки Сунгари в формировании химического состава воды среднего Амура в зимнюю межень / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // Биогеохимические и геоэкологические исследования наземных и пресноводных экосистем. Вып. 13. – Владивосток: Дальнаука, 2003. – С. 106–120.

123. Шестеркин, В.П. Содержание и сток сульфатов в воде Среднего Амура в зимнюю межень / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // Биогеохимические и геоэкологические исследования наземных и пресноводных экосистем. Вып. 16. – Владивосток: Дальнаука, 2006. – С. 195–203.

124. Шестеркин, В.П. Пространственная и сезонная изменчивость химического состава воды Среднего Амура / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // Водное хозяйство России. – 2012. – №5. – С.18–28.

125. Шестеркин, В.П. О роли реки Сунгари в загрязнении биогенными веществами вод Амура в зимнюю межень / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина, Ю.А. Форина, Т.Д. Ри // Биогеохимические и геоэкологические исследования наземных и пресноводных экосистем. Вып. 17. – Владивосток: Дальнаука, 2007. – С. 132–138.

126. Шестеркин, В.П. Трансграничное загрязнение Амура в зимнюю межень 2005–2006 гг. / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина, Ю.А. Форина, Т.Д. Ри // География и природные ресурсы. – 2007. – №2. – С.40–44.

127. Юрьев, Д.Н. Речной лед как субстрат для развития планктонных водорослей / Д.Н. Юрьев // Эколого-биогеохимические исследования на Дальнем Востоке. Вып. 1. – Владивосток: Дальнаука, 1996. – С.79–96.

128. Achá, D. Sulfate-reducing bacteria and mercury methylation in the water column of the Lake 658 of the Experimental Lake Area / D. Achá, H. Hintelmann, C. Pabón // *Geomicrobiology Journal*. – 2012a. – V.29. – № 7. – P. 667–674.
129. Achá, D. Importance of sulfate-reducing bacteria in mercury methylation and demethylation in periphyton from Bolivian Amazon region / D. Achá, H. Hintelmann, J. Yee // *Chemosphere*. – 2011. – V.82. – № 6. – P. 911–916.
130. Achá, D. Mercury methylation and hydrogen sulfide production among unexpected strains isolated from periphyton of two macrophytes of the Amazon / D. Achá, C. Pabon, H. Hintelmann // *FEMS Microbiology Ecology*. – 2012b. – V.80. – №3. – P.637–645.
131. Baena, S. *Desulfovibrio aminophilus* sp. nov., a novel amino acid degrading and sulphate-reducing bacterium from an anaerobic dairy wastewater lagoon / S. Baena, M. Fardeau, M. Labat, B. Ollivier, J. Garcia, B. Patel // *J. Syst. Appl. Microbiol.* – 1998. – V.21. – P.498–504.
132. Bao, P. The role of sulfate-reducing prokaryotes in the coupling of element biogeochemical cycling / P. Bao, G.-X. Li, G.-X. Sun, Y.-Y. Xu, A. Meharg, Y.-G. Zhu // *Science of the Total Environment*. – 2018. – V.613–614. – P. 398–408.
133. Barinova, S. Ecological assessment of water quality of the Songhua River upper reaches by algal communities / S. Barinova, N. Liu, J. Ding, Y. An, X. Qin, Ch. Wu // *Acta Ecologica Sinica*. – 2016. – V. 36. – №3. – P. 126–132.
134. Barkay, T. Mercury microbiogeochemistry in polar environments / T. Barkay, A. Poulain // *FEMS Microbiology Ecology*. – 2007. – V.59. – P. 232–241.
135. Barton, L. Sulphate-reducing bacteria: environmental and engineered systems / L. Barton, W. Hamilton. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. – 533 p.

136. Beattie, S. Total and Methylated Mercury in Arctic Multiyear Sea Ice // S. Beattie, D. Armstrong, A. Chaulk, J. Comte, M. Gosselin, F. Wang Environmental Science and Technology. – 2014. – V.48. – №10. – P. 5575–5582.

137. Ben-Dov, E. Quantification of sulfate-reducing bacteria in industrial wastewater, by real-time polymerase chain reaction (PCR) using *dsrA* and *apsA* genes / E. Ben-Dov, A. Brenner, A. Kushmaro // Microbiological Ecology. – 2007. – V.54. – №3. – P.439–451.

