



DOI: <https://doi.org/10.23859/estr-250819>

EDN: <https://elibrary.ru/anlrcy>

УДК 579.68

Научная статья

Экологический риск ртутного загрязнения Бурейского водохранилища после крупного оползня

Л.М. Кондратьева, Д.В. Андреева, З.Н. Литвиненко*

Институт водных и экологических проблем ДВО РАН – обособленное подразделение Хабаровского федерального исследовательского центра ДВО РАН, 680000, Россия, г. Хабаровск, ул. Дикопольцева, д. 56

*zoyana2003@mail.ru

Аннотация. Впервые на Дальнем Востоке России в декабре 2018 г. при температуре $-32\text{ }^{\circ}\text{C}$ на Бурейском водохранилище произошел гигантский оползень, который спровоцировал цунами, уничтожение леса на противоположном берегу и изменил гидрологический режим. Возникшая природная дамба повлияла на динамику биогеохимических циклов C, N, S и Hg в экосистеме водохранилища. Согласно микробиологическому и спектральному исследованиям, проведенным в летний период 2022 г., состав органических веществ в воде вокруг оползня существенно изменился. В воде заливов с повышенной гумификацией среди плавающей древесины отмечена высокая численность культивируемых гетеротрофных и сульфатредуцирующих бактерий (СРБ). Микробные комплексы из заливов и придонной воды характеризовались высоким адаптационным потенциалом при утилизации легкодоступного лактата кальция в присутствии 5 ПДК нитрата ртути (II). В зоне влияния оползня выделено 62 штамма бактерий из разных местообитаний, среди них около 50% росли на агаризованных средах при концентрации 100 мг/л соли ртути. Спектральным методом показано, что максимальную активность *in vitro* по отношению к растворимому гумату натрия (ГNa) проявляли штаммы бактерий, выделенные из придонной воды с глубины 65 м. Они трансформировали ароматическую и алифатическую составляющую ГNa в присутствии 10 и 100 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$. Ароматические компоненты могут выступать предшественниками летучих веществ с метильными группами, которые участвуют в метилировании ртути, повышая ее токсичность и биодоступность. Ртутьрезистентные СРБ, выделенные в Бурейском водохранилище из придонных слоев воды и заливов, заполненных древесиной, выступают в роли чувствительных биоиндикаторов для прогнозирования экологических рисков образования метилртути в зоне влияния оползня.

Ключевые слова: обвал горных пород, водная экосистема, метилирование ртути, микробные комплексы, прогнозирование экологической безопасности

Финансирование. Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 1023032600085-0 «Состояние природных и природно-хозяйственных систем умеренной зоны Западной Пацифики»).

ORCID:Л.М. Кондратьева, <https://orcid.org/0000-0002-7737-4786>Д.В. Андреева, <https://orcid.org/0000-0003-1548-5066>З.Н. Литвиненко, <https://orcid.org/0000-0002-1421-2827>

Для цитирования: Кондратьева, Л.М. и др., 2026. Экологический риск ртутного загрязнения Бурейского водохранилища после крупного оползня. *Трансформация экосистем* 9 (3), 108–129. <https://doi.org/10.23859/estr-250819>

Поступила в редакцию: 19.08.2025

Принята к печати: 12.11.2025

Опубликована онлайн: 29.08.2026

DOI: <https://doi.org/10.23859/estr-250819>EDN: <https://elibrary.ru/anlrcy>

UDC 579.68

Article

Ecological risk of mercury pollution of the Bureya Reservoir after a major landslide

L.M. Kondratyeva^{ID}, D.V. Andreeva^{ID}, Z.N. Litvinenko*^{ID}

Institute of the Water and Ecology problems Far Eastern Branch of Russian Academy of Sciences, Khabarovsk Federal Research Center Far Eastern Branch of Russian Academy of Sciences, Dikopoltsev St. 56, Khabarovsk, 680000 Russia

**zoyana2003@mail.ru*

Abstract. In December 2018, a giant landslide occurred for the first time in the Russian Far East at a temperature of $-32\text{ }^{\circ}\text{C}$ on the Bureya Reservoir. This landslide triggered a tsunami, destroyed forests on the opposite bank, and altered the hydrological regime. The resulting natural dam affected the dynamics of the biogeochemical cycles of C, N, S, and Hg in the reservoir ecosystem. Microbiological and spectral studies conducted in the summer of 2022 revealed significant changes in the organic matter composition of the water around the landslide. High numbers of culturable heterotrophic and sulfate-reducing bacteria (SRB) observed in the water of bays with increased humification among floating wood. Microbial communities from the bays and bottom water demonstrated high adaptive potential for utilizing readily available calcium lactate in the presence of mercury (II) nitrate at 5 MAC. Sixty-two bacterial strains from various habitats were isolated in the landslide-affected zone, approximately 50% of which grew on agar medium at a mercury concentration of 100 mg/L. Spectroscopic analysis showed that bacterial strains isolated from bottom water at a depth of 65 m exhibited the highest *in vitro* activity toward soluble sodium humate (SSH). They transformed the aromatic and aliphatic components of HNa in the presence of 10 and 100 mg/L $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$. Aromatic components can act as precursors of volatile compounds with methyl groups, which participate in mercury methylation, increasing its toxicity and bioavailability. Mercury-resistant SRBs isolated from the Bureya Reservoir bottom water layers and wood-filled bays serve as sensitive bioindicators for predicting the ecological risks of methylmercury formation in the landslide-affected zone.

Keywords: rockfall, aquatic ecosystem, mercury methylation, microbial complexes, ecological safety forecasting

Funding. This work carried out within the framework of the state assignment of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (Topic No. 1023032600085-0 “The State of Natural and Natural-Economic Systems of the Temperate Zone of the Western Pacific”).

ORCID:

L.M. Kondratyeva, <https://orcid.org/0000-0002-7737-4786>

D.V. Andreeva, <https://orcid.org/0000-0003-1548-5066>

Z.N. Litvinenko, <https://orcid.org/0000-0002-1421-2827>

To cite this article: Kondratyeva, L.M. et al., 2026. Ecological risk of mercury pollution of the Bureya Reservoir after a major landslide. *Ecosystem Transformation* 9 (3), 108–129. <https://doi.org/10.23859/estr-250819>

Received: 19.08.2025

Accepted: 12.11.2025

Published online: 29.08.2026

Введение

Водохранилища относятся к важнейшим пресноводным экосистемам, представляют собой среду обитания для различных групп организмов и являются критически значимыми водными ресурсами, которые подвергаются различному антропогенному влиянию (Schofield et al., 2018; Zwahlen, 2022). К основным факторам, влияющим на стабильность водохранилищ, относятся гидроморфологические изменения, колебания уровня воды, эвтрофикация, органическое загрязнение и изменения в землепользовании в регионе (Palma et al., 2021; Poikane et al., 2020; Xiao et al., 2023). Нарушение экологического баланса в водохранилищах часто сопровождается утратой их способности к самоочищению (Amusan et al., 2024).

При оценке экологического состояния водохранилищ учитывают изменение климата, потерю биоразнообразия и среды обитания, воздействие различных химических веществ от антропогенных источников (Kuehne et al., 2017; Poikane et al., 2020). Исследование ответных реакций биоты на загрязнение местообитаний направлено на выявление коренных причин трансформации и деградации экосистем водоемов (Lima et al., 2023; Suresh et al., 2023).

Изменение климата приводит к преобразованиям в биосфере и криосфере, в том числе к трансформации многолетней мерзлоты (Margesin and Collins, 2019). Исследования последствий таяния многолетней мерзлоты в разных регионах показали, что крупномасштабные эффекты на нашей планете могут быть связаны с изменением биогеохимической активности микроорганизмов (Zona, 2016). При оценке экологического состояния водоемов одним из методов, получивших всеобщее признание, является биоиндикация с использованием показателей структуры сообщества водных организмов. Наиболее часто в качестве ключевых биоиндикаторов выступают фитопланктон, зоопланктон и бентосные макробеспозвоночные (Liu et al., 2023). Для будущих исследований рекомендовано использовать более чувствительные организмы-индикаторы экологического здоровья водоемов, а также вводить новые функциональные признаки и индикаторы устойчивости (Biney et al., 2025).

Микроорганизмы с их способностью разлагать органические вещества (ОВ) различного генезиса обладают большим потенциалом в устранении экологических проблем. Однако в результате их метаболизма может происходить вторичное загрязнение токсичными веществами. Сукцессии в структуре автохтонных микробных комплексов водохранилищ сопровождаются изменением фракционного состава ОВ в осадках, придонных и поверхностных слоях воды (Mazur et al., 2024).

Среди токсичных элементов атмосферы, почвы и воды, представляющих риск для организмов разного трофического уровня, важное место занимает ртуть (O'Connor et al., 2019). Создаваемые водохранилища могут влиять на биогеохимический цикл ртути как в глобальном, так и в локальном масштабе (Feng et al., 2018). В природных условиях ртуть встречается в виде HgO , HgS , HgCl_2 , а также в форме ртутьсодержащих органических соединений (Wang et al., 2012). Последние, особенно метилртуть (MeHg), более биодоступны, чем другие соединения ртути (Fukuto et al., 2020). Существует мнение, что недавно созданные водохранилища являются очагами образования MeHg . Это вещество имеет тенденцию накапливаться в жировой ткани водных организмов; эффект его воздействия усиливается в ходе передачи на более высокие трофические уровни, представляя риск для здоровья человека (Scheuhammer et al., 2007).

Hg -органические соединения (в частности, метилртуть, диметилртуть, этилртуть, фенилртуть) образуются из неорганических форм при участии водных микроорганизмов и реже посредством абиотических процессов. С возрастом водохранилища продукция MeHg постепенно снижается (Feng et al., 2018). Устойчивость микроорганизмов к ртутному загрязнению определяет значимость их участия в различных механизмах детоксикации. Например, эффективность удаления ртути из водной среды штаммом *Citrobacter* sp. составляла 89% при pH 6.5 и температуре 30 °C за счет ее накопления на поверхности бактериальных клеток (Singh et al., 2022). Усиление активности микробной детоксикации ртутного загрязнения наблюдали при добавлении S-содержащих ко-субстратов, в частности, соединений с сульфгидрильными группами (SH) (Abraham et al., 2018). Кроме функциональных групп, содержащих серу, ртуть способна образовывать прочные связи с карбонильными, amino- и цианогруппами (Maia et al., 2019), которые образуются при метаболизме бактериальных клеток; на этом основаны механизмы биоаккумуляции и биосорбции Hg . На примере *Bacillus sphaericus* показано, что в этих процессах принимает участие как живая, так и деактивированная микробная биомасса (Velásquez and Dussan, 2009).

