

УДК 66.061.34+579.66

## БИОВЫЩЕЛАЧИВАНИЕ СУЛЬФИДНЫХ КОНЦЕНТРАТОВ С РАЗЛИЧНЫМ СОДЕРЖАНИЕМ МЕДИ И ЦИНКА И ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПОЛУЧАЕМЫХ ОСАДКОВ

© 2020 г. Н. В. Фомченко<sup>1</sup>, М. И. Муравьев<sup>1</sup>, \*

<sup>1</sup>Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского, Федеральный исследовательский центр «Фундаментальные основы биотехнологии» Российской академии наук, Москва, 119071 Россия

\*e-mail: maxmuravyov@gmail.com

Поступила в редакцию 15.01.2020 г.

После доработки 14.02.2020 г.

Принята к публикации 25.02.2020 г.

Исследовано биовыщелачивание сульфидных концентратов с различным содержанием меди и цинка в присутствии двух культур ацидофильных хемолитотрофных микроорганизмов, растущих при 30 и 35°C. Установлено, что средние скорости выщелачивания меди зависели прямо пропорционально от ее содержания в концентрате, цинка не только от его содержания, но и от содержания меди. При этом удельная скорость выщелачивания меди изменялась незначительно (28–45 мг/(г · сут)), в то время как изменение удельной скорости выщелачивания цинка было значительно больше (107–319 мг/(г · сут)) и зависело от содержания металлов в концентратах. При всех условиях биовыщелачивания удельная скорость перевода цинка в раствор значительно возрастала при увеличении содержания меди в концентратах, что свидетельствовало о наличии гальванических взаимодействий. Показано, что при биовыщелачивании концентратов, в которых содержание меди превышало содержание цинка и составляло не менее 10%, можно было получить осадки, представляющие собой медные концентраты с незначительным содержанием цинка. Концентраты, содержание цинка в которых превышало содержание меди, биовыщелачиванию подвергать нецелесообразно.

**Ключевые слова:** биовыщелачивание, медно-цинковый концентрат, халькопирит, сфалерит, ацидофильные микроорганизмы, биогидрометаллургия

**DOI:** 10.31857/S0555109920040054

В настоящее время основное количество цветных металлов находится в месторождениях сульфидных руд, которые подвергают обогащению с получением сульфидных концентратов, которые перерабатывают на пирометаллургических заводах. Известные пирометаллургические способы получения металлов из сульфидных концентратов характеризуются большими пыле- и газовыделениями, а также потерями ценных компонентов в шлаках [1, 2]. Воздействие пирометаллургических предприятий на окружающую среду, особенно связанное с выбросами сернистого газа, носит ярко выраженный негативный характер. Даже высококачественные медные концентраты содержат цинк (как правило, более 2%), который полностью теряется в шлаках при пирометаллургической переработке. Хранение этих шлаков связано с негативными последствиями для окружающей среды вследствие выветривания и попадания тяжелых металлов в грунтовые воды [3]. Для снижения неблагоприятного влияния на окружающую среду значительный практический интерес представляет

замена известных пирометаллургических процессов на биогидрометаллургические [4, 5].

Биогидрометаллургические методы привлекают в последнее время все больше внимание исследователей, занимающихся переработкой как традиционного сырья цветных и благородных металлов, так и различных видов отходов обогатительной и металлургической промышленности, а также вторичного сырья [6–13].

На предприятиях по обогащению полиметаллических руд относительно легко и дешево получают коллективные медно-цинковые концентраты. Поиск способов их переработки с применением биовыщелачивания хемолитотрофными ацидофильными микроорганизмами является актуальной задачей. Ранее было проведено изучение этого процесса [14, 15]. Было показано, что при биовыщелачивании возможно значительное снижение содержания цинка в твердой фазе и повышение содержания в ней меди.

