

МЕТАЛЛУРГИЯ

Научная статья

УДК 669.2/.8+60-7

EDN: IAAFZR

DOI: 10.21285/1814-3520-2025-4-567-579



Переработка медноцианистых растворов с использованием сульфатредуцирующих бактерий

С.Д. Гринько¹, А.А. Файберг², А.В. Епифоров^{3✉}, С.В. Баликов⁴¹ООО «Управляющая компания «Южуралзолото Групп Компаний», Пласт, Россия²⁻⁴Иркутский научно-исследовательский институт благородных и редких металлов и алмазов, Иркутск, Россия

Резюме. Цель – разработка технологии регенерации цианида и осаждения меди из медноцианистых растворов с использованием процесса сульфатредукции. Для исследований использовали смесь штаммов анаэробных сульфатредуцирующих бактерий *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, *Desulfonatronobacter acetoxidans*, полученных в институте микробиологии им. С.Н. Виноградского РАН (Москва). Сульфатредукция проводилась при температурах 20–40 °С при pH>9,5. В качестве донора электронов использовали этанол, в качестве акцептора – сульфат-ионы. Для определения лимитирующего субстрата (этанола или сульфата) и оптимальных концентраций акцептора и донора электронов использовали математическую модель роста микроорганизмов – уравнение Моно. Результаты расчетов указывают на конкуренцию между субстратами за право лимитировать процесс. Так, при концентрациях <0,3 г/дм³ сульфат является лимитирующим субстратом. А при концентрациях сульфата 0,5–1,0 г/дм³ и этанола 0,1–0,3 г/дм³ лимитирующий субстрат – этанол. Определена точка ко-лимитирования процесса, в которой концентрации сульфата и этанола составляют 0,8 и 0,3 г/дм³ соответственно. Для определения гидравлического времени удерживания жидкой фазы в биореакторе применяли уравнение Моно с учетом ингибирования сероводородом. Определено, что наличие 0,1–0,5 г/дм³ сероводорода в бактериальном растворе приводит к снижению скорости роста бактерий на 27–65%. Гидравлическое время удерживания жидкой фазы в биореакторе в точке ко-лимитирования с учетом ингибирования процесса сероводородом должно составлять около 90 ч. Лабораторные тесты показали, что выбранного расчетным путем гидравлического времени удерживания достаточно для получения 0,25–0,27 г/дм³ сероводорода для осаждения 99% меди и регенерации более 99% цианида. Полученные медные осадки содержали медь и серу – 65 и 35% соответственно. Таким образом, исследуемые микроорганизмы позволяют получать сероводород непосредственно в медноцианидных растворах с различной концентрацией меди, что позволит исключить из технологической цепочки биореактор и все вспомогательные коммуникации для транспортировки сероводорода.

Ключевые слова: медь, цианид, сульфатредукция, биогенный сероводород, регенерация цианида, золото-медная руда, извлечение золота

Для цитирования: Гринько С.Д., Файберг А.А., Епифоров А.В., Баликов С.В. Переработка медноцианистых растворов с использованием сульфатредуцирующих бактерий // iPolytech Journal. 2025. Т. 29. № 4. С. 567–579. <https://doi.org/10.21285/1814-3520-2025-4-567-579>. EDN: IAAFZR.

METALLURGY

Original article

Treatment of copper cyanide solutions with the use of sulfate-reducing bacteria

Semyon D. Grinko¹, Anna A. Faiberg², Alexander V. Epiforov^{3✉},
Stanislav V. Balikov⁴¹Limited Liability Company "Management Company UGC", Plast, Russia²⁻⁴Irkutsk Research Institute of Precious and Rare Metals and Diamonds, Irkutsk, Russia

Abstract. The study was aimed at developing a technology for regenerating cyanide and precipitating copper from copper cyanide solutions through the sulfate reduction process. To this end, a mixture of strains of anaerobic sulfate-reducing bacteria was used: *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, and *Desulfonatronobacter acetoxidans* from the S.N. Vinogradsky Institute of Microbiology of the Russian Academy of Sciences (Moscow). The sulfate reduction was carried out at temperatures of 20–40 °C and at pH>9.5. Ethanol was used as the electron donor, and

sulfate ions were used as the acceptor. In order to ascertain the limiting substrate (ethanol or sulfate) and establish the optimal concentrations of the acceptor and the electron donor, a mathematical microbial growth model was used—the Monod equation. The calculation results indicate substrate competition for the right to limit the process. Thus, at concentrations of $<0.3 \text{ g/dm}^3$, the limiting substrate is sulfate, whereas at sulfate concentrations of $0.5\text{--}1.0 \text{ g/dm}^3$ and ethanol concentrations of $0.1\text{--}0.3 \text{ g/dm}^3$, the limiting substrate is ethanol. The co-limitation point of the process was determined; at this point, the concentrations of sulfate and ethanol are 0.8 and 0.3 g/dm^3 , respectively. In order to ascertain the hydraulic retention time of the liquid phase in a bioreactor, the Monod equation was used, taking inhibition by hydrogen sulfide into account. The presence of $0.1\text{--}0.5 \text{ g/dm}^3$ hydrogen sulfide in bacterial solution was found to reduce the bacterial growth rate by $27\text{--}65\%$. The hydraulic retention time of the liquid phase in the bioreactor at the co-limitation point, taking the inhibition by hydrogen sulfide into account, should be equal to approximately 90 hours. Laboratory tests show the calculated hydraulic retention time to be sufficient to obtain $0.25\text{--}0.27 \text{ g/dm}^3$ hydrogen sulfide for 99% copper precipitation and over 99% cyanide regeneration. The obtained copper precipitates contained copper and sulfur (65% and 35% , respectively). Thus, the examined microorganisms allow hydrogen sulfide to be obtained directly in copper cyanide solutions with different copper concentrations, which eliminates the need for a bioreactor and all auxiliary communications for transporting hydrogen sulfide.

Keywords: copper, cyanide, sulfate reduction, biogenic hydrogen sulfide, cyanide regeneration, gold-copper ore, gold recovery

For citation: Grinko S.D., Faiberg A.A., Epiforov A.V., Balikov S.V. Treatment of copper cyanide solutions with the use of sulfate-reducing bacteria. *iPolytech Journal*. 2025;29(4):567-579. (In Russ.). <https://doi.org/10.21285/1814-3520-2025-4-567-579>. EDN: IAAFZR.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в мировой практике существует ряд технологий, позволяющих извлечь медь из растворов цианирования золотомедных руд. Многие известные технологии имеют недостатки. Например, при обработке цианидных растворов окислителями происходит полное разрушение всех цианидных соединений, что требует большого расхода окислителя и исключает повторное использование цианида в обороте. Цементация меди цинком приводит к растворению цинка, пассивации золота и снижает его извлечение, а электролиз меди из цианидных растворов сопровождается низким выходом по току и высокими энергозатратами. Ионнообменные технологии весьма эффективны, однако их селективность по отношению к ионам меди не всегда допускает их реализацию. При обработке цианидных растворов минеральными кислотами ARV (процесс, от англ. Acidification, Volatilization, and Regeneration) образуется осадок цианида меди, который имеет ограниченный спрос [1].

Наиболее оптимальным решением проблемы переработки медноцианидных растворов являются технологии, позволяющие извлекать медь в виде товарного осадка $\text{Cu}_2\text{S}/\text{CuS}$ с одновременным рециклингом, пригодного для извлечения золота цианида (процессы MNR, от англ. Metal-Cyanide Neutralization Recovery/Recycle, и SART от англ. Sulfidization, Acidification, Recycling, and Thickening [1–3], технология АО «Иргиредмет» [4, 5]). Также данные технологии яв-

ляются наиболее простыми в аппаратном оформлении.

Выделение меди в виде товарного осадка и рециклинг цианида в процессе переработки золотомедных руд обеспечивают значительный экономический эффект. При этом улучшается качество катодного осадка, а режим замкнутого водооборота исключает необходимость обезвреживания сточных вод.