138. Boetius, A. Microbial ecology of the cryosphere: sea ice and glacial habitats / A. Boetius, A. Anesio, J. Deming, J. Mikucki, J. Rapp // Nature Reviews Microbiology. – 2015. – №13. – P. 677–690.

139. Bottcher, M. S^{34}/S^{32} and O^{18}/O^{16} fractionation during sulphur disproportionation by *Desulfobulbus propionicus* / M. Bottcher, B. Thamdrup, M. Gehre, A. Theune // Geomicrobiol. J. – 2005. – V.22. – P. 219–226.

140. Bravo, A. Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes / A. Bravo, S. Bouchet, J. Tolu, E. Björn, A. Mateos-Rivera, S. Bertilsson // Nature Communications. – 2017. – V.9. – №8. – P.14255–14264.

141. Brioukhanov, A.L. Catalase and superoxide dismutase: distribution, properties and physiological role in cells of strict anaerobes / A.L. Brioukhanov, A.I. Netrusov // Biochemistry. – 2004. – V.69. – P.949–962.

142. Brioukhanov, A.L. Antioxidative defense systems of anaerobic sulfate-reducing microorganisms / A.L. Brioukhanov, L. Pieulle, A. Dolla // Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology. Ed. By Mendez-Vilas A. Microbiology Book Series. Badajoz: Formatex Research Center. – 2010. – V.1. – P.148–159.

143. Bryukhanov, A.L. Phylogenetic diversity of the sulfur cycle bacteria in the bottom sediments of the chersonesus bay / A.L. Bryukhanov, M.A. Vlasova, T.V. Malakhova, A.A. Perevalova, N.V. Pimenov // Microbiology. – 2018. – V. 87. – №3. – P. 372–381.

144. Caliro, S. Geochemical and biochemical evidence of lake overturn and fish kill at Lake Averno, Italy / S. Caliro, G. Chiodini, G. Izzo, C. Minopoli, A. Signorini, R. Avino, D. Granieri // *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. – 2008. – V.178. – №2. – P.305–316.

145. Cameron, K.A. Meltwater export of prokaryotic cells from the Greenland ice sheet / K.A. Cameron, M. Stibal, J.R. Hawkings, A.B. Mikkelsen, J. Telling, T.J. Kohler, E. Gözdereliler, J.D. Zarsky, J.L. Wadham, C.S. Jacobsen // *Environmental Microbiology*. – 2017. – V.19 (2). – P. 524–534.

146. Campbell, L.L. Classification of the spore-forming sulfate-reducing bacteria / L.L. Campbell, J.R. Postgate // *Bacteriol. Rev.* – 1965. – V. 29(3). – P.359–363.

147. Constant, P. 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) / P. Constant, L. Poissant, R. Villemur, E. Yumvihoze, D. Lean // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2007. – V. 112. – № 8. – P. 1–10.

148. Correia, R. Mercury methylation and sulfate reduction rates in mangrove sediments, Rio de Janeiro, Brazil: The role of different microorganism consortia / R. Correia, J. Guimarães // *Chemosphere*. – 2017. – V.167. – P. 438–443.

149. Cravo-Laureau, C. *Desulfatibacillum aliphaticivorans* gen. nov., spec. nov., and n-alkane and n-alkene degrading, sulphate-reducing bacterium / C. Cravo-Laureau, R. Matheron, J. Cayol, C. Jouliau, A. Hirschler-Réa // *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* – 2004. – V.54. – P.77–83.

150. Cui, S. Sediment-Water Exchange, Spatial Variations, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Songhua River, China / S. Cui, Q. Fu, T.-X. Li, W.-L. Ma, D. Liu, M. Wang // *Water*. – 2016. – №8. – P. 334–346.

151. Cypionka, H. Oxygen respiration by *Desulfovibrio* species / H. Cypionka // *Annual Review Microbiology*. – 2000. – V.54. – P. 827–848.