Сульфатредуцирующие (СРБ) и железоредуцирующие бактерии (ЖРБ) являются основными участниками метилирования ртути в различных местообитаниях (Lin et al., 2021; Zhang et al., 2020). У этих микроорганизмов имеются специализированные гены, ответственные за метилирование ртути. В частности, показана способность представителей родов *Desulfovibrio* и *Desulfomicrobium* метилировать ртуть в концентрациях 10 мг/л (Bakour et al., 2025; Regnell and Watras, 2019).

На процесс метилирования ртути влияют многие экологические факторы: окислительные (Lehnher et al., 2011; Ullrich et al., 2001) и восстановительные условия (Sonke et al., 2013); содержание сульфатов (Yu et al., 2010); присутствие растворенных ОБ, содержащих ароматические группы (Waples et al., 2005). Установлено, что *Geobacter metallireducens* и *Geobacter sulforeducens* способны продуцировать MeHg при выращивании на среде, содержащей Fe (III). Позже было показано, что этот процесс может происходить без восстановления железа – в присутствии фумарата или нитрата (Kerin et al., 2006).

Исследования механизмов устойчивости микроорганизмов к ртутному загрязнению по-прежнему вызывают большой интерес. Особое внимание уделяется процессам метилирования ртути, ее активному и пассивному транспорту в клетки и аккумуляции на их поверхности. Не менее важен анализ роли микробных комплексов и отдельных штаммов из разных местообитаний в миграции ртути, а также выявление их устойчивости к ртутному загрязнению (Feng et al., 2018).

Цель наших исследований состояла в определении места локализации Hg -резистентных бактерий в зоне влияния крупного оползня на Бурейском водохранилище, оценке их способности разлагать легкодоступные (лактат, пептон) и трудно минерализуемые гумусоподобные ОБ (гумат натрия) при разных концентрациях соли ртути для выявления метаболитов, способствующих образованию токсичной метилртути.

Объекты и методы исследования

Общая характеристика оползня

Водосбор Бурейского водохранилища (БВХ) расположен на территории с очень сложными мерзлотно-гидрогеологическими условиями (Кулаков и др., 2019). При строительстве плотины ГЭС и формировании БВХ некоторые гидрогеологи прогнозировали активизацию экзогенных геологических процессов в виде оползней. Зимний оползень объемом 24.5 млн м³ в декабре 2018 г. обрушился непосредственно в БВХ, перекрыв его на месте схода от берега до берега и фактически создав природную дамбу. Оползень вызвал волну цунами, которая обрушилась на противоположный берег, уничтожила значительную часть леса и привела к полному разрушению почвенного покрова до скальных пород. Весь органо-терригенный материал был смыт в водохранилище (Рис. 1). Площадь разрушенного почвенного покрова составила около 120 га, с нее было смыто порядка 6000 т неразложившихся ОВ органогенно-дерновых и торфянисто-органогенных почв и еще больше тонкодисперсного органического материала (Махинов и др., 2020). Согласно расчетам, объем надводной части оползня превышал 4.5 млн м³, при этом основная его часть находится под водой. Глубина водохранилища на месте схода оползня составляет более 70 м. Длина оползня – 800 м от края до края, высота – от 7.5 до 46 м. Для восстановления поступления воды к ГЭС были проведены взрывные работы; в теле оползня был создан искусственный канал. Описание геологических, геоморфологических и геофизических особенностей Бурейского оползня представлено в серии публикаций (Зеркаль и др., 2019; Кондратьева и др., 2020; Кулаков и др., 2019; Махинов и др., 2019).

Отбор проб воды

Пробы воды БВХ отбирали летом 2022 г. из двух заливов (Первый и Средний Сандар), в которые поступили раздробленная древесина и поверхностный слой почвы, смытый речным цунами, а также из поверхностных и придонных слоев воды выше и ниже тела оползня с использованием классического батометра.

Определение содержания ОВ в воде

Для оценки содержания ОВ в воде водохранилища в районе оползня использовали спектрофотометрический метод (спектрофотометр Shimadzu UV-3600, Япония). При длине волны $\lambda = 254$ нм определяли суммарное содержание растворенных ОВ (ОВ₂₅₄), а при 275 нм – ароматических соединений (ОВ₂₇₅) (Kumar, 2006). Долю ОВ, влияющих на окраску воды за счет водорастворимых фракций гуминовых веществ и их хромофорных групп, определяли при длинах волн 365 и 465 нм (Ширшова и др., 2015).

Микробиологические исследования

В качестве микробиологических показателей присутствия различных ОВ использовали численность эколого-физиологических групп бактерий, культивируемых на различных субстратах. Культивируемые гетеротрофные бактерии (КГБ) определяли на рыбо-пептонном агаре, разбавленном в 10 раз (РПА:10); аммонифицирующие бактерии (АМБ) – на РПА; нитрифицирующие бактерии (НБ) – на крахмал-аммиачном агаре (Кузнецов и Дубинина, 1989); сульфатредуцирующие бактерии (СРБ) на среде Постгейта (Postgate, 1984); бактерии, использующие гуминовые вещества (ГБ) – на среде М9 с добавлением гумата натрия (ГNa) (Герхард и др., 1983). Численность культивируемых бактерий выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ/мл), использовали среднее значение со стандартным отклонением для трех повторностей. Потенциальную активность микробных комплексов (МК) по отношению к различным источникам углерода, включая лактат кальция и гумат натрия, определяли по результатам их культивирования при температуре 23 °С на жидкой среде М9 следующего состава (г/л дистиллированной воды): 1.33 – КН₂РO₄, 2.67 – К₂НРO₄, 1 – NH₄Cl, 2 – Na₂SO₄, 2 – KNO₃, 0.001 – FeSO₄·7H₂O, 0.1 – MgSO₄·7H₂O. Инокулятом служила природная вода из расчета 1:10 (1 часть инокулята к 10 частям питательной среды). Источники углерода использовали в следующих концентрациях: лактат кальция – 2 г/л, ГNa – 0.2 г/л. Рост микроорганизмов (накопление биомассы) на легкодоступных субстратах определяли на 7 сутки фотометрическим методом по изменению оптической плотности культуральной жидкости (КЖ) на КФК-3-01 при длине волны 600 нм (Metris et al., 2006).

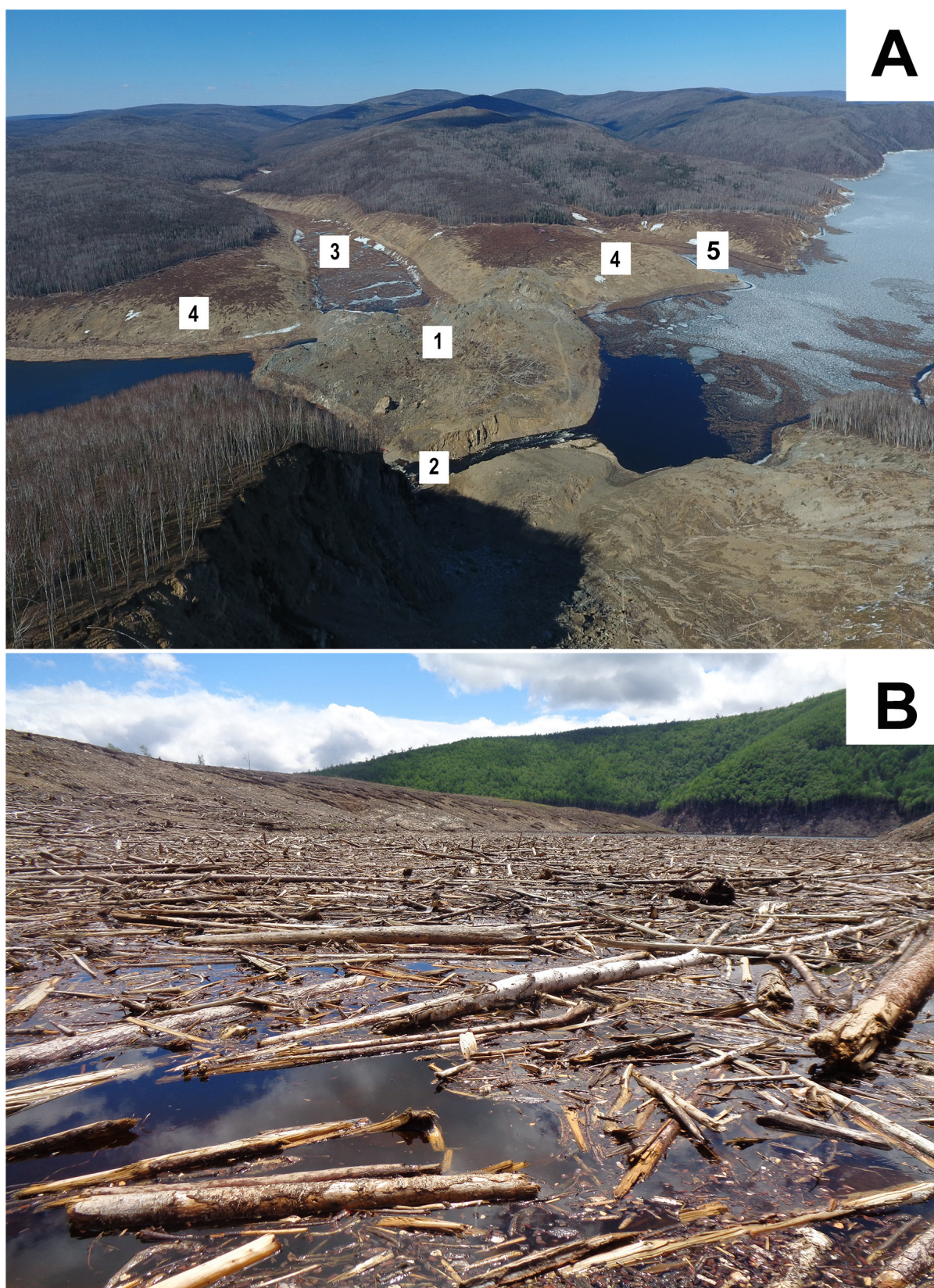


Рис. 1. Общий вид участка Бурейского водохранилища с местом оползня: **А** – фото с дрона общего вида места локализации оползня: 1 – тело оползня, 2 – искусственный канал, 3 – залив Средний Сандар, заполненный древесиной, 4 – участки с разрушенным почвенным покровом и уничтоженным лесом, 5 – залив Первый; **В** – залив Средний Сандар, заполненный древесиной (фото А. Остроухова).