Для осаждения меди в виде сульфида обычно используют сульфид или гидросульфид натрия, реже сероводород. При этом использование сероводорода имеет ряд преимуществ: снижаются затраты на реагенты (покупка, транспортировка, хранение и т.д.); исключается накопление катионов Na в оборотных растворах.

Перспективным способом получения сероводорода является восстановление серы/сульфат-иона с использованием сульфат- и сероредуцирующих микроорганизмов. С этой целью компаниями Paques и BioteQ разработаны технологии Thioteq, Sulfateq, Bio-Sulphide [6, 7].

Известна технология АО «Иргиредмет», которая предусматривает извлечение металлов из растворов биогенным сероводородом, полученным из элементной серы в биореакторе, с использованием анаэробных штаммов *Desulfurella acetivorans* и *Desulfurella kamchatkensis* [8].

Однако существенное экономическое препятствие кроется в самой технологической схеме. Современные биологические

сульфидогенные системы для извлечения металлов разделяют процессы сульфидогенеза и осаждения металлов на две стадии. Первая – биологическая, где микробный сульфидогенез происходит в контролируемых условиях без прямого контакта с металлургическим потоком. Вторая – химико-металлургическая, представляет собой контакторный блок, где сульфид растворяется и вступает в реакцию с металлами в металлургическом потоке. Для контакта сероводорода с растворами сероводорода извлекается из биологического отделения путем продувки газа-носителя, обычно азота, и переносится в металлургическое отделение. Хотя эта технологическая схема обеспечивает оптимальный контроль над биологическим и металлургическим отделениями, транспортировка биосероводорода является очень энергозатратным процессом, который значительно увеличивает стоимость технологии.

Основной причиной разделения биологической и металлургической стадий в первую очередь является токсичность высоких концентраций меди, а также цинка, никеля и других тяжелых металлов для бактерий. Это является одним из основных недостатков подобного рода технологий. Вместе с тем возникает необходимость поиска новых технологических решений, основанных на использовании высокопродуктивных, устойчивых к высоким концентрациям тяжелых металлов штаммов и/или консорциумов микроорганизмов. Это позволит одновременно вести процесс производства биогенного сероводорода и взаимодействие его с технологическим раствором в одном реакторе [9–11].

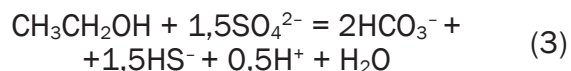
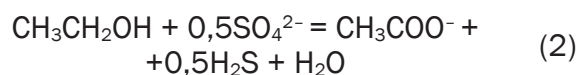
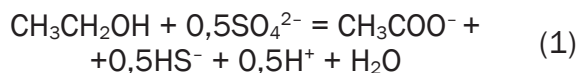
Цианидные щелочные растворы являются губительными для аэробных микроорганизмов. При этом использование серы в качестве акцептора электронов не представляется возможным ввиду взаимодействия элементарной серы со свободным цианидом с образованием тиоцианата, что приведет к потерям цианида. Таким образом, совмещение процессов регенерации цианида и получения биогенного сероводорода в одном реакторе возможно с использованием анаэробных

сульфатредуцирующих микроорганизмов. Сульфатредуцирующие бактерии (СРБ) имеют резистентность к цианиду за счет отсутствия кислородного дыхания, так как осуществляют диссимиляционную сульфатредукцию, представляющую собой анаэробное дыхание, при котором сульфат служит конечным акцептором электронов (вместо кислорода). Поэтому энергетический тип обмена у СРБ часто называют сульфатным дыханием. Тем не менее представители этой группы микроорганизмов могут существовать в присутствии кислорода, несмотря на догмат о своих строгих анаэробных условиях жизни [12–15].

В сравнении с сероредуцирующими микроорганизмами сульфатредукторы являются более устойчивыми к тяжелым цветным металлам, в частности к меди, т.к. дренажные стоки, содержащие сульфаты металлов, являются их естественной средой обитания. Сульфатредукторы как активные участники процесса межвидового переноса водорода способны выживать в гиперсоленых средах, при отрицательных температурах, экстремальных pH [16–19]. При этом отсутствие необходимости использовать элементарную серу исключает возможность потерь цианида в форме тиоцианата.

В качестве донора электронов сульфатредукторы используют большое разнообразие низкомолекулярных органических соединений, таких как монокарбоновые жирные кислоты (ацетат, пропионат, лактат, пируват), дикарбоновые кислоты (яблочная, янтарная, фумарат), спирты (этанол, метанол, пропанол, бутанол), моносахариды (глюкоза, фруктоза), а также аминокислоты⁵ [20–22].

Одним из наиболее доступных электронодоноров для сульфатредукции является этанол. Образование сероводорода при использовании этанола протекает по уравнениям (1)–(3):



⁵Михайлова А.Н. Исследование и разработка технологии осаждения цветных металлов из технологических растворов биогенным сероводородом: дис. ... канд. техн. наук: 05.16.02. Иркутск, 2016. 120 с. EDN: ZQHJMF.

Осаждение меди сульфид- и гидросульфид-ионом осуществляется в соответствии с уравнениями (4) и (5):



Таким образом, целью настоящих исследований является разработка технологии регенерации цианида и осаждения меди из медноцианистых растворов с использованием процесса сульфатредукции, при котором одновременно происходит образование биосероводорода и его взаимодействие с технологическим потоком растворов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для исследований использовали смесь штаммов анаэробных СРБ: *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, *Desulfonatronobacter acetoxidans*, полученных в институте микробиологии им. С.Н. Виноградского РАН, г. Москва. Данные виды микроорганизмов обладают способностью к анаэробному дыханию. Смесь микроорганизмов подобрана в соответствии с возможностью их использования в промышленном технологическом процессе при температурах 20–40 °С, высоких значениях pH > 9,5 и в соответствии со сложным составом оборотных технологических растворов, содержащих медь и цианистые соединения [23].

В качестве донора электронов использовали этанол, в качестве акцептора – сульфат-ионы.

Расчет уравнения Моно – математической модели роста микроорганизмов, ограниченных питательным веществом, позволяющей рассчитать основной параметр биореактора, – гидравлическое время удерживания среды в биореакторе. По своей сути, гидравлическое время удерживания (θ) – это связующее звено между биологией (скоростью роста бактерий) и инженерией (объемом биореактора и режимом его эксплуатации).

Для стабильной работы биореактора необходимо обеспечить такое время удерживания, чтобы скорость роста микроорганизмов была не меньше скорости их вымывания из реактора.

Desulfonatronum zhilinae – это хорошо описанный вид СРБ, для него в литератур-

ных источниках имеются данные о времени удвоения, которое составляет 72 ч [24], следовательно, удельная скорость роста микроорганизма (μ) составляет $\mu = \ln(2)/t = 0,693/72 = 0,01 \text{ ч}^{-1}$. Его ключевая особенность – способность к синтрофной кооперации с другими бактериями.

Для *Desulfonatronum cooperativum* и *Desulfonatronobacter acetoxidans* в литературных источниках отсутствуют прямые данные о скорости роста этих видов, но можно провести аналогию с хорошо изученными видами. Например, *Desulfonatronum thiodismutans*, который демонстрирует время удвоения 12 ч и, следовательно, удельную скорость роста $\mu = 0,05 \text{ ч}^{-1}$ в оптимальных условиях. *Desulfonatronum lacustre*, для которого $\mu = 0,04 \text{ ч}^{-1}$, а также *Desulfonatronum hydrogenovorans*, для которого $\mu = 0,058 \text{ ч}^{-1}$ и другие *Desulfonatronum*, для которых $\mu = 0,04–0,055 \text{ ч}^{-1}$ [25–29].

Учитывая вышеприведенные данные, для смеси штаммов *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, *Desulfonatronobacter acetoxidans* следует ожидать максимальную $\mu = 0,01–0,058 \text{ ч}^{-1}$ и соответствующее время удвоения (G) = 12–72 ч. Для расчетов уравнения Моно принимаем среднее значение максимальной удельной скорости роста $0,035 \text{ ч}^{-1}$ и среднее время удвоения 42 ч.