Наиболее перспективным для биовыщелачивания представляется исследование взаимодействий

**Таблица 1.** Характеристика сульфидных концентратов

№ концентрата	Содержание металлов, %			Содержание минералов, %		k
	Cu	Zn	Fe	CuFeS <sub>2</sub>	ZnS	
1	19.2	2.64	31.6	55.2	3.9	7.3
2	14.7	5.00	33.9	42.1	7.5	2.9
3	12.4	6.18	35.0	35.5	9.3	2.0
4	10.1	7.36	36.1	29.0	11.0	1.4
5	8.08	16.3	30.48	23.2	24.4	0.5
6	6.07	25.3	24.85	17.4	37.8	0.24
7	4.05	34.3	19.23	11.6	51.2	0.12
8	2.03	43.3	13.6	5.8	64.6	0.05

ствия медных и цинковых минералов в концентратах с различным содержанием меди и цинка.

Цель работы – изучение биовыщелачивания медно-цинковых концентратов с различным содержанием меди и цинка в присутствии ассоциаций хемолитотрофных ацидофильных микроорганизмов, а также определение скорости выщелачивания цветных металлов и зависимости качества получаемого осадка от содержания меди и цинка в исходном концентрате.

### МЕТОДИКА

**Сульфидные концентраты.** В качестве объекта исследований были использованы восемь образцов флотационных медно-цинковых концентратов, полученных из сульфидной руды Тарньерского месторождения (Свердловская область, Россия) в производственных условиях на горно-обогатительном комбинате. Рудные минералы в концентрате представлены следующими сульфидами: халькопиритом (CuFeS<sub>2</sub>), сфалеритом (ZnS), а также пирротинном (Fe<sub>1-x</sub>S) и пиритом (FeS<sub>2</sub>). В табл. 1 приведены характеристики концентратов по содержанию в них основных металлов и минералов цветных металлов, а также отношения содержания меди к содержанию цинка, рассчитанные по уравнению:

$$k = \frac{\beta_{Cu}}{\beta_{Zn}}, \tag{1}$$

где  $\beta$  – содержание металла в концентрате (%).

При этом в концентратах № 1–4 содержание меди было выше, чем содержание цинка (коэффициент  $k$  изменялся от 7.3 до 1.4), а в концентратах № 5–8 содержание цинка значительно превышало содержание меди ( $k$  изменялся от 0.5 до 0.05).

**Биовыщелачивание.** Опыты проводили на термостатируемых качалках с интенсивностью перемешивания 170 об./мин в конических колбах объ-

емом 250 мл, содержащих 100 мл суспензии. В колбы вносили 1.0 г концентрата, 90 мл среды 9К [16], разбавленной дистиллированной водой в 5 раз и содержащей сульфат двухвалентного железа в таком количестве, чтобы концентрация ионов Fe<sup>2+</sup> составила 5.0 г/л, и 10 мл посевного материала. Необходимые значения pH устанавливали на уровне 1.3–1.4 и поддерживали добавлением 5 М серной кислоты.

**Культуры микроорганизмов.** Были использованы две культуры ацидофильных хемолитотрофных микроорганизмов. Первая культура, растущая при 30°C, включала бактерии *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *A. thiooxidans* и *Leptospirillum spp.*, выделенные из хранилищ пиритных отходов флотации медно-цинковых руд Урала (ОАО “Святогор” и ПАО “Гайский ГОК”, Россия). Вторая, растущая при 35°C, включала бактерии *Leptospirillum spp.*, *A. caldus* и археи *Ferroplasma acidiphilum*, выделенные из сульфидных концентратов золотосодержащих руд месторождений Олимпиадинское (Россия), а также Кокпатас и Даугызтау (Узбекистан). Культуры микроорганизмов были получены смешиванием накопительных культур, выделенных из продуктов указанных месторождений.

**Аналитические методы.** Значения pH измеряли с помощью pH-метра pH-150МИ (“Измерительная техника”, Россия). Концентрации Fe<sup>3+</sup> и Fe<sup>2+</sup> в жидкой фазе определяли титриметрическим методом с трилоном Б [17], ионов меди и цинка – на атомно-абсорбционном спектрометре с пламенной атомизацией 3100 (“Perkin Elmer”, США).

Выход твердой фазы (%) определяли по формуле:

$$\gamma = \frac{m_{oc}}{m_{исх}} \times 100\%, \tag{2}$$

где  $m_{oc}$  – масса осадка после биовыщелачивания (г),  $m_{исх}$  – масса исходного концентрата в выщелачиваемой суспензии (г).