152. Davidova, I.A. *Desulfoglaeba alkanexedens* gen. nov., sp. nov., an n-alkane degrading, sulphate-reducing bacterium / I.A. Davidova, K.E. Duncan, O.K. Choi, J.M. Suflita // *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* – 2006. – V.56. – P.2737–2742.
153. Devereux, R. Depth profile of sulfate-reducing bacterial ribosomal RNA and mercury methylation in an estuarine sediment / R. Devereux, M. Winfrey, J. Winfrey, D. Stahl // *FEMS Microbiology Ecology.* – 1996. – V. 20. – №1. – P. 23–31.
154. Dilling, W. Aerobic respiration in sulfate-reducing bacteria / W. Dilling, H. Cypionka // *FEMS Microbiology Letters.* – 1990. – V.71. – P.123–128.
155. DIN 308404 C3: 2005-07 German standard methods for the examination of water, wastewater and sludge – Physical and physical-chemical parameters (group C) – Part 3: Determination of absorption in the range of the ultraviolet radiation, Spectral absorptions coefficient (C3), Berlin. 2005. – 14 p.
156. Dong, D. Sedimentary record of polycyclic aromatic hydrocarbons in Songhua River, China / D. Dong, X. Liu, X. Hua, Z. Guo, L. Li, L. Zhang, Y. Xie // *Environ. Earth Sci.* – 2016. – V. 75. – P. 508–515.
157. Dolla, A. Oxygen defense in sulfate-reducing bacteria / A. Dolla, M. Fournier, Z. Dermoun // *J. Biotechnol.* – 2006. – V. 126(1). – P. 87–100.
158. Dorosh, L.S. Nitrate reductase activity of sulphate-reducing bacteria *Desulfomicrobium sp.* Crr3 at different conditions of the cultivation / L.S. Dorosh, T.B. Peretyatko, S.P. Hudz // *Biotechnologia Acta.* – 2016. – V. 9. – №1. – P. 97–102.
159. Durnford, D. The behavior of mercury in the cryosphere: A review of what we know from observations / D. Durnford, A. Dastoor // *Journal of Geophysical research: Oceans.* – 2011. – V.116. – P. 1–30.
160. Eckley, C. Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada / C. Eckley, H. Hintelmann // *Science Total Environmental.* – 2006. – V. 368. – P.111–125.

161. Eschemann, A. Aerotaxis in *Desulfovibrio* / A. Eschemann, M. Kuhl, H. Cypionka // *Environ. Microbiol.* – 1999. – V.1. – P.489–494.
162. Escoffier, S. Identification of thiosulfate- and sulfur-reducing bacteria unable to reduce sulfate in ricefield soils / S. Escoffier, J. Cayol, B. Ollivier, B. Patel, M. Fardeau, P. Thomas, P. Roger // *Eur. J. Soil Biol.* – 2001. – V. 37. – P. 145–156.
163. Feyte, S. In situ adsorption of mercury, methylmercury and other elements by iron oxyhydroxides and organic matter in lake sediments / S. Feyte, A. Tessier, C. Gobeil, D. Cossa // *Applied Geochemistry.* – 2010. – V. 25. – P. 984–995.
164. Frohne, T. Biogeochemical factors affecting mercury methylation rate in two contaminated floodplain soils / T. Frohne, J. Rinklebe, U. Langer, G. Du Laing, S. Mothes, R. Wennrich // *Biogeosciences.* – 2012. – V. 9. – P. 493–507.
165. Fu, R. DcrA, a c-type heme-containing methyl-accepting protein from *Desulfovibrio vulgaris* Hildenborough, senses the oxygen concentration or redox potential of the environment / R. Fu, J. Wall, G. Voordouw // *J. Bacteriol.* – 1994. – V. 176(2). – P. 344–350.
166. Fukui, M. Physiology, phylogenetic relationships, and ecology of filamentous sulfate-reducing bacteria (Genus *Desulfonema*) / M. Fukui, A. Teske, B. Assmus // *Arch. Microbiol.* – 1999. – V.172. – P. 193–203.
167. Gilmour, C.C. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments / C.C. Gilmour, M. Podar, A.L. Bullock, A.M. Graham, S.D. Brown, A.C. Somenahally, A. Johs, Jr. Hurt, K.L. Bailey, D.A. Elias // *Environmental Science and Technology.* – 2013. – V.47. – № 20. – P. 11810–11820.
168. Goni Urriza, M. Draft Genome Sequence of *Desulfovibrio* BerOc1, a Mercury-Methylating Strain / M. Goñi Urriza, C. Gassie, O. Bouchez, C. Klopp, R. Guyoneaud // *Genome Announcements.* – 2017. – V.19. – №5 (3). – P. 1154–1161.
169. Goswami, B.N. Increasing trend of extreme rain events over India in

a warming environment / B.N. Goswami, V. Venugopal, D. Sengupta, M.S. Madhusoodanan, P.K. Xavier // *Science*. – 2006. – V. 314. – P. 1442–1445.

170. Hardy, J. The oxygen tolerance of sulfate-reducing bacteria isolated from North Sea waters / J. Hardy, A. Hamilton // *Curr. Microbiol.* – 1985. – V.136. – P. 1025–1030.