Определение Hg-резистентности *in vitro*

Для определения устойчивости МК к соли ртути на первом этапе исследований использовали две концентрации $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$: 0.0005 и 0.001 мг/л, соответствующие 5 и 10 ПДК для нормирования водных объектов рыбо-хозяйственного назначения¹. Согласно последним исследованиям (Ustiatik et al., 2022), многие штаммы микроорганизмов могут выживать при широком диапазоне концентраций ртути в пределах от 10 до 250 мг/л. Для оценки активности трансформации ГНа были отобраны штаммы из разных местообитаний с максимальной устойчивостью к ртути: *Bacillus* sp. 6 СС изолирован из пробы воды, отобранной в заливе Средний Сандар; *Pseudomonas* sp. 42 НКД выделен из придонной воды ниже канала; *Arthrobacter* sp. 59 ВКД – из придонной воды выше канала. Идентификацию штаммов до рода проводили на основании культурально-морфологических признаков и окраски по Граму (Определитель бактерий Берджи, 1997). На втором этапе исследования Hg-резистентности отдельных штаммов использовали $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ в концентрации 1, 10 и 100 мг/л. Особенности микробной трансформации ГНа в присутствии соли ртути определяли по изменению значений абсорбции КЖ на 30 суток (после ее фильтрации через мембранные фильтры с диаметром пор 0.45 мкм) при разных длинах волн на спектрофотометре SHIMADZU UV-3600. Изменение общего содержания ОВ оценивали при $\lambda = 254$ нм; присутствие ароматических групп – при 275 нм (Kumar, 2006); трансформацию хромофорных групп – при 436 и 465 нм (Ширшова и др., 2015; Chen et al., 2002). В качестве контроля использовали питательную среду с ГНа без инокулята.

Результаты и их обсуждение

Совокупность множества событий, связанных с оползнем (речное цунами, разрушение береговой линии, снос почвенного покрова, уничтожение леса на берегах) оказало существенное влияние на качество воды в Бурейском водохранилище. Результаты этих изменений были зарегистрированы в зимний период по микробиологическим показателям до начала взрывных работ и после них, выше и ниже тела оползня (Kondratyeva et al., 2021). Весь органо-терригенный материал, поступивший в водохранилище после оползня, впоследствии сильно повлиял на состав ОВ, особенно в придонных слоях воды.

Содержание ОВ и численность культивируемых физиологических групп бактерий в летний период 2022 г.

Летом 2022 г. максимальное общее содержание растворенных ОВ_{254} и ароматических соединений ОВ_{275} в БВХ зарегистрировано в придонной воде выше тела оползня (Табл. 1). В поверхностной воде содержание различных ОВ было в 2 раза меньше. Минимальное содержание ОВ в поверхностном слое наблюдали в заливах Первый и Средний Сандар. Такие различия могут быть связаны с присутствием в воде коллоидных фракций ОВ, продуктов разложения растительных остатков, которые отфильтровывались перед проведением спектрофотометрии. Цветность воды зависела от присутствия водорастворимых хромофорных групп ($\lambda = 365, 465$ нм): их содержание было максимальным в придонных водах выше канала на глубине 65 м. На втором месте были поверхностные воды ниже тела оползня, где проточность воды снижалась, а содержание ОВ увеличивалось после дренажа воды сквозь обрушившуюся массу горных пород, почв и растительности.

Спектральный состав ОВ в воде вокруг оползня оказал влияние на структуру МК и численность культивируемых физиологических групп бактерий (КФГБ) (Табл. 2). Максимальная численность КГБ и СРБ установлена в пробах воды из заливов Первый и Средний Сандар. При этом численность СРБ в зал. Ср. Сандар с большим скоплением древесины (Рис. 1В) в два раза превышала этот показатель для зал. Первый. Кроме того, здесь наблюдали высокую численность микроорганизмов, участвующих в цикле азота – аммонифицирующих и нитрифицирующих бактерий. В пробе придонной воды, отобранной выше тела оползня с максимальным содержанием растворенных ОВ_{254} и ОВ_{275} , отмечена высокая численность КГБ и СРБ, но она была значительно ниже, чем в заливах. Это может быть связано с присутствием ОВ, труднодоступных для метаболизма бактерий. В пробах воды, отобранных ниже тела оползня, различия в численности КФГБ в поверхностных и придонных водах были незначительными, вероятно, за счет существующего гидродинамического перемешивания слоев воды после прохождения через узкий канал. В поверхностных водах выше

¹ Приказ Федерального агентства по рыболовству от 26.05.2025 N 296 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

Табл. 1. Спектральная характеристика состава органических веществ в пробах воды в зоне влияния оползня (август 2022 г.).

Шифр пробы	Место отбора	Темпера- тура, °С	Длина волны, нм			
			254	275	365	465
			Спектральная характеристика воды, единицы абсорбции			
ЗП	Залив Первый	19.7	0.260	0.207	0.049	0.007
ПСС	Приток в залив Ср. Сандар	8.2	0.285	0.229	0.055	0.008
ЗСС	Залив Ср. Сандар	18.5	0.163	0.130	0.030	0.003
ВКП	Выше канала, поверхностная	16.5	0.274	0.219	0.051	0.006
НКП	Ниже канала, поверхностная	17.1	0.343	0.277	0.071	0.012
ВКД	Выше канала, придонная (65 м)	11.2	0.415	0.337	0.090	0.022
НКД	Ниже канала, придонная (33 м)	14.8	0.297	0.239	0.063	0.015

Табл. 2. Численность культивируемых физиологических групп бактерий в воде вокруг оползня (август 2022).

Шифр пробы	Место отбора	Численность, КОЕ/мл				
		КГБ	АМБ	НБ	СРБ	ГБ
ЗП	Залив Первый	141 ± 2	82 ± 5	60 ± 1	140 ± 4	46 ± 3
ПСС	Приток в залив Ср. Сандар	57 ± 14	9 ± 3	< 10	24 ± 2	–
ЗСС	Залив Ср. Сандар	151 ± 12	82 ± 4	82 ± 3	282 ± 4	49 ± 3
ВКП	Выше канала, поверхностная	63 ± 14	40 ± 6	22 ± 1	34 ± 2	47 ± 2
НКП	Ниже канала, поверхностная	100 ± 11	25 ± 3	13 ± 1	74 ± 5	31 ± 3
ВКД	Выше канала, придонная (65 м)	75 ± 4	36 ± 1	28 ± 1	80 ± 3	42 ± 3
НКД	Ниже канала, придонная (33 м)	85 ± 3	28 ± 1	29 ± 1	66 ± 3	25 ± 2

тела оползня установлена низкая численность КФГБ, сопоставимая с данными, полученными на этом участке ранее, до схода оползня. Хотя группа бактерий, растущих на агаризованной среде с труднодоступными гуминовыми веществами (ГБ), была малочисленной, все же некоторое увеличение их численности отмечено в заливах и в придонной воде на глубине 65 м.

Адаптационный потенциал микробных комплексов к ртутному загрязнению

На первом этапе исследований для оценки потенциальной способности МК из разных местообитаний утилизировать лактат кальция как единственной источник углерода в присутствии $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$, в качестве инокулята выступала природная вода, отобранная вокруг оползня (Табл. 3). На втором этапе использовали культуральную жидкость (КЖ) после 7-суточной адаптации к концентрации $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ 5 ПДК_{р/х}. Как показано в Табл. 3, МК из заливов фактически не реагировали на использованные концентрации соли ртути. Слабое ингибирование роста на лактате отмечено у МК из подземного источника, впадающего в зал. Средний Сандар. Эффект стимулирования роста у МК из поверхностных вод выше канала наблюдали по мере увеличения концентрации ртути в 5 раз. Другие МК не проявляли ярко выраженных ответных реакций на присутствие соли $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ по сравнению с контролем.

На втором этапе адаптации к концентрации соли ртути в 5 ПДК было установлено явное стимулирование роста у МК из заливов и придонных слоев воды. Снижение активности по сравнению с первым этапом адаптации отмечено у МК из поверхностных вод. Принимая во внимание значительный вклад СРБ в структуру сообщества (Табл. 2) микроорганизмов из заливов, можно предполагать, что они могут выступать в роли главных метиляторов ртути при скоплении древесных остатков.

Ранее было показано, что при совместном росте СРБ (*D. desulfuricans*) и метаногенов (*Methanococcus maripaludis*), участвующих в процессе разложения растительных остатков, происходит активизация метилирования ртути при росте на лактате и без сульфата. По отдельности в монокультуре эти бактерии не могли расти на данном источнике углерода и метилировать ртуть (Yu et al., 2010). Экспериментальные исследования по оценке экологического риска ртутного загрязнения водохранилища «Три ущелья» (КНР) при разных концентрациях кислорода также подтвердили, что при факультативно-анаэробных условиях рост СРБ сопровождался активным метилированием ртути (Cao et al., 2021). Таким образом, в придонных слоях воды при седиментации растительных остатков возникают предпосылки для метанообразования и метилирования ртути.

Табл. 3. Показатели двухэтапной адаптации микробных сообществ вокруг оползня к ртутному загрязнению.