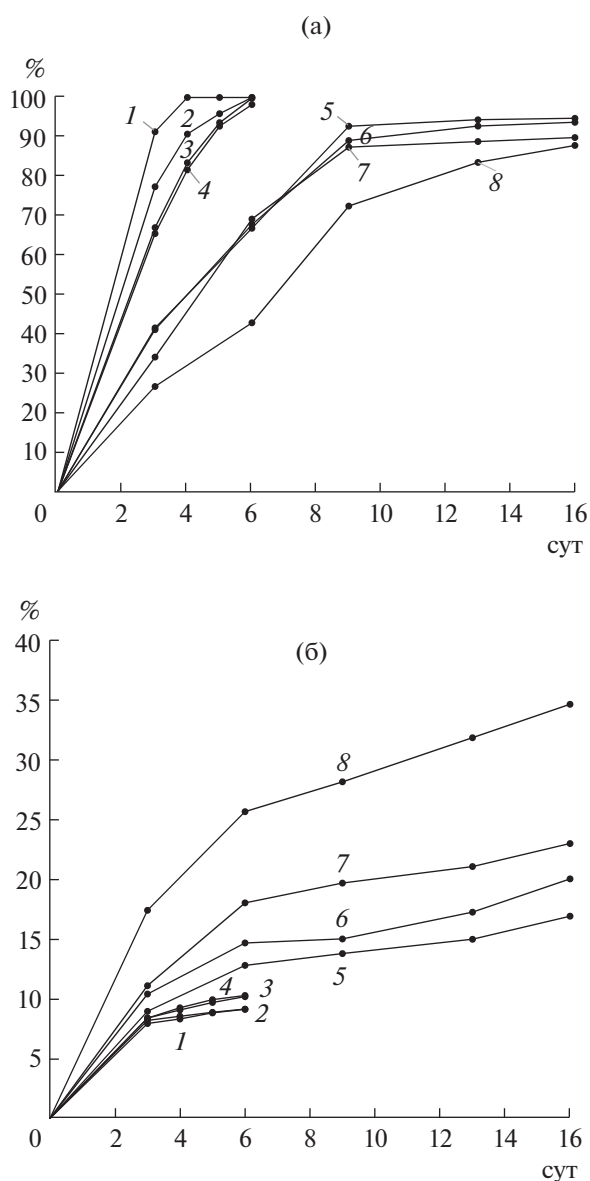


Рис. 1. Извлечение цинка (а) и меди (б) в ходе биовыщелачивания медно-цинковых концентратов (№ 1–8) при 30°C.

Извлечение цветных металлов (%) в раствор рассчитывали по формуле:

$$\varphi = 100 - \frac{\beta_{\text{ос}} \gamma}{\beta_{\text{исх}}}, \quad (3)$$

где  $\beta_{\text{ос}}$  и  $\beta_{\text{исх}}$  – содержание металла в осадке после биовыщелачивания и исходном концентрате соответственно (%).

Среднюю скорость биовыщелачивания меди и цинка (мг/л · сут) – по формуле:

$$\vartheta = \frac{C}{t}, \quad (4)$$

где  $C$  – концентрация металла в растворе (мг/л),  $t$  – время (сут).

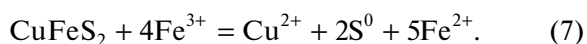
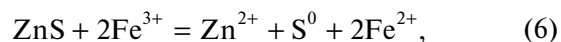
Удельную скорость выщелачивания меди и цинка (мг/г · сут) – по формуле:

$$\omega = \frac{\vartheta V}{m_{\text{исх}}} \times 100, \quad (5)$$

где  $V$  – объем раствора при выщелачивании (л).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На основании данных минерального состава исследуемых сульфидных концентратов цветных металлов можно было заключить, что при их биоокислении с использованием ацидофильных хемолитотрофных микроорганизмов возможно разрушение минералов сфалерита ( $\text{ZnS}$ ) и халькопирита ( $\text{CuFeS}_2$ ). Окисление этих минералов протекает по следующим упрощенным реакциям:



При этом основной окислитель – ион  $\text{Fe}^{3+}$ , являлся продуктом метаболизма хемолитотрофных микроорганизмов, которые окисляют ион  $\text{Fe}^{2+}$  в питательной сернокислой среде.