171. Henstra, A.M. *Archaeoglobus fulgidus* couples CO oxidation to sulphate reduction and acetogenesis with transient formate accumulation / A.M. Henstra, C. Dijkema, A.J. Stams // *Environ. Microbiol.* – 2007. – V.9. – P. 1836–1841.

172. Hines, M.E. Distribution of methanogenic and sulfate-reduction bacteria in near-shore marine sediments / M.E. Hines, J.D. Buck // *Applied and environmental microbiology*. – 1982. – P. 447–453.

173. Hrdinka, T. Possible impacts of floods and droughts on water quality / T. Hrdinka, O. Novicky, E. Hanslik, M. Rieder // *Journal of Hydro-environment Research*. – 2012. – №6. – P.145–150.

174. Hsu-Kim, H. Mechanisms regulating mercury bioavailability for methylating microorganisms in the aquatic environment: a critical review / H. Hsu-Kim, K. Kucharzyk, T. Zhang, M. Deshusses // *Environmental Science and Technology*. – 2013. – V.19. – №47(6). – P. 2441–2456.

175. Hubbard, L. Nutrient and sediment concentrations and corresponding loads during the historic June 2008 flooding in eastern Iowa / L. Hubbard, D. Kolpin, S. Kalkhoff, D. Robertson // *Journal of Environmental Quality*. – 2011. – V. 40(1). – P. 166–175.

176. Janssen, P. Catabolic and anabolic enzyme activities and energetics of acetone metabolism of the sulfate-reducing bacterium *Desulfococcus biacutus* / P. Janssen, B. Schink // *J. Bacteriol.* – 1995. – V. 177. – P. 277–282.

177. Janssen, S. Fractionation of Mercury Stable Isotopes during Microbial Methylmercury Production by Iron- and Sulfate-Reducing Bacteria / S. Janssen, J. Schaefer, T. Barkay, J. Reinfelder // *Environmental Science and Technology*. – 2016. – V.2. – №50 (15). – P. 8077–8083.

178. Jiang, L. Vertical distribution and diversity of sulfate-reducing prokaryotes in the Pearl River estuarine sediments, Southern China / L. Jiang, Y. Zheng, X. Peng, H. Zhou, Ch. Zhang, X. Xiao, F. Wang // *FEMS Microbiol. Ecol.* – 2009. – №70. – P. 249–262.

179. Jiang, G.-B. Mercury pollution in China: An overview of the past and current sources of the toxic metal / G.-B. Jiang, J.-B. Shi, X.-B. Feng // *Environmental Science and Technology.* – 2006. – V.40. – №12. – P. 3673–3678.

180. Jonkers, H. Aerobic organic carbon mineralization by sulfate-reducing bacteria in the oxygen-saturated photic zone of a hypersaline microbial mat / H. Jonkers, I. Koh, P. Behrend, G. Muyzer, D. de Beer // *Microb. Ecol.* – 2005. – V.49(2). – P. 291–300.

181. Karr, E.A. Diversity and Distribution of Sulfate-Reducing Bacteria in Permanently Frozen Lake Fryxell, McMurdo Dry Valleys, Antarctica / E.A. Karr, W.M. Sattley, M.R. Rice, D.O. Jung, M.T. Madigan, L.A. Achenbach // *Appl Environ Microbiol.* – 2005. – V.71(10). – P. 6353–6359.

182. Kerin, E.J. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria / E.J. Kerin, C.C. Gilmour, E. Roden, M.T. Suzuki, J.D. Coates, R.P. Mason // *Applied and Environmental Microbiology.* – 2006. – V. 72. – P. 7919–7921.

183. King, J.K. A quantitative relationship that demonstrates mercury methylation rates in marine sediments are based on the community composition and activity of sulfate-reducing bacteria / J.K. King, J.E. Kostka, M.E. Frischer, F.M. Saunders, R.A. Jahnke // *Environmental Science Technology.* – 2001. – V. 35. – P. 2491–2496.

184. Kirk, M. Bacterial sulfate reduction limits natural arsenic contamination in groundwater / M. Kirk, T. Holm, J. Park, Q. Jin, R. Sanford, B. Fouke, C. Bethke // *Geology.* – 2004. – V.32. – №.11. – P. 953–956.

185. Kniemeyer, O. Anaerobic oxidation of short-chain hydrocarbons by marine sulphate-reducing bacteria / O. Kniemeyer, F. Musat, S. Sievert, K.