Шифр пробы	1 этап (исходные МК, соль ртути в концентрации 1 и 5 ПДК _{р/х})			2 этап (инокулят КЖ после 1 этапа адаптации к ртутному загрязнению в 5 ПДК)	
	Лактат (контроль)	Лактат + Hg 1 ПДК	Лактат + Hg 5 ПДК	Лактат (контроль)	Лактат + Hg 5 ПДК
ЗП	0.044 ± 0.001	0.044 ± 0.001	0.046 ± 0.001	0.061 ± 0.001	0.079 ± 0.001
ПСС	0.050 ± 0.001	0.046 ± 0.001	0.037 ± 0.001	0.079 ± 0.001	0.088 ± 0.001
ЗСС	0.028 ± 0.001	0.028 ± 0.001	0.027 ± 0.001	0.049 ± 0.001	0.080 ± 0.001
ВКП	0.032 ± 0.001	0.047 ± 0.002	0.051 ± 0.002	0.028 ± 0.001	0.022 ± 0.001
НКП	0.030 ± 0.001	0.024 ± 0.001	0.039 ± 0.001	0.092 ± 0.001	0.059 ± 0.001
ВКД	0.050 ± 0.003	0.046 ± 0.002	0.044 ± 0.001	0.038 ± 0.002	0.072 ± 0.001
НКД	0.048 ± 0.001	0.031 ± 0.001	0.046 ± 0.001	0.095 ± 0.001	0.089 ± 0.001

Устойчивость отдельных штаммов к ртутному загрязнению

Из проб воды с разных участков БВХ вокруг оползня выделено 62 штамма микроорганизмов, которые активно росли на агаризованных питательных средах с азотсодержащими ОВ в присутствии 10 мг/л соли ртути ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$). Около 50% из них оказались устойчивыми к 100 мг/л этой соли. Максимальное количество устойчивых к ртути штаммов изолировано из придонных вод, отобранных с глубины 65 м (ВКД), где происходила активная седиментация взвесей с вышерасположенных участков БВХ и смытых волной цунами почв и горных пород.

Высокой Hg-устойчивостью (до 100 мг/л) обладали 10 штаммов, выделенных на селективных средах для СРБ с лактатом из заливов Первый и Средний Сандар, в которых скопилась затопленная древесина, а также из придонных слоев воды выше и ниже тела оползня. Штаммы, выделенные из поверхностных слоев воды, потенциально способные к сульфатредукции, оказались менее устойчивыми к повышенной концентрации ртути.

После предварительной адаптации штаммов на жидкой питательной среде к концентрации ртути 10 мг/л отмечено изменение их культурально-морфологических признаков. При культивировании штаммов, выделенных из заливов и из придонной воды, на агаризованной среде с высокой концентрацией ртути 100 мг/л, у них изменялся метаболизм пигментов – палевый цвет менялся на бурый. При снятии биомассы колонии с поверхности субстрата обнаружено его интенсивное окрашивание от темно-красного до фиолетового цвета. Такие изменения могут быть связаны с образованием сульфида ртути (HgS): возможно, таким образом происходит выведение ртути в окружающую среду после ее биоаккумуляции в микробной биомассе. Недавние исследования показали, что сульфид ртути повсеместно распространен в природе в форме наночастиц, которые метилируются микроорганизмами в нейротоксичную метилртуть (Cai et al., 2025). Этот эффект связан с бактериальной сульфатредукцией и образованием сероводорода (H_2S). Известно, что H_2S является важной и эндогенно генерируемой сигнальной молекулой, подобно другим низкомолекулярным сигнальным агентам (оксиду азота, оксиду углерода), которые вырабатываются многими организмами (Fukuto et al., 2020).

Долгое время сульфид ртути считался высоко инертным соединением и крупнейшим резервуаром Hg в литосфере (Lei et al., 2022). Однако с развитием аналитических методов наночастицы HgS были обнаружены в различных экологических матрицах и организмах. Образование, присутствие и метилирование наночастиц HgS тесно связаны с факторами окружающей среды, особенно с растворенными ОВ. Первые исследования *in vitro* доказали высокую биодоступность наночастиц HgS , выступающих в роли предшественников метилртути (Cai et al., 2025).

В наших исследованиях из придонных слоев воды с глубины 65 м на агаризованной среде для СРБ выделено богатое разнообразие штаммов: среди них встречались пигментированные, слизистые и морщинистые колонии, образующие субстратный мицелий. На средах, содержащих соль ртути, некоторые штаммы вызвали флуоресценцию питательной среды. Эффект флуоресценции в средах, содержащих ионы ртути, наблюдали при взаимодействии с некоторыми полимерными гелями, в которых присутствовали тиоловые и бензольные группы, а также нафтоамидные арены (Abraham et al., 2018; Lin et al., 2017). Вероятно, выделенные нами из придонных слоев воды штаммы продуцировали слизистые полимеры с указанными функциональными группами, которые взаимодействовали со ртутью. Фактически эффект флуоресценции в средах может служить идентификационным признаком для некоторых представителей СРБ.

При изучении генетических, эволюционных и биохимических аспектов метилирования ртути был расширен круг местообитаний, имеющих потенциал к производству MeHg , включая оттаивающие почвы многолетней мерзлоты, прибрежные зоны водных объектов, сельскохозяйственные почвы и экстремальные анаэробные среды (Gilmour et al., 2013; Hsu-Kim et al., 2013). Установлено, что метилаторы Hg являются в основном гетеротрофными бактериями, которые используют сульфат, железо и диоксид углерода (CO_2) в качестве конечных акцепторов электронов.

Особенности метаболизма Hg-резистентных штаммов

Для оценки роли отдельных представителей МК в трансформации легкодоступных субстратов (лактат, пептон) и трудно минерализуемых производных гуминовых веществ (ГNa) в условиях ртутного загрязнения в качестве инокулята были выбраны 5 штаммов Hg-резистентных гетеротрофных бактерий, выделенных из воды БВХ из разных местообитаний (Табл. 4). Эти штаммы оказались резистентными к концентрации 10 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$, но отличались по своей устойчивости к концентрации 100 м.

Табл. 4. Общая характеристика штаммов микроорганизмов, участвующих в трансформации гумата натрия *in vitro* в присутствии разных концентраций ртути. Рост колоний на агаризованной среде: «+++» – интенсивный рост, как в контроле без ртути; «++» – слабый рост; «–» – отсутствие роста.

Штамм	Место выделения	Питательная среда	Морфотип колонии	Hg-резистентность	
				10 мг/л	100 мг/л
<i>Bacillus</i> sp. 6 СС	Залив Средний Сандар	Постгейта	Палевая, слизистая	+++	++
<i>Pseudomonas</i> sp. 42 НКД	Ниже канала, придонная вода, 33 м	Постгейта	Палевая, матовая	+++	++
<i>Actinomyces</i> sp. 45 ВКД	Выше канала, придонная вода, 65 м	РПА	Серая, складчатая	+++	–
<i>Bacillus</i> sp. 48 ВКД	Там же	РПА	Желтая, слизистая	+++	+++
<i>Arthrobacter</i> sp. 59 ВКД	Там же	Постгейта	Оранжевая, слизистая	+++	++

Исследования влияния соли ртути на метаболизм микроорганизмов проведены для двух групп штаммов с использованием легкодоступных лактата кальция и пептона и трудно минерализуемого гумата натрия. Первую группу составляли три штамма из разных местообитаний: *Bacillus* sp. 6 СС из зал. Средний Сандар; *Pseudomonas* sp. 42 НКД из придонных вод ниже канала; *Arthrobacter* sp. 59 ВКД из придонных вод выше канала. Они росли на агаризованной среде для сульфатредуцирующих бактерий в присутствии 10 и 100 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$.

Вторую группу составляли два штамма с более низкой Hg-резистентностью, выделенные из придонной воды с глубины 65 м выше искусственного канала: *Actinomyces* sp. 45 ВКД и *Arthrobacter* sp. 59 ВКД, которых тестировали при содержании более низких концентраций соли ртути (1 и 10 мг/л) на тех же источниках углерода.

Самым активным при утилизации лактата в качестве источника углерода оказался штамм *Pseudomonas* sp. 42 НКД, обладающий максимальной Hg-резистентностью при концентрации 100 мг/л (Табл. 5). Достаточно высокой резистентностью обладал и *Bacillus* sp. 6 СС. Штамм *Arthrobacter* sp. 59 ВКД не утилизировал лактат.

Результаты исследования штаммов второй группы (*Actinomyces* sp. 45 ВКД и *Bacillus* sp. 48 ВКД) с низкой ртутьрезистентностью на двух легкодоступных субстратах (лактат, пептон) приведены в Табл. 6.

При использовании легкодоступных ОВ в качестве источника углерода без добавления ртути самым активным штаммом оказался *Bacillus* sp. 48 ВКД. При внесении 1 мг/л и 10 мг/л соли Hg максимальную резистентность проявлял этот же штамм. Кроме того, при повышении концентрации ртути до 10 мг/л активность роста этого штамма увеличивалась.

Совсем иные ответные реакции на присутствие ртути были обнаружены у штаммов при их культивировании на ГNa. При концентрации соли ртути 10 мг/л между штаммами не отмечали различий; максимальные различия в спектральной характеристике КЖ наблюдали при концентрации соли ртути 100 мг/л (Рис. 2).