В наших исследованиях имеются два потенциальных лимитирующих субстрата: этанол (донор электронов) и сульфат (акцептор электронов). Необходимо установить, кто из них лимитирует рост. Обычно лимитирующим считают тот субстрат, который находится в большем дефиците относительно потребностей бактерий. Для этого необходимы константы полунасыщения (K_s) для этанола и сульфата для штаммов *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, *Desulfonatronobacter acetoxidans*.

Константа полунасыщения – это концентрация субстрата, при которой удельная скорость роста микроорганизмов составляет половину от максимальной (μ_{\max}). Таким образом, K_s показывает «аппетит» бактерий к данному субстрату.

Низкое значение K_s , например, $0,01 \text{ г/дм}^3$, указывает на то, что бактерии имеют высокое сродство к субстрату и активно его потребляют даже при очень низких концентрациях.

Высокое значение K_s , например, 0,5 г/дм³, указывает на то, что бактерии имеют низкое сродство к субстрату и для достижения высокой скорости роста им нужны его высокие концентрации.

Для расчетов были использованы данные близкородственных штаммов СРБ. Для этанола значение K_s составляет 0,05–0,1 г/дм³ (среднее значение 0,075 г/дм³). Для сульфата значение K_s составляет 0,1–0,3 г/дм³ (среднее значение 0,2 г/дм³).

$pH = 10,0$ – оптимальное для данных штаммов микроорганизмов значение, поэтому предполагаем, что это уже учтено для расчета μ_{max} .

Таким образом, получаем следующие условия для расчета: $pH = 10,0$, максимальная удельная скорость роста бактерий – 0,035 ч⁻¹, среднее значение K_s для этанола – 0,075 г/дм³, среднее значение K_s для сульфата – 0,2 г/дм³.

Расчеты проведены для концентраций субстратов (сульфат и этанол) 0,1–1,0 г/дм³ с шагом 0,1 г/дм³.

Для биореактора с идеальным перемешиванием в равновесном состоянии удельная скорость роста микроорганизмов описывается уравнением Моно (6) для двух лимитирующих субстратов:

$$\mu = \mu_{max} \times \frac{S_{et}}{K_{s(et)} + S_{et}} \times \frac{S_{SO4}}{K_{s(SO4)} + S_{SO4}}, \quad (6)$$

где S_{et} и S_{SO4} – концентрации этанола и сульфата в биореакторе соответственно.

Лимитирующий субстрат определяется путем сравнения «степени насыщения» – множителя Моно (η) для каждого субстрата, который рассчитывается как $S_i / (K_{s_i} + S_i)$. Субстрат с меньшим значением η будет лимитирующим. Если значения равны, то оба субстрата лимитируют одновременно.

Рассчитав множитель Моно и удельную скорость роста микроорганизмов для всех концентраций субстратов, определяли гидравлическое время удерживания как обратную величину от скорости роста микроорганизмов ($1/\mu$).

Расчет уравнения Моно с учетом ингибирования сероводородом – это классический случай, когда продукт метаболизма подавляет активность микроорганизмов. В расчетах использовалась неконкурентная модель ингибирования по Холдейну [30, 31], которая подходит для ингибирования биохимического процесса продуктом реакции. Таким образом, общее уравнение (7) для скорости роста принимает следующий вид:

$$\mu = \mu_{max} \times \frac{S_{et}}{K_{s(et)} + S_{et}} \times \frac{S_{SO4}}{K_{s(SO4)} + S_{SO4}} \times \frac{K_i}{K_i + I}, \quad (7)$$

где I – концентрация ингибитора (сероводорода), г/дм³; K_i – константа ингибирования, то есть концентрация сероводорода, при которой скорость роста микроорганизмов снижается вдвое, г/дм³. Для сложных процессов типа сульфатредукции типичные значения K_i для сероводорода лежат в диапазоне 0,05–0,5 г/дм³. Для расчета принято среднее значение – 0,275 г/дм³.

Расчеты проведены для концентраций ингибитора (сероводорода) в растворе от 0,1 до 0,5 г/дм³ с шагом 0,1 г/дм³.

Тесты по получению биогенного сероводорода, регенерации цианида и осаждению меди. Тестовые исследования проводились в анаэробных условиях в герметичных, стерилизованных емкостях с резиновыми пробками. Объем бактериального раствора в каждой пробе составлял 0,1 дм³.

В приготовленный бактериальный раствор добавляли раствор медноцианистого комплекса и раствор свободного цианида. Для проведения исследований были смоделированы растворы, содержащие медноцианистые комплексы меди с концентрацией меди в диапазоне 100–900 мг/дм³. Концентрация свободного цианида была постоянной во всех тестах и составляла 100 мг/дм³. Концентрация общего цианида при этом изменялась в диапазоне 200–1000 мг/дм³.

В каждую пробу добавляли реагенты: 0,7 г/дм³ сульфата (в форме сульфата натрия марки ХЧ); 0,23 г/дм³ этилового спирта (медицинский, 95%) – 100% от стехиометриче-

ского расхода по отношению к сульфату (в соответствии с уравнением (3)). Для определения pH бактериальной среды использовали специальные бумажные тест-полоски. pH поддерживали на уровне 10. Температуру среды поддерживали в термостатированных условиях (на водяной бане) на уровне $25 \pm 0,5^\circ\text{C}$.

Спустя 90 ч (что соответствует необходимому гидравлическому времени удерживания жидкой среды в биореакторе) в каждую пробу с помощью шприца добавляли концентрированную серную кислоту для снижения pH до уровня 3,5–4,0. При снижении pH в пробах происходило осаждение осадка сульфида меди. Полученные осадки отделяли от раствора фильтрацией и анализировали на содержание меди и серы.

Полученные фильтраты подщелачивали гидроксидом натрия до pH = 10,0–10,5 и определяли концентрацию меди (атомно-абсорбционным анализом) и свободного цианида (титрованием), при этом оценивали степень регенерации цианида (ϵ_{CN}) и осаждения меди из раствора (ϵ_{Cu}).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЯ

Расчет уравнения Моно – математической модели роста микроорганизмов. Приведен пример расчета первого значения для множителей Моно (η_i) для лимитирующих субстратов (этанол и сульфат) при S_{et} и S_{SO_4} , равных $0,1 \text{ г/дм}^3$:

$$\eta_{\text{et}} = 0,1 : (0,075 + 0,1) = 0,5714;$$

$$\eta_{\text{SO}_4} = 0,1 : (0,2 + 0,1) = 0,3333.$$

В данной точке $\eta_{\text{et}} > \eta_{\text{SO}_4}$, следовательно, лимитирующим субстратом является сульфат.

Далее рассчитаем удельную скорость роста бактерий и гидравлическое время удерживания для данной точки:

$$\mu = 0,035 \cdot 0,5714 \cdot 0,3333 = 0,00667 \text{ ч}^{-1};$$

$$\theta = 1 : \mu = 1 : 0,00667 = 150 \text{ ч}.$$

Аналогичные расчеты проведены для всех остальных комбинаций S_i . Результаты расчетов для исследуемых концентраций S_i представлены на рис. 1.

Результаты расчетов наглядно демонстрируют конкуренцию между субстратами за право лимитировать процесс. При низких и средних концентрациях сульфата ($< 0,3 \text{ г/дм}^3$) сульфат всегда является лимитирующим субстратом, даже если концентрация этанола также крайне мала. Это происходит из-за его более высокой константы полунасыщения. Микроорганизмам всегда не хватает сульфата в большей степени.

При концентрациях сульфата $0,3$ – $0,5 \text{ г/дм}^3$ и низких концентрациях этанола $0,1 \text{ г/дм}^3$ происходит смена лимитирующего субстрата на этанол.

При концентрациях сульфата $0,5$ – $1,0 \text{ г/дм}^3$ и концентрациях этанола $0,1$ – $0,3 \text{ г/дм}^3$ лимитирующий субстрат – этанол.

Таким образом, в зоне концентраций сульфата $0,3$ – $1,0 \text{ г/дм}^3$ лимитирующий субстрат зависит от соотношения концентраций. Это наиболее гибкая и управляемая зона работы биореактора.