Knittel, H. Wilkes, M. Blumenberg, W. Michaelis, A. Classen, C. Bolm, S. Joye, F. Widdel // *Nature* – 2007. – V. 449(7164). – P. 898–901.

186. Kondratyeva, L.M. Pollution of the Amur River during an Ice cover: Primary Factors of Ecological Risk / L.M. Kondratyeva, E.V. Pan, A.G. Zhukov // *Proceedings of the 2nd International Meeting of Amur-Okhotsk Consortium* / Published by Amur-Okhotsk Consortium. Sapporo, 2012. – P. 35–41.

187. Kondratyeva, L.M. Spatio-temporal effects of Amur River ice pollution with organic substances / L.M. Kondratyeva, A.G. Zhukov // *Proceedings of the 3rd International Meeting of Amur-Okhotsk Consortium-2013 in collaboration with the Conference on “Sustainable Nature Management in Coastal Areas”*. 2014. – P. 45–48.

188. Krekeler, D. A sulfate-reducing bacterium from the oxic layer of a microbial mat from Solar Lake (Sinai), *Desulfovibrio oxycliniae* sp. nov. / D. Krekeler, P. Sigalevich, A. Teske, H. Cypionka, Y. Cohen // *Arch. Mikrobiol.* – 1997. – V.167(6). – P.369–375.

189. Krekeler, D. Strategies of sulfate-reducing bacteria to escape oxygen stress in a cyanobacterial mat / D. Krekeler, A. Teske, H. Cypionka // *FEMS Microbiol. Ecol.* – 1998. – V.25(2). – P.89–96.

190. Kumar, S. Organic chemistry. Spectroscopy of Organic Compounds / S. Kumar // *Guru Nanak Dev University*, 2006. – 36 p.

191. Lemos, R. The ‘strict’ anaerobe *Desulfovibrio gigas* contains a membrane-bound oxygen-reducing respiratory chain / R. Lemos, C. Gomes, M. Santana, J. LeGall, A. Xavier, M. Teixeira // *FEBS letters.* – 2001. – V. 496(1). – P. 40–43.

192. Li, P. Methylmercury exposure and health effects from rice and fish consumption: A review / P. Li, X. Feng, G. Qiu // *International Journal of Environmental Research and Public Health.* – 2010. – V.7. – P. 2666–2691.

193. Li, Y. Water Quality Analysis of the Songhua River Basin Using Multivariate Techniques / Y. Li, L. Xu, Sh. Li // *J. Water Resource and Protection.* – 2009. – V.2. – P. 110–121.

194. Lie, T. Sulfonates: novel electron acceptors in anaerobic respiration / T. Lie, T. Pitta, E. Leadbetter, W. Godchaux, J. Leadbetter // *Arch. Microbiol.* – 1996. – V.166. – P. 204–210.
195. Lloyd, J. Reduction of technetium by *Desulfovibrio desulfuricans*: biocatalyst characterization and use in a flow through bioreactor / J. Lloyd, J. Ridley, T. Khizniak, N. Lyalikova, L. Macaskie // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1999. – V.65. – P. 2691–2696.
196. López-Cortés, A. Reclassification of the sulphate- and nitrate-reducing bacterium *Desulfovibrio vulgaris* subsp. *oxamicus* as *Desulfovibrio oxamicus* sp. nov., comb. nov. / A. López-Cortés, M. Fardeau, G. Fauque, C. Joulain, B. Ollivier // *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* – 2006. – V.56. – P. 1495–1499.
197. Loseto, L.L. Snowmelt sources of methylmercury to high arctic ecosystems / L.L. Loseto, D.R. Lean, S.D. Siciliano // *Environmental Science and Technology.* – 2004. – V. 38. – № 11. – P. 3004–3010.
198. Lovley, D.R. Reduction of chromate by *Desulfovibrio vulgaris* and its c3 cytochrome / D.R. Lovley, E.J. Phillips // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1994. – V.60. – P. 726–728.
199. Lovley, D.R. Reduction of uranium by *Desulfovibrio desulfuricans* / D.R. Lovley, E.J. Phillips // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1992. – V.58. – P. 850–856.
200. Ma, W.L. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment and soil of the Songhua River Basin, China / W.L. Ma, L.Y. Liu, H. Qi, Z.F. Zhang, W.W. Song, J.M. Shen, Z.L. Chen, N.Q. Ren, J. Grabuski, Y.F. Li // *Environ Monit Assess.* – 2013. – V. 185(10). – P. 8399–8409.
201. Macy, J.M. Two new arsenate/sulfate-reducing bacteria: mechanisms of arsenate reduction / J.M. Macy, J.M. Santini, B.V. Pauling, A.H. O'Neill, L.I. Sly // *Arch. Microbiol.* – 2000. – V. 173(1). – P. 49–57.
202. Metris A. Use of optical density detection times to assess the effect of acetic acid on single-cell kinetics / A. Metris, S. George, J. Baranyi // *Applied and Environmental Microbiology.* – 2006. – V.72. – № 10. – P. 6674–6679.