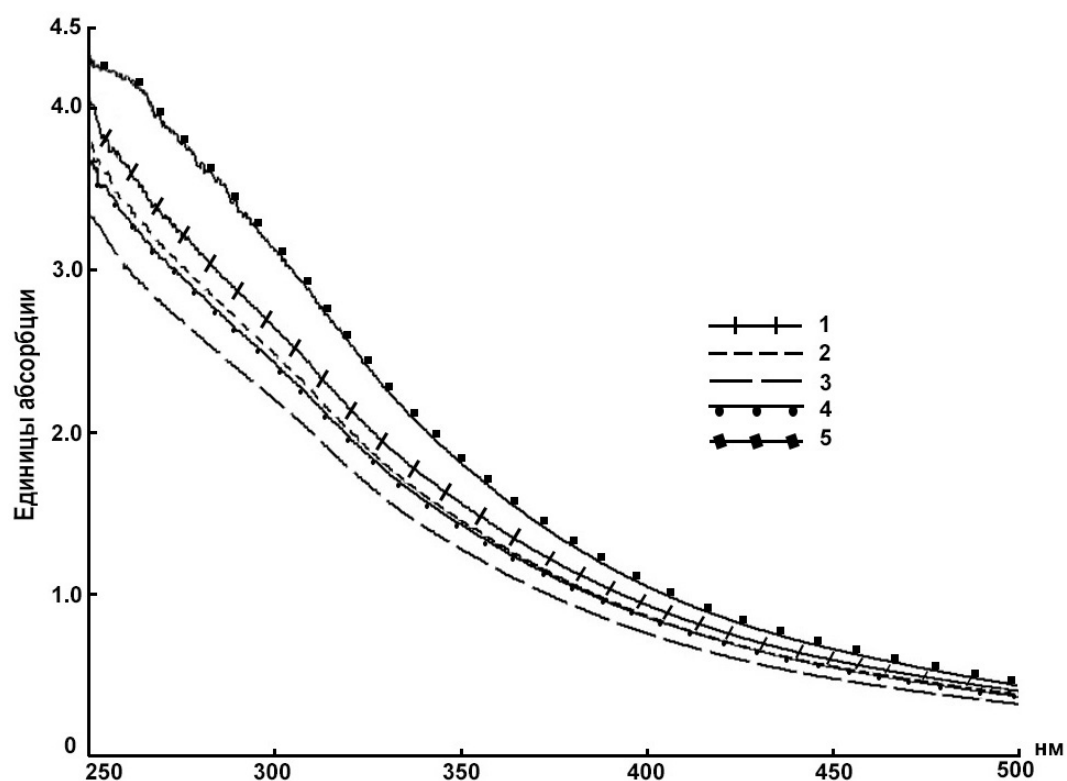
Менее активным относительно контроля без соли ртути оказался штамм *Bacillus* sp. 6 СС из зал. Средний Сандар. Два других штамма, изолированные из придонных вод (*Pseudomonas* sp. 42 НКД – ниже канала, *Arthrobacter* sp. 59 ВКД – выше канала), отличались своей активностью по отношению к разным составляющим ГNa. Так, *Pseudomonas* sp. 42 НКД активно потреблял алифатические и ароматические компоненты, а также хромофорные группы молекулы ГNa. По спектральным характеристикам особенность метаболизма *Arthrobacter* sp. 59 ВКД состояла в накоплении этих компонентов в питательной среде. Можно предположить, что при участии *Pseudomonas* sp. 42 НКД в придонных водах в ходе трансформации гуминовых соединений их

Табл. 5. Использование лактата штаммами *Bacillus* sp. 6 СС, *Pseudomonas* sp. 42 НКД, *Arthrobacter* sp. 59 ВКД при ртутном загрязнении.

Штаммы	Лактат	Лактат + Hg 10 мг/л	Лактат + Hg 100 мг/л
Контроль	0.045	0.047	0.050
<i>Bacillus</i> sp. 6 СС	0.059 ± 0.001	0.062 ± 0.001	0.065 ± 0.001
<i>Pseudomonas</i> sp. 42 НКД	0.072 ± 0.002	0.083 ± 0.002	0.087 ± 0.002
<i>Arthrobacter</i> sp. 59 ВКД	0.045 ± 0.001	0.047 ± 0.001	0.051 ± 0.001

Табл. 6. Утилизация лактата и пептона штаммами из разных местообитаний в условиях ртутного загрязнения.

Штамм	Лактат			Пептон		
	Без Hg	+ 1 мг/л Hg	+ 10 мг/л Hg	Без Hg	+ 1 мг/л Hg	+ 10 мг/л Hg
Контроль	0.040	0.042	0.043	0.041	0.043	0.043
45 ВКД	0.065 ± 0.002	0.068 ± 0.002	0.072 ± 0.002	0.075 ± 0.002	0.078 ± 0.002	0.076 ± 0.002
48 ВКД	0.078 ± 0.003	0.086 ± 0.003	0.096 ± 0.003	0.086 ± 0.003	0.101 ± 0.004	0.112 ± 0.005

**Рис. 2.** Спектральная характеристика микробной трансформации гумата натрия в присутствии 100 мг/л $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$: 1 – штамм *Arthrobacter* sp. 59 ВКД; 2 – штамм *Bacillus* sp. 6 СС; 3 – штамм *Pseudomonas* sp. 42 НКД; 4, 5 – контроль (гумат натрия с концентрацией соли ртути 100 мг/л и без соли ртути соответственно).

ароматическая составляющая вовлекалась в процессы метилирования ртути; так проявлялась ответная реакция на стресс ртутного загрязнения. В этом случае гуминоподобные ОВ не только стимулировали микробиологическую активность, но и могли выступать донорами метильных групп и способствовать метилированию ртути.

В недавних исследованиях (Cao et al., 2021) на примере двух штаммов бактерий из рода *Pseudomonas* (*P. fluorescens*, *P. putida*) было показано, что после метилирования ртути может происходить деметилирование и снижение содержания MeHg. Такая микробная трансформация ртути рассматривается авторами как пассивная реакция на стресс, которая зависит от концентрации ртути и порога переносимости бактериями MeHg. Доказано, что аэробное метилирование ртути менее эффективно, чем аналогичный процесс в условиях сульфатредукции.

При трансформации ГНа ответные реакции штаммов *Actinomyces* sp. 45 ВКД и *Bacillus* sp. 48 ВКД также различались в зависимости от концентрации ртути в питательной среде. Незначительные изменения в спектральной характеристике КЖ у обоих штаммов относительно контроля наблюдали в области общего содержания ОВ и их ароматической составляющей при концентрации 1 мг/л. Снижение содержания хромофорных групп при этой концентрации отмечено только при участии *Bacillus* sp. 48 ВКД. Рост у штамма *Actinomyces* sp. 45 ВКД при концентрации ртути 10 мг/л отсутствовал, а изменение метаболизма штамма *Bacillus* sp. 48 ВКД при этой концентрации ртути наблюдали при всем диапазоне длин волн КЖ. В водной среде при использовании стойких органических веществ в виде ГНа штамм *Actinomyces* sp. 45 ВКД также оказался менее резистентным, как это было отмечено при первом тестировании на агаризованных средах (Табл. 4).

Проведенные исследования показали, что в одних и тех же условиях штаммы, выделенные из одного местообитания, отличались своей Hg-резистентностью. Кроме того, штамм *Actinomyces* sp. 45 ВКД проявил способность к формированию биопленок на поверхности частиц горных пород и выщелачиванию в водный раствор различных химических элементов, включая Al, Ca, Mg, Mn (Konratyeva et al., 2024). Его функциональная активность была сопоставима с интенсивностью выщелачивания элементов *in vitro* из нестерильной породы при участии природного микробного консорциума.

Часто разрушение горных пород на склонах рассматривают как результат химической эрозии (Qu et al., 2018; Zhang et al., 2017). Однако недавно появились доказательства взаимосвязи между микробными сообществами и обрушением оползней (Błońska et al., 2018). В результате колебаний уровня воды в водохранилище и биогеохимических процессов тело оползня будет активно разрушаться, а в водную среду могут поступать продукты трансформации горных пород и метаболиты биопленок, развивающихся в поровом пространстве. Среди этих метаболитов могут присутствовать предшественники метильных радикалов. Некоторые микроорганизмы, входящие в состав природных консорциумов, участвуют в метилировании ртути, а другие поставляют в водную среду элементы, обеспечивающие активность ферментов полного цикла ртути.

Таким образом, вокруг тела оползня происходят сложные биогеохимические процессы, в которые вовлечены разные группы микроорганизмов. Прогнозирование их поведения в таких условиях – весьма сложная задача. Однако проведенные исследования показали, что существует множество предпосылок для экологического риска метилирования ртути в донных отложениях Бурейского водохранилища на участке схода оползня.

Заключение

Проведенные исследования функциональной активности водных микробных комплексов в зоне влияния Бурейского оползня показали, что чувствительными индикаторами ртутного загрязнения выступают сульфатредуцирующие бактерии, присутствующие в заливах с затопленной древесиной и в придонных слоях воды выше тела оползня на глубине 65 м. Из 62 штаммов бактерий, выделенных из разных местообитаний, 50% оказались резистентными к соли ртути в концентрации 100 мг/л. На примере 5 штаммов с разной степенью устойчивости к нитрату ртути (II) показана их способность утилизировать легкодоступные источники углерода (лактат, пептон). Наиболее активные из них были изолированы из придонных слоев воды на селективной среде для сульфатредуцирующих бактерий. Предполагается, что вокруг оползня на участках седиментации может происходить активная миграция ртути из размельченных горных пород и ее переход в растворенное состояние при участии активных метиляторов ртути – сульфатредуцирующих бактерий. Hg-резистентность отдельных штаммов служит индикатором устойчивости микроорганизмов к новым условиям, сформировавшимся в зоне влияния оползня, и позволяет оценить

степень экологического риска при трансформации гуминовых веществ за счет образования метаболитов с метильной группой и последующим метилированием ртути.

Экспериментально показаны различия в метаболизме гумата натрия штаммами, выделенными выше и ниже тела оползня из придонных слоев воды. Согласно спектральным характеристикам, особенность метаболизма *Arthrobacter* sp. 59 ВКД состояла в накоплении в водной среде алифатических, ароматических и хромофорных групп при трансформации ГNa в присутствии соли ртути. В таких же условиях штамм *Pseudomonas* sp. 42 НКД активно потреблял алифатические и ароматические компоненты ГNa, а также хромофорные группы молекулы. Можно предположить, что при участии *Pseudomonas* sp. 42 НКД ароматическая составляющая гуминовых соединений вовлекается в процессы метилирования ртути как следствие ответной реакции на стресс ртутного загрязнения.

Выделение штаммов из конкретных местообитаний в сочетании со спектральными методами исследования продуктов трансформации стойких гуминовых веществ дает возможность оценить способности роста и метаболизма микроорганизмов в присутствии ртути, мигрирующей из горных пород, и прогнозировать риск накопления летучих ароматических соединений и носителей хромофорных групп для более целостной оценки экологического состояния водохранилища после крупного оползня. Поступление в донные отложения трудно разлагаемых ОВ растительного происхождения с территории водосбора, лимитирование содержания кислорода в контактной зоне вода–дно способствуют формированию условий для активизации процессов метилирования ртути, увеличивают ее подвижность и токсичность. Сульфатредуцирующие бактерии с повышенной Hg-резистентностью выступают в качестве индикаторов экологического риска ртутного загрязнения в зоне влияния Бурейского оползня.