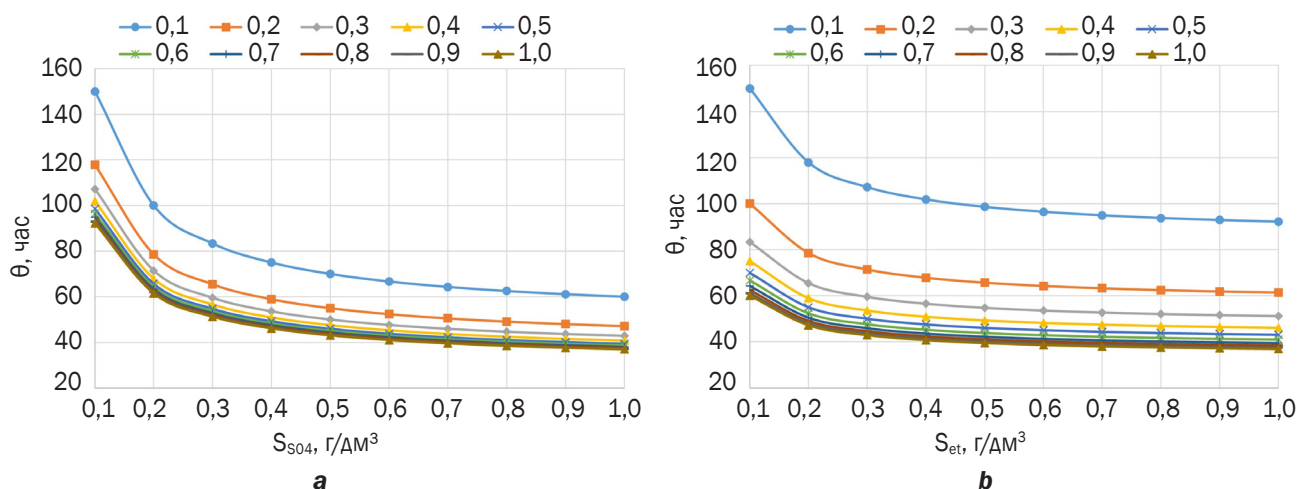


Рис. 1. Зависимость гидравлического времени удерживания жидкой фазы от S_i : а – от концентрации сульфата при различных концентрациях этанола; б – от концентрации этанола при различных концентрациях сульфата

Fig. 1. Hydraulic retention time of the liquid phase vs S_i : a – sulfate concentration at different ethanol concentrations ; b – ethanol concentration at different sulfate concentrations

Также показано, при концентрациях субстратов $0,1 \text{ г/дм}^3$ скорость роста крайне мала, что означает медленный процесс. При концентрациях субстратов $1,0 \text{ г/дм}^3$ скорость роста достигает своего максимального для данных условий значения – $0,0271 \text{ ч}^{-1}$, но тем не менее это лишь 77% от теоретического $0,035 \text{ ч}^{-1}$. Это наглядно показывает, что даже при высоких концентрациях влияние лимитирования (в данном случае сульфатом) полностью не устраняется. Наибольший прирост скорости роста наблюдается при увеличении концентраций с $0,1$ до $0,4 \text{ г/дм}^3$. Дальнейшее увеличение дает все меньший эффект.

На рис. 2 приведены результаты расчета множителей Моно – зависимости η_i от концентрации субстрата S_i .

Горизонтальная линия на рис. 2 указывает на точку ко-лимитирования, уникальную точку, где множители Моно обоих субстратов равны и соответствуют величине $0,8$. В точке ко-лимитирования концентрации сульфата и этанола составляют $0,8$ и $0,3 \text{ г/дм}^3$ соответственно. Это означает, что оба субстрата в одинаковой степени ограничивают рост. С точки зрения эффективности процесса это может быть оптимальной точкой работы, так как оба субстрата будут полностью потребляться без избытка. С точки зрения стехиометрии эта точка соответствует реакции сульфатредукции, протекающей при участии этанола с образованием гидросульфида и гидрокарбоната, по уравнению (3).

Таким образом, посредством расчетов показано, что в зоне низких концентраций сульфата ($0,1 \text{ г/дм}^3$) гидравлическое время удерживания составляет 92–150 ч. В зоне высоких концентраций сульфата ($0,7$ – $1,0 \text{ г/дм}^3$) значение θ снижается до 37–64 ч. Объем биореактора, соответственно, можно уменьшить в 2,5 раза. Ввиду вышесказанного целесообразно работать в зоне ко-лимитирования, где оба субстрата потребляются почти полностью с максимальной эффективностью.

Расчет уравнения Моно с учетом ингибирования сероводородом. Пример расчета ингибирующего множителя для первой точки ($I = 0,1 \text{ г/дм}^3$) выглядит следующим образом: $K_i : (K_i + I) = 0,275 : (0,275 + 0,1) = 0,7333$. Остальные точки для заданных концентраций сероводорода рассчитывали аналогичным образом.

На рис. 3 представлены результаты расчетов гидравлического времени удерживания жидкой фазы в биореакторе с учетом ингибирования сероводородом в заданном диапазоне его концентраций для ранее определенной точки ко-лимитирования ($S_{et} = 0,3 \text{ г/дм}^3$, $S_{SO_4} = 0,8 \text{ г/дм}^3$).

Расчеты показали, что наличие сероводорода в бактериальном растворе в количестве от $0,1$ до $0,5 \text{ г/дм}^3$ может привести к снижению удельной скорости роста бактерий в среднем на 27–65%. Это означает, что объем биореактора должен быть увеличен в 1,4–2,8 раза, так как гидравлическое время

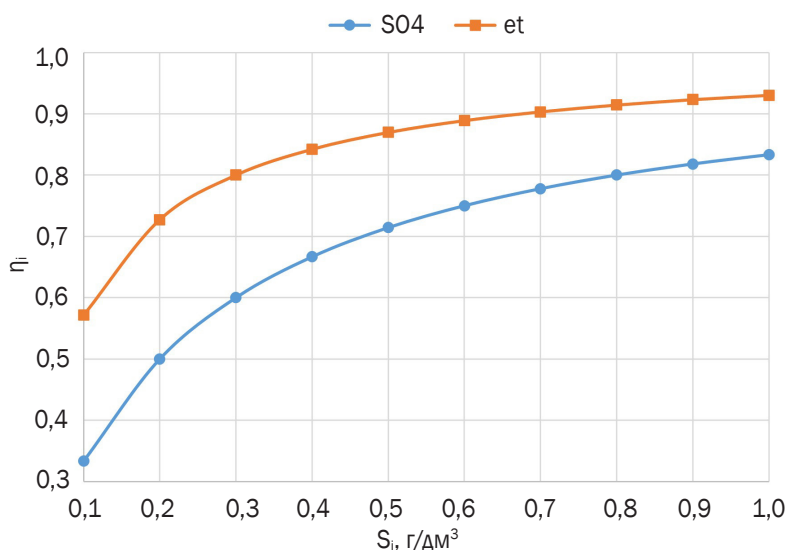


Рис. 2. Зависимость множителя Моно от концентрации субстрата
Fig. 2. Monod multiplier vs substrate concentration

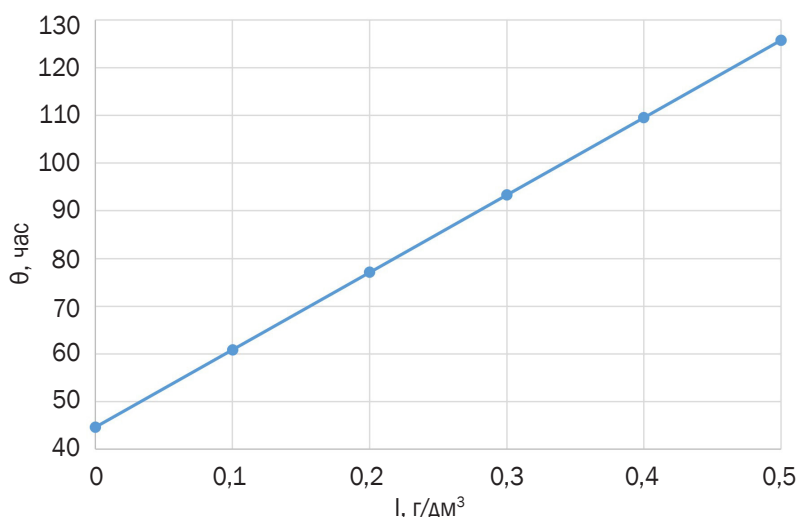


Рис. 3. Зависимость концентрации сероводорода от гидравлического времени удерживания жидкой фазы