203. Moller, A.K. Diversity and characterization of mercury-resistant bacteria in snow, fresh water and sea-ice brine from the High Arctic / A.K. Moller, T. Barkay, W.A. Al-Soud, S.J. Sørensen, H.S. Kroer // FEMS Microbiology Ecology. – 2011. – V.75. – № 3. – P. 390–401.

204. Morasch, B. Degradation of o-xylene and m-xylene by a novel sulphate-reducer belonging to the genus *Desulfotomaculum* / B. Morasch, B. Schink, C. Tebbe, R. Meckenstock // Arch. Microbiol. – 2004. – V.181. – P. 407–417.

205. Moreau, J.W. The Effect of Natural Organic Matter on Mercury Methylation by *Desulfobulbus propionicus* 1pr3 / J.W. Moreau, C.M. Gionfriddo, D.P. Krabbenhoft, J.M. Ogorek, J.F. DeWild, G.R. Aiken, E.E. Roden // Frontiers in Microbiology. – 2015. – V.18. – №6. – P. 1389–1397.

206. Miteva, V. Comparative evaluation of the indigenous microbial diversity vs. drilling fluid contaminants in the NEEM Greenland ice core / V. Miteva, C. Burlingame, T. Sowers, J. Brenchley // FEMS Microbiology Ecology. – 2014. – V. 89. – № 2. – P. 238–256.

207. Muyzer, G. The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria / G. Muyzer, A. Stams // Nature reviews microbiology. – 2008. – V.6. – P. 441–454.

208. Nilsen, R. Distribution of thermophilic marine sulfate reducers in North Sea oil field waters and oil reservoirs / R. Nilsen, J. Beeder, T. Thostenson, T. Torsvik // Appl. Environ. Microbiol. – 1996. – V.62. – P.1793–1798.

209. Paix, M. Study of impacts of floods on the water quality in an arid zone: the case of the Tarim River in Northwest China / M. Paix, L. Lanhai, C. Xi, A. Vareniam, B. Anming // Water Science and Technology. – 2011. – V. 64(10). – P. 1973–1979.

210. Pandey, R. Ice-nucleating bacteria control the order and dynamics of interfacial water / R. Pandey, K. Usui, R. Livingstone, S. Fischer, J. Pfaendtner, E. Backus, Y. Nagata, J. Fröhlich-Nowoisky, L. Schmäser, S. Mauri, J. Scheel,

D. Knopf, U. Pöschl, M. Bonn, T. Weidner // *Science Advances*. – 2016. – V.2. – №4. – P. 1501–1509.

211. Park, H. Ferric iron reduction by *Desulfovibrio vulgaris* Hildenborough wild type and energy metabolism mutants / H. Park, S. Lin, G. Voordouw // *Antonie van Leeuwenhoek*. – 2007. – V.93. – P.79–285.

212. Pester, M. Sulfate-reducing microorganisms in wetlands-fameless actors in carbon cycling and climate change / M. Pester, K. Knorr, M. Friedrich, M. Wagner, A. Loy // *Front Microbiology*. – 2012. – V.3. – Article 72. – P.1–19.

213. Petrus, A. Mercury Reduction and Methyl Mercury Degradation by the Soil Bacterium *Xanthobacter autotrophicus* Py2 / A. Petrus, C. Rutner, S. Liu, Y. Wang, H. Wiatrowski // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2015. – V. 81(22). – P. 7833–7838.

214. Pikuta, E.V. *Desulfonatronum thiodismutans* sp. nov., a novel alkaliphilic, sulfate-reducing bacterium capable of lithoautotrophic growth / E.V. Pikuta, R.B. Hoover, A.K. Bej, D. Marsic, W.B. Whitman, D. Cleland, P. Krader // *Int. Sust. Ecol. Microbiol.* – 2003. – V. 53. – P. 1327–1332.