Список литературы

- Герхардт, Ф., Мюррей, Р., Костилоу, Р., Нестер, Е., Вуд, В., Крейг, Н., Филлипс, Г., 1983. Методы общей бактериологии. Т. 1. Мир, Москва, СССР, 536 с.
- Зеркаль, О.В., Махинов, А.Н., Кудымов, А.В., Харитонов, М.Е., Фоменко, И.К., Барыкина, О.С., 2019. Буреинский оползень 11 декабря 2018 г. Условия формирования и особенности механизма развития. *ГеоРиск* 13 (4), 18–30. <https://doi.org/10.25296/19910.25296/1997-8669-2019-13-4-18-303-4-18-30>
- Кондратьева, Л.М., Литвиненко, З.Н., Филиппова, Г.М., 2020. Экологический риск образования летучих органических веществ после крупного оползня. *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология* 3, 167–174. <https://doi.org/10.31857/S0869780920030030>
- Кузнецов, С.И., Дубинина, Г.А., 1989. Методы изучения водных микроорганизмов. Москва, Наука, СССР, 289 с.
- Кулаков, В.В., Махинов, А.Н., Ким, В.И., Остроухов, А.В., 2019. Катастрофический оползень и цунами в водохранилище Бурейской ГЭС (бассейн Амура). *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология* 3, 12–20. <https://doi.org/10.31857/S0869-78092019312-20>
- Махинов, А.Н., Ким, В.И., Остроухов, А.В., Матвеев, Д.В., 2019. Крупный оползень в долине реки Бурей и цунами в водохранилище Бурейской ГЭС. *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук* 2, 35–44. <https://doi.org/10.25808/08697698.2019.204.2.004>
- Махинов, А.Н., Махинова, А.Ф., Левшина, С.И., 2020. Оценка смыва водно-ледяным цунами почвенного покрова и качество воды в районе оползня на Бурейском водохранилище. *Метеорология и гидрология* 11, 64–73.
- Определитель бактерий Берджи. Т. 1, 1997. Хоулт. Дж. и др. (ред.). Мир, Москва, СССР, 429 с.
- Ширшова, Л.Т., Гиличинский, Д.А., Остроумова, Н.В., Ермолаев, А.М., 2015. Применение спектрофотометрии для определения содержания гуминовых веществ в многолетнемерзлых отложениях. *Криосфера Земли* 19 (4), 107–113.

- Amusan, B.O., Adeleke, S.O., Koleosho, A.F., 2024. Assessment of the ecological status of an ancient reservoir using macroinvertebrate assemblage and water quality parameters. *The Journal of Basic and Applied Zoology* **85**, 32. <https://doi.org/10.1186/s41936-024-00384-8>
- Abraham, A.M., Kumar, S.V., Alhassan, S.M., 2018. Porous sulphur copolymer for gas-phase mercury removal and thermal insulation. *Chemical Engineering Journal* **332**, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.069>
- Bakour, I., Isaure, M-P, Barrouilhet, S., Goñi-Urriza, M., Monperrus, M., 2025. Mercury interaction with S-containing molecules: implications for methylation and demethylation processes in a sulfate reducing bacteria. *Frontiers in Environmental Chemistry* **6**, e1559968. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2025.1559968>
- Biney, E.E., Gyamfi, Ch., Karikari, A.Y., Darko, D., 2025. Reservoir ecological health assessment Methods: A systematic review. *Ecological Indicators* **171**, e113130.
- Bońska, E., Lasota, J., Piasczyk, W., Wiecheć, M., Klamerus-Iwan, A., 2018. The effect of landslide on soil organic carbon stock and biochemical properties of soil. *Journal of Soils and Sediments* **18**, 2727–2737. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1775-4>
- Cai, W., Dang, F., Wang, Y., 2025. Uptake and efflux of mercury sulfide nanoparticles in *Escherichia coli*. *Journal of Hazardous Materials* **492**, e138143. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138143>
- Cao, D., Chen, W., Xiang, Y., Mi, Q., Liu, H. et al., 2021. The efficiencies of inorganic mercury bio-methylation by aerobic bacteria under different oxygen concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **207**, e111538. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111538>
- Chen, J., Gu, B., Leboeuf, E.J., Pan, H., Dai, Sh., 2002. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere* **48** (1), 59–68. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(02\)00041-3](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00041-3)
- Feng, X., Meng, B., Yan, H., Fu, X., Yao, H., Shang, L., 2018. Biogeochemical cycle of mercury in reservoir systems in Wujiang River Basin, Southwest China. Science Press and Springer Nature Singapore, Singapore, 420 p. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-6719-8>
- Fukuto, J.M., Vega, V.S., Works, C., Lin, J., 2020. The chemical biology of hydrogen sulfide and related hydropersulfides: interactions with biologically relevant metals and metalloproteins. *Current Opinion in Chemical Biology* **55**, 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2019.11.013>
- Gilmour, C.C., Podar, M., Bullock, A.L., Graham, A.M., Brown, S.D. et al., 2013. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments. *Environmental Science and Technology* **47**, 11810–11820. <https://doi.org/10.1021/es403075t>
- Hsu-Kim, H., Kucharzyk, K.H., Zhang, T., Deshusses, M.A., 2013. Mechanisms regulating mercury bioavailability for methylating microorganisms in the aquatic environment: A critical review. *Environmental Science and Technology* **47**, 2441–2456. <https://doi.org/10.1021/es304370g>
- Kerin, E.J., Gilmour, C.C., Roden, E., Suzuki, M.T., Coates, J.D., Mason, R.P., 2006. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* **72**, 7919–7921. <https://doi.org/10.1128/AEM.01602-06>
- Kondratyeva, L.M., Litvinenko, Z.N., Andreeva, D.V., Bashkurova, A.S., 2021. Change in abundance and activity of microbocenoses in the area of influence of a large landslide at the Bureyskoye Reservoir. *Inland Water Biology* **14** (3), 274–283. <https://doi.org/10.1134/S1995082921030081>

- Kondratyeva, L.M., Andreeva, D.V., Golubeva, E.M., Litvinenko, Z.N., 2024. Biogeochemical aspects of transformation of humic substances and silicate rocks during freezing–thawing. *Geochemistry International* **62**, 760–771. <https://doi.org/10.1134/S0016702924700356>
- Kuehne, L.M., Olden, J.D., Strecker, A.L., Lawler, J.J., Theobald, D.M., 2017. Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* **15** (4), 197–205. <https://doi.org/10.1002/fee.1483>
- Kumar, S., 2006. Organic chemistry. Spectroscopy of organic compounds. Guru Nanak Dev University, Amritsar, India. 265 p.
- Lehnherr, I., St Louis, V.L., Hintelmann, H., Kirk, J.L., 2011. Methylation of inorganic mercury in polar marine waters. *Nature Geoscience* **4**, 298–302. <https://doi.org/10.1038/ngeo1134>
- Lei, P., Zou, N., Liu, Y., Cai, W., Wu, M., Tang, W., Zhong, H., 2022. Understanding the risks of mercury sulfide nanoparticles in the environment: formation, presence, and environmental behaviors. *Journal of Environmental Sciences* **119**, 78–92. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.02.017>
- Lima, A.C., Siyanda, D., Wrona, F.J., 2023. A roadmap for multiple stressors assessment and management in freshwater ecosystems. *Environmental Impact Assessment Review* **102**, e107191. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107191>
- Lin, H., Ascher, D.B., Myung, Y., Lamborg, C.H., Hallam, S.J. et al., 2021. Mercury methylation by metabolically versatile and cosmopolitan marine bacteria. *International Society for Microbial Ecology Journal* **15** (6), 1810–1825. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00889-4>
- Lin, Q., Mao, P.P., Fan, Y.Q., Liu, L., Liu, J. et al., 2017. A novel supramolecular polymer gel based on naphthalimide functionalized-pillar[5]arene for the fluorescence detection of Hg²⁺ and I- and recyclable removal of Hg²⁺ via cation-π interactions. *Soft Matter* **39**, 7085–7089. <https://doi.org/10.1039/C7SM01447C>
- Liu, X., Wang, Y., Meng, X., Zhang, C., Chen, Z., 2023. Improved method for benthic ecosystem health assessment by integrating chemical indexes into multiple biological indicator species – A case study of the Baiyangdian Lake, China. *Journal of Environmental Management* **335**, e117530. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117530>
- Maia, L.F.O., Hott, R.C., Ladeira, P.C.C., Batista, B.L., Andrade, T.G. et al., 2019. Simple synthesis and characterization of L-Cystine functionalized delta-FeOOH for highly efficient Hg(II) removal from contaminated water and mining waste. *Chemosphere* **215**, 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.072>
- Margesin, R., Collins, T., 2019. Microbial ecology of the cryosphere (glacial and permafrost habitats): current knowledge. *Applied Microbiology and Biotechnology* **103**, 2537–2549. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09631-3>
- Mazur, R., Jakubiak, M., Santos, L., 2024. Environmental factors affecting the efficiency of water reservoir restoration using microbiological biotechnology. *Sustainability* **16** (1), e266. <https://doi.org/10.3390/su16010266>
- Metris, A., George, S., Baranyi, J., 2006. Use of optical density detection times to assess the effect of acetic acid on single-cell kinetics. *Applied and Environmental Microbiology* **72** (10), 6674–6679. <https://doi.org/10.1128/AEM.00914-06>
- O'Connor, D., Hou, D.Y., Ok, Y.S., Mulder, J., Duan, L. et al., 2019. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: A critical review. *Environmental International* **126**, 747–761. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.019>