Fig. 3. Hydrogen sulfide concentration vs hydraulic retention time of the liquid phase

Результаты тестов по получению биогенного сероводорода, регенерации цианида и осаждению меди

Test results for biogenic hydrogen sulfide production, cyanide regeneration and copper precipitation

№ пробы	$C(\text{Cu})_{\text{исх.}}$ мг/дм³	$C(\text{Cu})_{\text{конеч.}}$ мг/дм³	ε_{Cu} , %	$C(\text{CN}_{\text{общ.}})_{\text{исх.}}$ мг/дм³	$C(\text{CN}_{\text{общ.}})_{\text{конеч.}}$ мг/дм³	$C(\text{CN}_{\text{своб.}})_{\text{конеч.}}$ мг/дм³	ε_{CN} , %
1	107,4	0,05	99,95	209,8	209,5	208,2	99,95
2	206,1	0,05	99,98	313,3	314,2	313,1	99,98
3	411,9	0,05	99,99	508,3	500,2	500,1	99,99
4	615,7	0,05	99,99	712,5	709,8	705,2	99,99
5	809,4	0,05	99,99	903,6	900,1	899,1	99,99
6	911,5	0,05	99,99	1011,2	1010,3	1009,8	99,99

удерживания увеличивается с 44,6 (без ингибитора) до 125,8 ($I = 0,5$ г/дм³) ч.

В соответствии со стехиометрией, для осаждения 1 г/дм³ меди из технологического раствора потребуется получить 0,27 г/дм³ сероводорода, что соответствует гидравлическому времени удерживания жидкой фазы в биореакторе около 90 ч (3,75 сут).

Результаты лабораторных тестов по получению биогенного сероводорода, регенерации цианида и осаждению меди представлены в таблице.

Тесты показали, что выбранного расчетным путем гидравлического времени удерживания достаточно для биогенного получения необходимого для осаждения меди количества сероводорода. В процессе сульфатредукции образовалось около 0,25–0,27 г/дм³ H_2S . При этом извлечение меди в сульфидный концентрат составило более 99%. После регенерации более 99% цианида находится в свободном виде, пригодном для последующего использования в цикле выщелачивания золота.

По данным анализа полученные осадки представляют собой сульфид меди с содержанием меди и серы на уровне 65 и 35% соответственно.

Результаты, полученные в процессе осаждения меди и регенерации цианида, по исследуемому методу сопоставимы со стандартными способами (AVR, SART, MNR и др.) [32–37].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что смесь штаммов анаэробных сульфидогенных микроорганизмов *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, *Desulfonatronobacter acetoxidans* позволяет осуществлять получение биогенного сероводорода непосредственно в медноцианидных растворах с различной концентрацией меди, что дает возможность исключить из технологической цепочки биореактор, как отдельный агрегат, и все вспомогательные коммуникации (насосы, трубопроводы и т.д.) для транспортировки сероводорода.

Для расчета необходимого гидравлического времени удерживания жидкой фазы в реакторе (объема биореактора) можно использовать уравнение Моно. Также данные расчёты позволяют определить оптимальный расход реагентов для сульфатредукции (определить точку ко-лимитирования).

Процесс осаждения меди биогенным сероводородом с регенерацией свободного цианида имеет эффективность более 99% и сопоставим с аналогичными технологиями.

По результатам исследований подана заявка на изобретение для получения биогенного сероводорода с использованием анаэробных сульфатредуцирующих ми-

кроорганизмов *Desulfonatronum zhilinae*, *Desulfonatronum cooperativum*, *Desulfonatronobacter acetoxidans*, в качестве донора электронов может быть использован этиловый спирт.

Дальнейшие исследования по данной тематике будут посвящены практическим испытаниям предлагаемой технологии на технологических растворах, полученных при цианировании золотомедных руд, содержащих цианидные комплексы меди и другие примеси. Также будет проведена экономическая оценка предлагаемой технологии, а также ее сравнение со стандартными схемами переработки медно-цианидных растворов и регенерации цианида.

Список источников

1. Fleming C.A. Cyanide recovery // Gold Ore Processing / eds. M.D. Adams. Ontario, 2016. Chapt. 36. P. 647–661.
2. Patent no. 4587110, United States of America, A. Process of recovering copper and of optionally recovering silver and gold by a leaching of oxide- and sulfide-containing materials with water-soluble cyanides / G.M. Potter, A. Bergmann, U. Haidlen. Publ. 1986.
3. Pat. 1050303, United States of America, A. Recovery of Copper from Cyanide Solutions / B. Schwerin; American Cyanamid Company. Publ. 1965.
4. Гринько С.Д., Файберг А.А., Епифоров А.В. Исследования по регенерации цианида в оборотных медноцианистых растворах // Инновационные процессы обогащения и глубокой переработки редкометаллического и горнохимического сырья и комплексных руд цветных и черных металлов (Плаксинские чтения – 2024): матер. Междунар. конф. (г. Апатиты, 23–27 сентября 2024 г.). Апатиты: ФИЦ КНЦ РАН, 2024. С. 531–535.
5. Пат. № 2443791, Российская Федерация, С1. Способ кондиционирования цианидсодержащих оборотных растворов переработки золотомедистых руд с извлечением золота и меди и регенерацией цианида / В.Ф. Петров, А.А. Файберг, С.В. Петров, Г.И. Войлошников; заявитель и патентообладатель ОАО «Иркутский научно-исследовательский институт благородных и редких металлов и алмазов» ОАО «Иргиредмет». № 2010129019/02. Заявл. 13.07.2010; опубл. 27.02.2012. EDN: RLERP.
6. Lawrence R.W., Fleming C.A. Developments and new applications for biogenic sulphide reagent in hydrometallurgy and mineral processing // SGS Minerals services. Technical paper. 2007-02. Режим доступа: <https://www.sgs.com/-/media/global/documents/technical-documents/sgs-technical-papers/sgs-min-tp2007-02-biogenic-sulphide-reagent-use-in-hydrometallurgy.pdf> (дата обращения: 05.09.2025).
7. Lopez O., Sanguinetti D., Bratty M., Kratochvil D. Green technologies for sulphate and metal removal in mining and metallurgical effluents. 2009. Режим доступа: <https://silo.tips/download/green-technologies-for-sulphate-and-metal-removal-in-mining-and-metallurgical-ef> (дата обращения: 05.09.2025).
8. Михайлова А.Н., Файберг А.А., Дементьев В.Е., Минеев Г.Г., Бонч-Осмоловская Е.А. Получение биогенного сероводорода // Вестник Иркутского государственного технического университета. 2015. Вып. 96. С. 124–128.
9. Гринько С.Д., Файберг А.А., Епифоров А.В. Получение биогенного сероводорода с использованием анаэробных сульфидогенных микроорганизмов в цианистых средах // Перспективы развития, совершенствования и автоматизации высокотехнологичных производств: матер. XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием (г. Иркутск, 24–26 апреля 2024 г.). Иркутск: ИРНТУ, 2025. С. 29–32. EDN: STHFQG.
10. Bratty M., Lawrence R., Kratochvil D., Marchant B. Applications of biological H₂S production from elemental sulphur in the treatment of heavy metal pollution including acid rock drainage // Processing International Symposium on Acid Rock Drainage (Saint-Louis, 26–29 March 2006.). Saint-Louis, 2006. P. 271–281.
11. Robertson A.M., Everett D.J., Plessis N.J.Du. Sulfates removal by the Gyp-Cix process following lime treatment // Hazardous Materials Control Resources Institute: Proceedings Superfund XIV Conference and Exhibition (Washington, 30 November – 2 December 1993). Washington, 1993. Vol. 2. P. 1037–1044.
12. Jonkers H.M., Koh I.-O., Behrend P., Muyzer G., De Beer D. Aerobic organic carbon mineralization by sulfate-reducing bacteria in the oxygen-saturated photic zone of a hypersaline microbial mat // Microbial Ecology. 2005. Vol. 49. Iss. 2. P. 291–300. <https://doi.org/10.1007/s00248-004-0260-y>.
13. Sigalevich P., Meshorer E., Helman Ya., Cohen Ye. Transition from anaerobic to aerobic growth conditions for the sulfate-reducing bacterium *Desulfovibrio oxyclineae* results in flocculation // Applied and Environmental Microbiology. 2000. Vol. 66. Iss. 11. P. 5005–5012. <https://doi.org/10.1128/aem.66.11.5005-5012.2000>.