215. Pimenov, N.V. Activity and structure of the sulfate-reducing bacterial community in the sediments of the southern part of lake Baikal / N.V. Pimenov, E.E. Zakharova, A.L. Bryukhanov, V.A. Korneeva, B.B. Kuznetsov, T.P. Tourova, T.V. Pogodaeva, G.V. Kalmychkov // *Microbiology*. – 2014. – V.83. – № 2. – P. 47–55.

216. Plugge, C. Metabolic Flexibility of Sulfate-Reducing Bacteria / C. Plugge, W. Zhang, J. Scholten, A. Stams // *Front Microbiol.* – 2011. – V.2. – P. 81–88.

217. Podar, M. Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation / M. Podar, C.C. Gilmour, C.C. Brandt, A. Soren, S.D. Brown, B.R. Crable, A.V. Palumbo, A.C. Somenahally, D.A. Elias // *Science Advances*. – 2015. – V.1. – № 9. – P. 1–12.

218. Pretsch, E. Structure determination of organic compounds. Tables of

spectral data / E. Pretsch, Ph. Buhlmann, M. Badertscher / Berlin, 2009. – 421 p.

219. Qin, N. Spatial and temporal variations of extreme precipitation and temperature events for the Southwest China in 1960–2009 / N. Qin, J. Wang, G. Yang, X. Chen, H. Liang, J. Zhang // *Geoenvironmental Disasters*. – 2015. – V.2. – №1. P. 4–17.

220. Rabus, R. Dissimilatory Sulfate- and Sulfur-Reducing Prokaryotes / R. Rabus, T. Hansen, F. Widdel // In: *Prokaryotes*. Ed. By Dworkin M., Falkow S., Rosenberg E., Schleifer K.-H., Stackebrandt E. Springer: New York. – 2006. – V.2. – P. 659–768.

221. Rabus, R. A Post-Genomic View of the Ecophysiology, Catabolism and Biotechnological Relevance of Sulphate-Reducing Prokaryotes / R. Rabus, S. Venceslau, L. Wohlbrand, G. Voordouw, J. Wall, I. Pereira // *Advances in Microbial Physiology*. – 2015. – V. 66. – P. 55–321.

222. Regnell, O. Microbial Mercury Methylation in Aquatic Environments: A Critical Review of Published Field and Laboratory Studies / O. Regnell, C. Watras // *Environmental Science & Technology*. – 2019. V. 53(1). – P. 4–19.

223. Rivkina, E.M. Metabolic activity of permafrost bacteria below the freezing point / E.M. Rivkina, E.I. Friedmann, C.P. McKay, D.A. Gilichinsky // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2000. – V. 66. – P. 3230–3233.

224. Roh, Y. Metal Reduction and Iron Biomineralization by a Psychrotolerant Fe(III)-Reducing Bacterium, *Shewanella sp.* Strain PV-4 / Y. Roh, H. Gao, H. Vali, D.W. Kennedy, Z.K. Yang, W. Gao, A.C. Dohnalkova, R.D. Stapleton, J.-W. Moon, T.J. Phelps, J.K. Fredrickson, J. Zhou // *Applied and Environmental Microbiology*. – 2006. – V.72. – № 5. – P. 3236–3244.

225. Rubio-Rincón, F. Effects of electron acceptors on sulphate reduction activity in activated sludge processes / F. Rubio-Rincón, C. Lopez-Vazquez, L. Welles, T. van den Brand, B. Abbas, M. van Loosdrecht, D. Brdjanovic // *Applied Microbiology and Biotechnology*. – 2017. – V. 101(15). – P. 6229–6240.

226. Xu, X. The local impact of a coal-fired power plant on inorganic mercury and methyl-mercury distribution in rice (*Oryza sativa* L.) / X. Xu, B. Meng, C. Zhang, X. Feng, C. Gu, J. Guo, K. Bishop, Z. Xu, S. Zhang, G. Qiu // *Environmental Pollution*. – 2017. – V.223. – P. 11–18.

227. Sass, A. *Desulfobulbus mediterraneus* sp. nov., a sulphate-reducing bacterium growing on mono- and disaccharides / A. Sass, H. Rutters, H. Cypionka, H. Sass // *Arch. Microbiol.* – 2002. – V.177. – P. 468–474.

228. Sattley, W.M. Temperature and nutrient induced responses of Lake Fryxell sulfate-reducing prokaryotes and description of *Desulfovibrio lacusfryxellense*, sp. nov., a pervasive, cold-active, sulfate-reducing bacterium from Lake Fryxell, Antarctica / W.M. Sattley, M.T. Madigan // *Extremophiles*. – 2010. – V. 14. – № 4. – P. 357–366.