- Palma, P., Penha, A., Novais, M., Fialho, S., Lima, A. et al., 2021. Water-sediment physicochemical dynamics in a large reservoir in the Mediterranean region under multiple stressors. *Water* **13** (5), 707. <https://doi.org/10.3390/w13050707>
- Poikane, S., Herrero, F.S., Kelly, M.G., Borja, A., Birk, S., Van de Bund, W., 2020. European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment* **740**, e140075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075>
- Postgate, J.R., 1984. The sulphate reducing bacteria. 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 224 p.
- Qu, D., Li, D., Li, X., Luo, Y., Xu, K., 2018. Damage evolution mechanism and constitutive model of freeze-thaw yellow sandstone in acidic environment. *Cold Regions Science and Technology* **155**, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2018.07.012>
- Regnell, O., Watras, C.J., 2019. Microbial mercury methylation in aquatic environments: A critical review of published field and laboratory studies. *Environmental Science & Technology* **53** (1), 4–19. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02709>
- Schofield, K.A., Alexander, L.C., Ridley, C.E., Vanderhoof, M.K., Fritz, K.M. et al., 2018. Biota connect aquatic habitats throughout freshwater ecosystem mosaics. *Journal of the American Water Resources Association* **54** (2), 372–399. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12634>
- Scheuhammer, A., Meyer, M., Sandheinrich, M., Murray, M., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* **36** (1), 12–19. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:eoemot\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:eoemot]2.0.co;2)
- Singh, S., Kumar, V., Gupta, P., Ray, M., 2022. The trafficking of Hg(II) by alleviating its toxicity via *Citrobacter* sp. IITISM25 in batch and pilot-scale investigation. *Journal of Hazardous Materials* **433** (5), e128711. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128711>
- Sonke, J.E., Heimbürger, L.E., Dommergue, A., 2013. Mercury biogeochemistry: Paradigm shifts, outstanding issues and research needs. *Comptes Rendus Geoscience* **345**, 213–224. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2013.05.002>
- Suresh, K., Tang, T., Van Vliet, M.T.H., Bierkens, M.F.P., Strokal, M., Sorger-Domenigg, F., Wada, Y., 2023. Recent advancement in water quality indicators for eutrophication in global freshwater lakes. *Environmental Research Letters* **18** (6), e063004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd071>
- Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31** (3), 241–293. <https://doi.org/10.1080/20016491089226>
- Ustiatik, R., Nuraini, Y., Suharjono, S., Jeyakumar, P., Anderson, C.W.N., Handayanto, E., 2022. Mercury resistance and plant growth promoting traits of endophytic bacteria isolated from mercury-contaminated soil. *Bioremediation Journal* **26** (3), 208–227. <https://doi.org/10.1080/10889868.2021.1973950>
- Velásquez, L., Dussan, J., 2009. Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *Journal of Hazardous Materials* **167**, 713–716. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.044>
- Wang, J.X., Feng, X.B., Anderson, C.W.N., Xing, Y., Shang, L.H., 2012. Remediation of mercury contaminated sites – A review. *Journal of Hazardous Materials* **221–222**, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035>

- Waples, J.S., Nagy, K.L., Aiken, G.R., Ryan, J.N., 2005. Dissolution of cinnabar (HgS) in the presence of natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **69** (6), 1575–1588. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2004.09.029>
- Xiao, H., Mao, C., Wang, S., Jia, Z., Rao, W., 2023. Seasonal variation and provenance of organic matter in the surface sediments of the Three Gorges reservoir: Stable isotope analysis and implications for agricultural management. *The Science of the Total Environment* **870**, e161886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161886>
- Yu, R.-Q., Adatto, I., Montesdeoca, M.R., Driscoll, C.T., Hines, M.E., Barkay, T., 2010. Mercury methylation in *Sphagnum* moss mats and its association with sulfate-reducing bacteria in an acidic Adirondack forest lakewetland. *FEMS Microbiology Ecology* **74** (3), 655–668. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00978.x>
- Zhang, D., Liu, E., Liu, X., Zhang, G., Song, B., 2017. A new strength criterion for frozen soils considering the influence of temperature and coarse-grained contents. *Cold Regions Science and Technology* **143** (4), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2017.08.006>
- Zhang, B., Chen, T., Guo, J., Wu, M., Yang, R. et al., 2020. Microbial mercury methylation profile in terminus of a high-elevation glacier on the northern boundary of the Tibetan Plateau. *Science of The Total Environment* **708**, e135226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135226>
- Zona, D., 2016. Long-term effects of permafrost thaw. *Nature* **537** (7622), 625–626. <https://doi.org/10.1038/537625a>
- Zwahlen, R., 2022. Reservoirs as habitats. In: Kolditz, O., LaMoreaux J.W. (eds.), *Assessing the environmental impacts of hydropower projects (Environmental Earth Sciences)*. Springer Nature Switzerland, Switzerland, 369–385. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-91185-0>

References

- Amusan, B.O., Adeleke, S.O., Koleosho, A.F., 2024. Assessment of the ecological status of an ancient reservoir using macroinvertebrate assemblage and water quality parameters. *The Journal of Basic and Applied Zoology* **85**, 32. <https://doi.org/10.1186/s41936-024-00384-8>
- Abraham, A.M., Kumar, S.V., Alhassan, S.M., 2018. Porous sulphur copolymer for gas-phase mercury removal and thermal insulation. *Chemical Engineering Journal* **332**, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.069>
- Bakour, I., Isaure, M-P, Barrouilhet, S., Goñi-Urriza, M., Monperrus, M., 2025. Mercury interaction with S-containing molecules: implications for methylation and demethylation processes in a sulfate reducing bacteria. *Frontiers in Environmental Chemistry* **6**, e1559968. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2025.1559968>
- Biney, E.E., Gyamfi, Ch., Karikari, A.Y., Darko, D., 2025. Reservoir ecological health assessment Methods: A systematic review. *Ecological Indicators* **171**, e113130.
- Błońska, E., Lasota, J., Piaszczyk, W., Wiecheć, M., Klamerus-Iwan, A., 2018. The effect of landslide on soil organic carbon stock and biochemical properties of soil. *Journal of Soils and Sediments* **18**, 2727–2737. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1775-4>
- Cai, W., Dang, F., Wang, Y., 2025. Uptake and efflux of mercury sulfide nanoparticles in *Escherichia coli*. *Journal of Hazardous Materials* **492**, e138143. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138143>

- Cao, D., Chen, W., Xiang, Y., Mi, Q., Liu, H. et al., 2021. The efficiencies of inorganic mercury bio-methylation by aerobic bacteria under different oxygen concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **207**, e111538. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111538>
- Chen, J., Gu, B., Leboeuf, E.J., Pan, H., Dai, Sh., 2002. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere* **48** (1), 59–68. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(02\)00041-3](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00041-3)
- Feng, X., Meng, B., Yan, H., Fu, X., Yao, H., Shang, L., 2018. Biogeochemical cycle of mercury in reservoir systems in Wujiang River Basin, Southwest China. Science Press and Springer Nature Singapore, Singapore, 420 p. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-6719-8>
- Fukuto, J.M., Vega, V.S., Works, C., Lin, J., 2020. The chemical biology of hydrogen sulfide and related hydropersulfides: interactions with biologically relevant metals and metalloproteins. *Current Opinion in Chemical Biology* **55**, 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2019.11.013>
- Gerhardt, P., Murrey, R.G.E., Costilou, R.N., Nester, E.W., Vud, W.A., Kreig, N.R., Fillips, G.B. 1983. Metody obschey bakteriologii. T. 1 [Methods for general bacteriology. Vol. 1]. Mir, Moscow, USSR, 536 p. (In Russian).
- Gilmour, C.C., Podar, M., Bullock, A.L., Graham, A.M., Brown, S.D. et al., 2013. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments. *Environmental Science and Technology* **47**, 11810–11820. <https://doi.org/10.1021/es403075t>
- Hsu-Kim, H., Kucharzyk, K.H., Zhang, T., Deshusses, M.A., 2013. Mechanisms regulating mercury bioavailability for methylating microorganisms in the aquatic environment: A critical review. *Environmental Science and Technology* **47**, 2441–2456. <https://doi.org/10.1021/es304370g>
- Kerin, E.J., Gilmour, C.C., Roden, E., Suzuki, M.T., Coates, J.D., Mason, R.P., 2006. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* **72**, 7919–7921. <https://doi.org/10.1128/AEM.01602-06>
- Kondratyeva, L.M., Litvinenko, Z.N., Filippova, G.M. 2020. Ekologicheskiy risk obrazovaniya letuchih organicheskikh veschestv posle krupnogo opolznia [Ecological risk of formation of volatile organic substances after a large landslide]. *Geoekologiya. Inzhenernaya geologiya. Gidrogeologiya [Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology]* **3**, 167–174. (In Russian). <https://doi.org/10.318-57/S08697-80920030030>
- Kondratyeva, L.M., Litvinenko, Z.N., Andreeva, D.V., Bashkurova, A.S., 2021. Change in abundance and activity of microbocenoses in the area of influence of a large landslide at the Bureyskoye Reservoir. *Inland Water Biology* **14** (3), 274–283. <https://doi.org/10.1134/S1995082921030081>
- Kondratyeva, L.M., Andreeva, D.V., Golubeva, E.M., Litvinenko, Z.N., 2024. Biogeochemical aspects of transformation of humic substances and silicate rocks during freezing–thawing. *Geochemistry International* **62**, 760–771. <https://doi.org/10.1134/S0016702924700356>
- Kuehne, L.M., Olden, J.D., Strecker, A.L., Lawler, J.J., Theobald, D.M., 2017. Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* **15** (4), 197–205. <https://doi.org/10.1002/fee.1483>
- Kulakov, V.V., Makhinov, A.N., Kim, V.I., Ostrouhov, A.V., 2019. Katastroficheskiy opolzen i tsunami v vodohranilische Bureiskoi GES (bassein Amura) [Catastrophic landslide and tsunami in Reservoir of the Bureiskaya HPS]. *Geoekologiya. Inzhenernaya geologiya. Gidrogeologiya [Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology]* **3**, 12–20. (In Russian). <https://doi.org/10.31857/S0869-78092019312-20>