14. Dannenberg S., Kroder M., Dilling W., Cypionka H. Oxidation of H₂, organic compounds and inorganic sulfur compounds coupled to reduction of O₂ or nitrate by sulfate-reducing bacteria // Archives of Microbiology. 1992. Vol. 158. P. 93–99. <https://doi.org/10.1007/BF00245211>.
15. Cypionka H. Oxygen respiration by Desulfovibrio species // Annual Review of Microbiology. 2000. Vol. 54. P. 827–848. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.54.1.827>.
16. Wendt-Potthoff K., Koschorreck M. Functional groups and activities of bacteria in a highly acidic volcanic mountain stream and lake in Patagonia, Argentina // Microbial Ecology. 2002. Vol. 43. Iss. 1. P. 92–106. <https://doi.org/10.1007/s00248-001-1030-8>.
17. Minz D., Flax J.L., Green S.J., Muyzer G., Cohen Y., Wagner M., et al. Diversity of sulfate-reducing bacteria in oxic and anoxic regions of a microbial mat characterized by comparative analysis of dissimilatory sulfite reductase genes // Applied and Environmental Microbiology. 1999. Vol. 65. Iss. 10. P. 4666–4671. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.10.4666-4671.1999>.
18. Schramm A., Santegoeds C.M., Nielsen H.K., Ploug H., Wagner M., Pribyl M., et al. On the occurrence of anoxic microniches, denitrification, and sulfate reduction in aerated activated sludge // Applied and Environmental Microbiology. 1999. Vol. 65. Iss. 9. P. 4189–4196. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.9.4189-4196.1999>.
19. Risatti J.B., Capman W.C., Stahl D.A. Community structure of a microbial mat: the phylogenetic dimension // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 1994. Vol. 91. Iss. 21. P. 10173–10177. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.21.10173>.
20. Rabus R., Nordhaus R., Ludwig W., Widdel F. Complete oxidation of toluene under strictly anoxic conditions by a new sulfate-reducing bacterium // Applied and Environmental Microbiology. 1993. Vol. 59. Iss. 5. P. 1444–1451. <https://doi.org/10.1128/aem.59.5.1444-1451.1993>.
21. Harms G., Zengler K., Rabus R., Aeckersberg F., Minz D., Rossello-Mora R., et al. Anaerobic oxidation of o-xylene, m-xylene, and homologous alkylbenzenes by new types of sulfate-reducing bacteria // Applied and Environmental Microbiology. 1999. Vol. 65. Iss. 3. P. 999–1004. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.3.999-1004.1999>.
22. Widdel F., Pfennig N., Krieg N.R., Holt J.G. Dissimilatory sulphate- or sulphur-reducing bacteria // Bergey's manual of systematic bacteriology. 1984. Iss. 1. P. 663–679.
23. Гринько С.Д., Файберг А.А., Епифоров А.В., Гудков С.С. Получение биогенного сероводорода с использованием сульфатредуцирующих бактерий // Научные основы и практика переработки руд и техногенного сырья: матер. XXIX Междунар. науч.-техн. конф., проводимой в рамках XXII Уральской горнопромышленной декады 1–10 апреля (г. Екатеринбург, 4–5 апреля 2024 г.). Екатеринбург: УГГУ, 2024. С. 222–226. EDN: BEBRRY.
24. Zakharyuk A.G., Kozyreva L., Khijniak T.V., Namsaraev B.B., Sherbakova V.A. Desulfonatronum zhilinae sp. nov., a novel haloalkaliphilic sulfate-reducing bacterium from Lake Alginskoe, Trans-Baikal Region, Russia // Extremophiles. 2015. Vol. 19. Iss. 3. P. 673–680. <https://doi.org/10.1007/s00792-015-0747-0>.
25. Sorokin D.Y., Tourova T.P., Kolganova T.V., Detkova E.N., Galinski E.A., Muyzer G. Culturable diversity of lithotrophic haloalkaliphilic sulfate-reducing bacteria in soda lakes and the description of Desulfonatronum thioautotrophicum sp. nov., Desulfonatronum thiosulfatophilum sp. nov., Desulfonatronovibrio thiodismutans sp. nov., and Desulfonatronovibrio magnus sp. nov. // Extremophiles. 2011. Vol. 15. Iss. 3. P. 391–401. <https://doi.org/10.1007/s00792-011-0370-7>.
26. Pikuta E.V., Hoover R.B., Bej A.K., Marsic D., Whitman W.B., Cleland D., et al. Desulfonatronum thiodismutans sp. nov., a novel alkaliphilic, sulfate-reducing bacterium capable of lithoautotrophic growth // Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology. 2003. Vol. 53. Pt 5. P. 1327–1332. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.02598-0>.
27. Pikuta E.V., Zhilina T.N., Zavarzin G.A., Kostrikina N.A., Osipov G.A., Rainey F.A. Desulfonatronum Lacustre gen. nov. sp. nov.: a new alkaliphilic sulfate – reducing bacterium utilizing ethanol // Microbiology. 1998. Vol. 67. Iss. 1. P. 123–131. EDN: MPABPV.
28. Sorokin D.Y., Chernyh N.A., Poroshina M.N. Desulfonatronobacter acetoxydans sp. nov.: a first acetate-oxidizing, extremely salt-tolerant alkaliphilic SRB from a hypersaline soda lake // Extremophiles. 2015. Vol. 19. Iss. 5. P. 899–907. <https://doi.org/10.1007/s00792-015-0765-y>.
29. Zhilina T.N., Zavarzina D.G., Kuever J., Lysenko A.M., Zavarzin G.A. Desulfonatronum cooperativum sp. nov., a novel hydrogenotrophic, alkaliphilic, sulfate-reducing bacterium, from a syntrophic culture growing on acetate // International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology. 2005. Vol. 55. Pt 3. P. 1001–1006. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.063490-0>.
30. Dada O.I., Abeysinghe S., Rahat S.M.H.S., Liyanage T.U.H., Xiong Xiaochao, Zhu Kuang, et al. Kinetic modeling of sulfate inhibition effects on growth dynamics of novel Thioalkalivibrio sp. isolates from Soap Lake, Washington // Green Chemical Engineering. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.gce.2025.08.004>.
31. Sonnad J.R., Goudar C.T. Solution of the Haldane equation for substrate inhibition enzyme kinetics using the decomposition method // Mathematical and Computer Modelling. 2004. Vol. 40. Iss. 5-6. P. 573–582. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2003.10.051>.
32. Ращенко А.Ф., Файберг А.А., Епифоров А.В., Хвойнов В.Н., Гудков С.С., Елшин В.В. Технология регенерации цианида в оборотных растворах сорбционного цианирования флотоконцентрата руды Березняковского месторождения // Вестник Гомельского государственного технического университета им. П.О. Сухого. 2014. № 1. С. 45–51. EDN: SCWXFJ.
33. Estay H. Designing the SART process – A review // Hydrometallurgy. 2018. Vol. 176. P. 147–165. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2018.01.011>.