229. Sawicka, J. Effects of freeze-thaw cycles on anaerobic microbial processes in an Arctic intertidal mud flat / J. Sawicka, A. Robador, C. Hubert, B. Jørgensen, V. Brüchert // *The ISME Journal*. – 2010. – V. 4(4). – P. 585–594.

230. Schartup, A.T. Freshwater discharges drive high levels of methylmercury in Arctic marine biota / A.T. Schartup, P.H. Balcom, A.L. Soerensen, K.J. Gosnell, R.S. Calder, R.P. Mason, E.M. Sunderland // *Proceedings of the National Academy of Science of the U.S.A.* – 2015. – V. 112(38). – P. 11789–11794.

231. Sen, A. Acidophilic sulphate reducing bacteria: candidates for bioremediation of acid mine drainage pollution / A. Sen, D. Johnson // *Process Metallurgy*. – 1999. – № 9. – P. 709–718

232. Shao, D. Effects of sulfate reducing bacteria and sulfate concentrations on mercury methylation in freshwater sediments / D. Shao, Y. Kang, S. Wu, H. Wong // *Science of the Total Environment*. – 2012. – V. 424. – P. 331–336.

233. Skjellberg, U. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment / U. Skjellberg, J. Qian, W. Frech, K. Xia, W. Bleam // *Biogeochemistry*. – 2003. –

V.64. – P. 53–76.

234. Stams, A. Oxygen-labile 1(+) lactate dehydrogenase activity in *Desulfovibrio desulfuricans* / A. Stams, T. Hansen // FEMS Microbiol. Lett. – 1982. – V.13. – P. 389–394.

235. Steffen, A. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow / A. Steffen, T. Douglas, M. Amyot, J. Narayan, J. Fuentes // Atmospheric Chemistry and Physics. – 2008. – V.8. – P. 1445–1482.

236. Steinberg, C. Stress ecology: environmental stress as ecological driving force and key player in evolution. – Netherlands: Springer science, 2012. – 480 p.

237. Tanimoto, Y. Anaerobic degradation of methylmercaptan and dimethyl sulfide by newly isolated thermophilic sulfate-reducing bacteria / Y. Tanimoto, F. Bak // Appl. Environ. Microbiol. – 1994. – V.60. – P. 2450–2455.

238. Thomas, O. UV-visible spectrophotometry of water and wastewater / O. Thomas, C. Burgess. Elsevier, 2007. – 360 p.

239. Tucker, M.D. Reduction of Cr, Mo, Se and U by *Desulfovibrio desulfuricans* immobilized in polyacrylamide gels / M.D. Tucker, L.L. Barton, B.M. Thompson // J. Ind. Microbiol. Biotechnol. – 1998. – V.20. – P. 13–19.

240. Webster, G. A comparison of stable-isotope probing of DNA and phospholipid fatty acids to study prokaryotic functional diversity in sulfate-reducing marine sediment enrichment slurries / G. Webster, L. Watt, J. Rinna, J. Fry, R. Evershed, R. Parkes, A. Weightman // Environmental Microbiology. – 2006. – V. 8(9). – P.1575–1589.

241. White, C. Accumulation and effects of cadmium on sulphate-reducing bacterial biofilms / C. White, G. Gadd // Microbiology. – 1998. – №144. – P. 1407–1415.

242. Yamamoto, J. Translocation of inorganic/organic mercury in a model aquatic system / J. Yamamoto, Y. Kaneda, Y. Hikasa, E. Takabatake // Water Research. – 1983. – V. 17. – №4. – P. 435–440.

243. Zhao, X. Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water and sediment from Songhua River, China / X. Zhao, J. Ding, H. You // *Environ Geochem Health*. – 2014. – V. 36(1). – P.131–143.

244. Zhang, Z.S. Recovery from Mercury Contamination in the Second Songhua River, China / Z.S. Zhang, X.J. Sun, Q.C. Wang, D.M. Zheng, N. Zheng, X.G. Lu // *Water, Air and Soil Pollution*. – 2010. – V. 211. – P. 219–229.

245. Zhang, M. Characterization of sulfate reducing bacteria isolated from urban soil / M. Zhang, H. Wang // *International Symposium on Resource Exploration and Environmental Science*. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. – 2017. – V.64. – № 012113. – P. 1–6.