- Kumar, S., 2006. Organic chemistry. Spectroscopy of organic compounds. Guru Nanak Dev University, Amritsar, India. 265 p.
- Kuznetsov, S.I., Dubinina, G.A., 1989. Metody izucheniya vodnyh mikroorganizmov [Methods for studying aquatic microorganisms]. Nauka, Moscow, USSR, 289 p. (In Russian).
- Lehnher, I., St Louis, V.L., Hintelmann, H., Kirk, J.L., 2011. Methylation of inorganic mercury in polar marine waters. *Nature Geoscience* **4**, 298–302. <https://doi.org/10.1038/ngeo1134>
- Lei, P., Zou, N., Liu, Y., Cai, W., Wu, M., Tang, W., Zhong, H., 2022. Understanding the risks of mercury sulfide nanoparticles in the environment: formation, presence, and environmental behaviors. *Journal of Environmental Sciences* **119**, 78–92. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.02.017>
- Lima, A.C., Siyanda, D., Wrona, F.J., 2023. A roadmap for multiple stressors assessment and management in freshwater ecosystems. *Environmental Impact Assessment Review* **102**, e107191. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107191>
- Lin, H., Ascher, D.B., Myung, Y., Lamborg, C.H., Hallam, S.J. et al., 2021. Mercury methylation by metabolically versatile and cosmopolitan marine bacteria. *International Society for Microbial Ecology Journal* **15** (6), 1810–1825. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00889-4>
- Lin, Q., Mao, P.P., Fan, Y.Q., Liu, L., Liu, J. et al., 2017. A novel supramolecular polymer gel based on naphthalimide functionalized-pillar[5]arene for the fluorescence detection of Hg²⁺ and I- and recyclable removal of Hg²⁺ via cation-π interactions. *Soft Matter* **39**, 7085–7089. <https://doi.org/10.1039/C7SM01447C>
- Liu, X., Wang, Y., Meng, X., Zhang, C., Chen, Z., 2023. Improved method for benthic ecosystem health assessment by integrating chemical indexes into multiple biological indicator species – A case study of the Baiyangdian Lake, China. *Journal of Environmental Management* **335**, e117530. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117530>
- Maia, L.F.O., Hott, R.C., Ladeira, P.C.C., Batista, B.L., Andrade, T.G. et al., 2019. Simple synthesis and characterization of L-Cystine functionalized delta-FeOOH for highly efficient Hg(II) removal from contaminated water and mining waste. *Chemosphere* **215**, 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.072>
- Makhinov, A.N., Kim, V.I., Ostroukhov, A.V., Matveenko, D.V., 2019. Krupnyi opolzen v doline reki Bureya i tsunami v vodohranilische Bureiskoi GES [A major landslide in the Bureya River valley and a tsunami in the Bureya hydroelectric power station reservoir]. *Vestnik Dalnevostochnogo otdeleniya Rossiiskoi akademii nauk [Bulletin of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences]* **2**, 35–44. (In Russian). <https://doi.org/10.25-808/08697698.2019.204.2.004>
- Makhinov, A.N., Makhinova, A.F., Levshina, S.I., 2020. Otsenka smyva vodno-ledyanyh tsunami pochvennogo pokrova i kachestvo vody v rayone opolznaya na Bureiskom vodohranilische [Assessment of soil cover erosion by ice-water tsunami and water quality in the area of the landslide on the Bureya Reservoir]. *Meteorologiya i gidrologiya [Meteorology and Hydrology]* **11**, 64–73. (In Russian).
- Margesin, R., Collins, T., 2019. Microbial ecology of the cryosphere (glacial and permafrost habitats): current knowledge. *Applied Microbiology and Biotechnology* **103**, 2537–2549. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09631-3>
- Mazur, R., Jakubiak, M., Santos, L., 2024. Environmental factors affecting the efficiency of water reservoir restoration using microbiological biotechnology. *Sustainability* **16** (1), e266. <https://doi.org/10.3390/su16010266>

- Metris, A., George, S., Baranyi, J., 2006. Use of optical density detection times to assess the effect of acetic acid on single-cell kinetics. *Applied and Environmental Microbiology* **72** (10), 6674–6679. <https://doi.org/10.1128/AEM.00914-06>
- Oprelitel bacterii Berdgi. T. 1 [Bergey's manual of determinative bacteriology. Vol. 1], 1997. Holt, J.G. et al. (eds.). Mir, Moscow, USSR, 429 p. (In Russian).
- O'Connor, D., Hou, D.Y., Ok, Y.S., Mulder, J., Duan, L. et al., 2019. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: A critical review. *Environmental International* **126**, 747–761. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.019>
- Palma, P., Penha, A., Novais, M., Fialho, S., Lima, A. et al., 2021. Water-sediment physicochemical dynamics in a large reservoir in the Mediterranean region under multiple stressors. *Water* **13** (5), 707. <https://doi.org/10.3390/w13050707>
- Poikane, S., Herrero, F.S., Kelly, M.G., Borja, A., Birk, S., Van de Bund, W., 2020. European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment* **740**, e140075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075>
- Postgate, J.R., 1984. The sulphate reducing bacteria. 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 224 p.
- Qu, D., Li, D., Li, X., Luo, Y., Xu, K., 2018. Damage evolution mechanism and constitutive model of freeze-thaw yellow sandstone in acidic environment. *Cold Regions Science and Technology* **155**, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2018.07.012>
- Regnell, O., Watras, C.J., 2019. Microbial mercury methylation in aquatic environments: A critical review of published field and laboratory studies. *Environmental Science & Technology* **53** (1), 4–19. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02709>
- Schofield, K.A., Alexander, L.C., Ridley, C.E., Vanderhoof, M.K., Fritz, K.M. et al., 2018. Biota connect aquatic habitats throughout freshwater ecosystem mosaics. *Journal of the American Water Resources Association* **54** (2), 372–399. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12634>
- Scheuhammer, A., Meyer, M., Sandheinrich, M., Murray, M., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* **36** (1), 12–19. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:eoemot\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:eoemot]2.0.co;2)
- Shirshova, L.T., Gilichinskiy, D.A., Ostroumova, N.V., Ermolaev, A.M., 2015. Primenenie spektrofotometrii dlya opredeleniya sodержaniya guminovykh veshchestv v mnogoletnemerzlykh otlozheniyah [Application of spectrophotometry to determine the content of humic substances in permafrost sediments]. *Kriosfera Zemli [Earth's Cryosphere]* **19** (4), 107–113. (In Russian).
- Singh, S., Kumar, V., Gupta, P., Ray, M., 2022. The trafficking of Hg(II) by alleviating its toxicity via *Citrobacter* sp. IITISM25 in batch and pilot-scale investigation. *Journal of Hazardous Materials* **433** (5), e128711. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128711>
- Sonke, J.E., Heimbürger, L.E., Dommergue, A., 2013. Mercury biogeochemistry: Paradigm shifts, outstanding issues and research needs. *Comptes Rendus Geoscience* **345**, 213–224. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2013.05.002>
- Suresh, K., Tang, T., Van Vliet, M.T.H., Bierkens, M.F.P., Strokal, M., Sorger-Domenigg, F., Wada, Y., 2023. Recent advancement in water quality indicators for eutrophication in global freshwater lakes. *Environmental Research Letters* **18** (6), e063004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd071>

- Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31** (3), 241–293. <https://doi.org/10.1080/20016491089226>
- Ustiatik, R., Nuraini, Y., Suharjono, S., Jeyakumar, P., Anderson, C.W.N., Handayanto, E., 2022. Mercury resistance and plant growth promoting traits of endophytic bacteria isolated from mercury-contaminated soil. *Bioremediation Journal* **26** (3), 208–227. <https://doi.org/10.1080/10889868.2021.1973950>
- Velásquez, L., Dussan, J., 2009. Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *Journal of Hazardous Materials* **167**, 713–716. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.044>
- Wang, J.X., Feng, X.B., Anderson, C.W.N., Xing, Y., Shang, L.H., 2012. Remediation of mercury contaminated sites – A review. *Journal of Hazardous Materials* **221–222**, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035>
- Waples, J.S., Nagy, K.L., Aiken, G.R., Ryan, J.N., 2005. Dissolution of cinnabar (HgS) in the presence of natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **69** (6), 1575–1588. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2004.09.029>
- Xiao, H., Mao, C., Wang, S., Jia, Z., Rao, W., 2023. Seasonal variation and provenance of organic matter in the surface sediments of the Three Gorges reservoir: Stable isotope analysis and implications for agricultural management. *The Science of the Total Environment* **870**, e161886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161886>
- Yu, R.-Q., Adatto, I., Montesdeoca, M.R., Driscoll, C.T., Hines, M.E., Barkay, T., 2010. Mercury methylation in *Sphagnum* moss mats and its association with sulfate-reducing bacteria in an acidic Adirondack forest lakewetland. *FEMS Microbiology Ecology* **74** (3), 655–668. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00978.x>
- Zerkal, O.V., Makhinov, A.N., Kudymov, A.V., Kharitonov, M.E., Fomenko, I.K., Barykina, O.S., 2019. Bureinskiy opolzen 11 dekabrya 2018. Usloviya formirovaniya i osobennosti mehanizma razvitiya [Bureinskiy landslide of 11 of December, 2018. Formation conditions and features of the development mechanism]. *GeoRisk* **13** (4), 18–30. (In Russian). <https://doi.org/10.25296/19910.25296/1997-8669-2019-13-4-18-303-4-18-30>
- Zhang, D., Liu, E., Liu, X., Zhang, G., Song, B., 2017. A new strength criterion for frozen soils considering the influence of temperature and coarse-grained contents. *Cold Regions Science and Technology* **143** (4), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2017.08.006>
- Zhang, B., Chen, T., Guo, J., Wu, M., Yang, R. et al., 2020. Microbial mercury methylation profile in terminus of a high-elevation glacier on the northern boundary of the Tibetan Plateau. *Science of The Total Environment* **708**, e135226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135226>
- Zona, D., 2016. Long-term effects of permafrost thaw. *Nature* **537** (7622), 625–626. <https://doi.org/10.1038/537625a>
- Zwahlen, R., 2022. Reservoirs as habitats. In: Kolditz, O., LaMoreaux J.W. (eds.), *Assessing the environmental impacts of hydropower projects* (Environmental Earth Sciences). Springer Nature Switzerland, Switzerland, 369–385. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-91185-0>