34. Simons A., Breuer P.L. The impact of residence time on copper recovery in Telfer gold mine's cyanide recycling process // 5th World Gold 2013: Conference Proceedings (Melbourne, 26–29 September 2013). Melbourne: The Australasian Institute of Mining and Metallurgy, 2013. P. 189–196.
35. Littlejohn P., Kratochvil D., Hall A. Sulfidisation-acidification-recycling-thickening (SART) for complex gold ores // 5th World Gold 2013: Conference Proceedings (Melbourne, 26–29 September 2013). Melbourne: The Australasian Institute of Mining and Metallurgy, 2013. P. 149–155.
36. Lawrence R., Lopez O. Improving the economics of gold–copper ore projects using SART technology // World Gold 2011: Conference Proceedings (Calgary, 2–5 October 2011). Calgary: Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, 2011. P. 255–263.
37. Baker B., Rodriguez F., Littlejohn P. SART implementation at gold mines in Latin America // World Gold 2017: Conference Proceedings (Vancouver, 27–30 August 2017). Vancouver: Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, 2017.

References

1. Fleming C.A. Cyanide recovery. In: Adams M.D. (eds.). *Gold Ore Processing*. Ontario; 2016, chapt. 36, p. 647–661.
2. Potter G.M., Bergmann A., Haidlen U. *Process of recovering copper and of optionally recovering silver and gold by a leaching of oxide- and sulfide-containing materials with water-soluble cyanides*. Patent US, no. 4587110; 1986.
3. Schwerin B. *Recovery of copper from cyanide solutions*. Patent US, no. 1050303; 1965.
4. Grin'ko S.D., Faiberg A.A., Epiforov A.V. Studies on cyanide regeneration in recycled copper-cyanide solutions. In: *Innovacionnye processy obogashcheniya i glubokoj pererabotki redkometallichesкого i gornohimicheskogo syr'ya i kompleksnyh rud cvetnyh i chernyh metallov (Plaksinskie chteniya – 2024): materialy Mezhdunarodnoj konferencii = Innovative processes of concentration and deep processing of rare metal and mining-chemical raw materials and complex ores of non-ferrous and ferrous metals (Plaksin Readings - 2024): Proceedings of the international conference*. 23–27 September 2024, Apatity. Apatity: Federal Research Centre. Kola Sciences Centre RAS; 2024, p. 531–535. (In Russ.).
5. Petrov V.F., Faiberg A.A., Petrov S.V., Voiloshnikov G.I. Conditioning method of cyanide-containing reusable solutions for processing of gold-copper ores with extraction of gold and copper and regeneration of cyanide. Patent RF, no. 2443791; 2012. (In Russ.). EDN: RLERVP.
6. Lawrence R.W., Fleming C.A. Developments and new applications for biogenic sulphide reagent in hydrometallurgy and mineral processing. SGS Minerals services. *Technical paper*. 2007-02. Available from: <https://www.sgs.com/-/media/global/documents/technical-documents/sgs-technical-papers/sgs-min-tp2007-02-biogenic-sulphide-reagent-use-in-hydrometallurgy.pdf> [Accessed 5th September 2025].
7. Lopez O., Sanguinetti D., Bratty M., Kratochvil D. Green technologies for sulphate and metal removal in mining and metallurgical effluents. 2009. Available from: <https://silo.tips/download/green-technologies-for-sulphate-and-metal-removal-in-mining-and-metallurgical-ef> [Accessed 5th September 2025].
8. Mikhailova A.N., Faiberg A.A., Dementiev V.E., Mineev G.G., Bonch-Osmolovskaya E.A. Biogenic hydrogen sulfide production. *Vestnik Irkutsk State Technical University*. 2015;96:124–128. (In Russ.).
9. Grin'ko S.D., Faiberg A.A., Epiforov A.V. Production of biogenic hydrogen sulfide using anaerobic sulfidogenic microorganisms in cyanide environments. In: *Perspektivy razvitiya, sovershenstvovaniya i avtomatizacii vysokotekhnologichnyh proizvodstv: materialy XV Vserossijskoj nauchno-prakticheskoy konferencii s mezhdunarodnym uchastiem = Prospects for the development, improvement and automation of high-tech industries: Proceedings of 15th All-Russian scientific and practical conference with international participation*. 24–26 April 2024, Irkutsk. Irkutsk: Irkutsk National Research Technical University; 2025, p. 29–32. (In Russ.). EDN: STHFQG.
10. Bratty M., Lawrence R., Kratochvil D., Marchant B. Applications of biological H₂S production from elemental sulphur in the treatment of heavy metal pollution including acid rock drainage. In: *Processing International Symposium on Acid Rock Drainage*. 26–29 March 2006, Saint-Louis. Saint-Louis; 2006, p. 271–281.
11. Robertson A.M., Everett D.J., Plessis N.J. Du. Sulfates removal by the Gyp-Cix process following lime treatment. In: *Hazardous Materials Control Resources Institute: Proceedings Superfund 14th Conference and Exhibition*. 30 November – 2 December 1993, Washington. Washington; 1993, vol. 2, p. 1037–1044.
12. Jonkers H.M., Koh I.-O., Behrend P., Muyzer G., De Beer D. Aerobic organic carbon mineralization by sulfate-reducing bacteria in the oxygen-saturated photic zone of a hypersaline microbial mat. *Microbial Ecology*. 2005;49(2):291–300. <https://doi.org/10.1007/s00248-004-0260-y>.
13. Sigalevich P., Meshorer E., Helman Ya., Cohen Ye. Transition from anaerobic to aerobic growth conditions for the sulfate-reducing bacterium *Desulfovibrio oxyclinae* results in flocculation. *Applied and Environmental Microbiology*. 2000;66(11):5005–5012. <https://doi.org/10.1128/aem.66.11.5005-5012.2000>.
14. Dannenberg S., Kroder M., Dilling W., Cypionka H. Oxidation of H₂, organic compounds and inorganic sulfur compounds coupled to reduction of O₂ or nitrate by sulfate-reducing bacteria. *Archives of Microbiology*. 1992;158:93–99. <https://doi.org/10.1007/BF00245211>.
15. Cypionka H. Oxygen respiration by *Desulfovibrio* species. *Annual Review of Microbiology*. 2000;54:827–848. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.54.1.827>.
16. Wendt-Potthoff K., Koschorreck M. Functional groups and activities of bacteria in a highly acidic volcanic mountain stream and lake in Patagonia, Argentina. *Microbial Ecology*. 2002;43(1):92–106. <https://doi.org/10.1007/s00248-001-1030-8>.

17. Minz D., Flax J.L., Green S.J., Muyzer G., Cohen Y., Wagner M., et al. Diversity of sulfate-reducing bacteria in oxic and anoxic regions of a microbial mat characterized by comparative analysis of dissimilatory sulfite reductase genes. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999;65(10):4666-4671. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.10.4666-4671.1999>.
18. Schramm A., Santegoeds C.M., Nielsen H.K., Ploug H., Wagner M., Pribyl M., et al. On the occurrence of anoxic microniches, denitrification, and sulfate reduction in aerated activated sludge. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999;65(9):4189-4196. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.9.4189-4196.1999>.
19. Risatti J.B., Capman W.C., Stahl D.A. Community structure of a microbial mat: the phylogenetic dimension. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1994;91(21):10173-10177. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.21.10173>.
20. Rabus R., Nordhaus R., Ludwig W., Widdel F. Complete oxidation of toluene under strictly anoxic conditions by a new sulfate-reducing bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*. 1993;59(5):1444-1451. <https://doi.org/10.1128/aem.59.5.1444-1451.1993>.
21. Harms G., Zengler K., Rabus R., Aeckersberg F., Minz D., Rossello-Mora R., et al. Anaerobic oxidation of o-xylene, m-xylene, and homologous alkylbenzenes by new types of sulfate-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999;65(3):999-1004. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.3.999-1004.1999>.
22. Widdel F., Pfennig N., Krieg N.R., Holt J.G. Dissimilatory sulphate- or sulphur-reducing bacteria. *Bergey's manual of systematic bacteriology*. 1984;1:663-679.
23. Grin'ko S.D., Fajberg A.A., Epiforov A.V., Gudkov S.S. Production of biogenic hydrogen sulfide using sulfate-reducing bacteria. In: *Nauchnye osnovy i praktika pererabotki rud i tekhnogennogo syr'ya: materialy XXIX Mezhdunarodnoj nauchno-tekhnicheskoy konferencii, provodimoy v ramkah XXII Ural'skoj gornopromyshlennoj dekady 1–10 aprelya* = Scientific foundations and practice of processing ores and technogenic raw materials: Proceedings of 29th International scientific-technical conference held within the framework of 12th Ural Mining Decade. 4–5 April 2024, Ekaterinburg. Ekaterinburg: Ural State Mining University; 2024, p. 222-226. (In Russ.). EDN: BEBRRY.
24. Zakharyuk A.G., Kozyreva L., Khijniak T.V., Namsaraev B.B., Sherbakova V.A. Desulfonatronum zhilinae sp. nov., a novel haloalkaliphilic sulfate-reducing bacterium from Lake Alginskoe, Trans-Baikal Region, Russia. *Extremophiles*. 2015;19(3):673-680. <https://doi.org/10.1007/s00792-015-0747-0>.
25. Sorokin D.Y., Tourova T.P., Kolganova T.V., Detkova E.N., Galinski E.A., Muyzer G. Culturable diversity of lithotrophic haloalkaliphilic sulfate-reducing bacteria in soda lakes and the description of Desulfonatronum thioautotrophicum sp. nov., Desulfonatronum thiosulfatophilum sp. nov., Desulfonatronovibrio thiodismutans sp. nov., and Desulfonatronovibrio magnus sp. nov. *Extremophiles*. 2011;15(3):391-401. <https://doi.org/10.1007/s00792-011-0370-7>.
26. Pikuta E.V., Hoover R.B., Bej A.K., Marsic D., Whitman W.B., Cleland D., et al. Desulfonatronum thiodismutans sp. nov., a novel alkaliphilic, sulfate-reducing bacterium capable of lithoautotrophic growth. *Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 2003;53(Pt 5):1327-1332. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.02598-0>.
27. Pikuta E.V., Zhilina T.N., Zavarzin G.A., Kostrikin N.A., Osipov G.A., Rainey F.A. Desulfonatronum Lacustre gen. nov. sp. nov.: a new alkaliphilic sulfate – reducing bacterium utilizing ethanol. *Microbiology*. 1998;67(1):123-131. EDN: MPABPV.
28. Sorokin D.Y., Chernyh N.A., Poroshina M.N. Desulfonatronobacter acetoxydans sp. nov.: a first acetate-oxidizing, extremely salt-tolerant alkaliphilic SRB from a hypersaline soda lake. *Extremophiles*. 2015;19(5):899-907. <https://doi.org/10.1007/s00792-015-0765-y>.
29. Zhilina T.N., Zavarzina D.G., Kuever J., Lysenko A.M., Zavarzin G.A. Desulfonatronum cooperativum sp. nov., a novel hydrogenotrophic, alkaliphilic, sulfate-reducing bacterium, from a syntrophic culture growing on acetate. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 2005;55(Pt 3):1001-1006. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.63490-0>.
30. Dada O.I., Abeysinghe S., Rahat S.M.H.S., Liyanage T.U.H., Xiong Xiaochao, Zhu Kuang, et al. Kinetic modeling of sulfate inhibition effects on growth dynamics of novel Thioalkalivibrio sp. isolates from Soap Lake, Washington. *Green Chemical Engineering*. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.gce.2025.08.004>.
31. Sonnad J.R., Goudar C.T. Solution of the Haldane equation for substrate inhibition enzyme kinetics using the decomposition method. *Mathematical and Computer Modelling*. 2004;40(5-6):573-582. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2003.10.051>.
32. Rashchenko A.F., Faiberg A.A., Epiforov A.V., Khvoinov V.N., Gudkov S.S., Elshin V.V. Technology of cyanide recovery in recycled solutions of sorption cyanidation of flotation concentrate of ore from the Berezhnyakovskoye deposit. *Sukhoi State Technical University of Gomel*. 2014;1:45-51. (In Russ.). EDN: SCWXFJ.
33. Estay H. Designing the SART process – A review. *Hydrometallurgy*. 2018;176:147-165. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2018.01.011>.
34. Simons A., Breuer P.L. The impact of residence time on copper recovery in Telfer gold mine's cyanide recycling process. In: *5th World Gold 2013: Conference proceedings*. 26–29 September 2013, Melbourne. Melbourne: The Australasian Institute of Mining and Metallurgy; 2013, p. 189-196.
35. Littlejohn P., Kratochvil D., Hall A. Sulfidisation-acidification-recycling-thickening (SART) for complex gold ores. In: *5th World Gold 2013: Conference proceedings*. 26–29 September 2013, Melbourne. Melbourne: The Australasian Institute of Mining and Metallurgy; 2013, p. 149-155.
36. Lawrence R., Lopez O. Improving the economics of gold–copper ore projects using SART technology. In: *World Gold 2011: Conference proceedings*. 2–5 October 2011, Calgary. Calgary: Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum; 2011, p. 255-263.

37. Baker B., Rodriguez F., Littlejohn P. SART implementation at gold mines in Latin America. In: *World Gold 2017: Conference proceedings*. 27–30 August 2017, Vancouver. Vancouver: Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum; 2017.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Гринько Семён Дмитриевич,
президент,
ООО «Управляющая компания ЮГК»,
457021, г. Пласт, ул. Кооперативная,
20/210, Россия
grinko76@mail.ru

Файберг Анна Александровна,
к.т.н.,
ведущий научный сотрудник,
Иркутский научно-исследовательский институт
благородных и редких металлов и алмазов,
664025, г. Иркутск,
б-р Гагарина, 38, Россия
Fayberg@irgiredmet.ru

Епифоров Александр Владимирович,
к.т.н.,
ведущий научный сотрудник,
Иркутский научно-исследовательский институт
благородных и редких металлов и алмазов,
664025, г. Иркутск,
б-р Гагарина, 38, Россия
✉ epiforov@irgiredmet.ru

Баликов Станислав Васильевич,
д.т.н.,
главный научный сотрудник,
Иркутский научно-исследовательский институт
благородных и редких металлов и алмазов,
664025, г. Иркутск,
б-р Гагарина, 38, Россия
balikov@irgiredmet.ru

Заявленный вклад авторов

Гринько С.А. определял цель работы, проводил эксперименты, писал статью. Файберг А.А., Епифоров А.В. определяли цель работы, участвовали в обсуждении результатов и в подготовке статьи. Баликов С.В. участвовал в обсуждении результатов и в подготовке статьи.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Информация о статье

Статья поступила в редакцию 05.06.2025 г.; одобрена после рецензирования 23.07.2025 г.; принята к публикации 30.07.2025 г.

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Semyon D. Grinko,
President of Limited Liability Company
“Management Company UGC”,
20/210 Kooperativnaya St., Plast,
Chelyabinsk Region 457021, Russia
E-mail: grinko76@mail.ru

Anna A. Faiberg,
Cand. Sci. (Eng.),
Leading Researcher,
Irkutsk Research Institute of Precious and
Rare Metals and Diamonds (IRGIREDMET),
38 Gagarin Blvd, Irkutsk 664025, Russia
fayberg@irgiredmet.ru

Alexander V. Epiforov,
Cand. Sci. (Eng.),
Leading Researcher,
Irkutsk Research Institute of Precious
and Rare Metals and Diamonds,
38 Gagarin Blvd, Irkutsk 664025, Russia
✉ epiforov@irgiredmet.ru

Stanislav V. Balikov,
Dr. Sci. (Eng.),
Chief Researcher,
Irkutsk Research Institute
of Precious and Rare Metals and Diamonds,
38 Gagarin Blvd, Irkutsk 664025, Russia
balikov@irgiredmet.ru

Authors' contribution

Semyon D. Grinko defined the purpose of the work, conducted the experiments, wrote the article. Anna A. Faiberg, Alexander V. Epiforov defined the purpose of the work, participated in result discussion and preparation of the article for publication. Stanislav V. Balikov participated in result discussion and preparation of the article for publication.

Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

The final manuscript has been read and approved by all the co-authors.

Information about the article

The article was submitted 05.06.2025; approved after reviewing 23.07.2025; accepted for publication 30.07.2025.