Известно, что халькопирит и сфалерит характеризуются при их гальваническом взаимодействии принципиально различной кинетикой окисления в сернокислых растворах трехвалентного железа. Так, халькопирит, имеющий наиболее высокий электродный потенциал, будет служить катодом, а сфалерит, обладающий низкими значениями электродного потенциала, – растворяющимся анодом [18–20].

Изменение извлечения цветных металлов в жидкую фазу в процессе биовыщелачивания при 30 и 35°C представлены на рис. 1 и 2 соответственно. Из представленных на рис. 1 данных следует, что чем больше содержание меди в медно-цинковом концентрате, тем эффективнее было удаление из него цинка при биовыщелачивании, при этом извлечение меди менялось незначительно. Анализ выщелачивания концентратов № 1–4, в которых содержание меди превышало содержание цинка, показал, что в течение 5–6 сут основное количество цинка переходило в жидкую фазу. При этом извлечение цинка в раствор достигало 98–100%, а извлечение меди составляло только 9–10%. Результаты, приведенные на рис. 2, подтвердили полученные закономерности, однако извлечение цветных металлов в жидкую фазу оказалось выше на 3–4% для цинка и на 1.0–1.5% для меди. Результаты биовыщелачивания концентратов № 5–8, в которых содержание цинка превышало содержание меди, отличались от результатов выщелачивания концентратов № 1–4. При этом извлечение цинка было значительно меньше, а меди – больше. Так, за 6 сут биовыше-

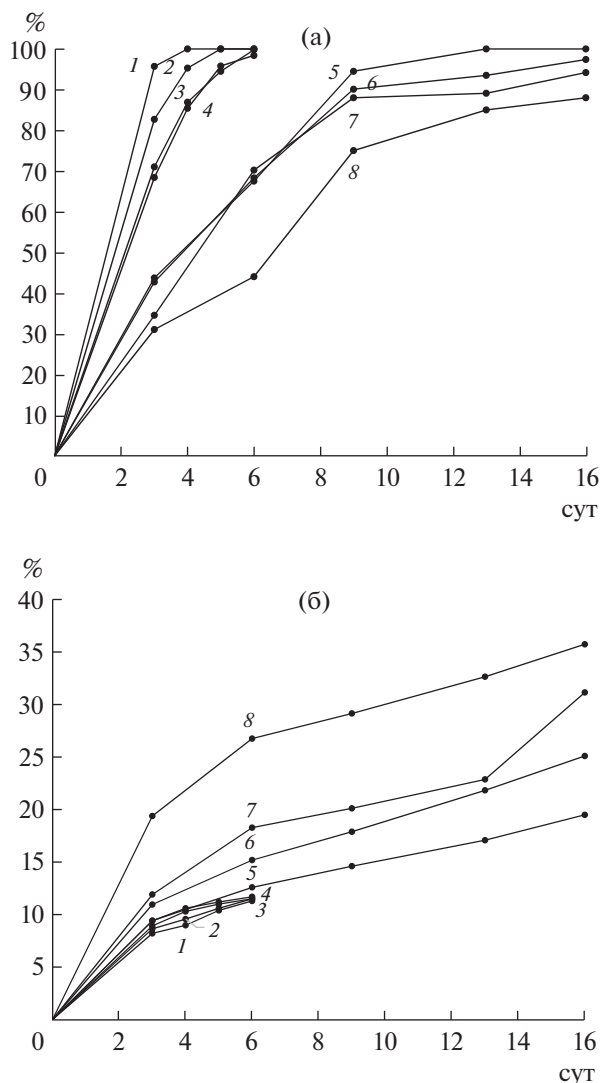


Рис. 2. Извлечение цинка (а) и меди (б) в течение биовыщелачивания медно-цинковых концентратов (№ 1–8) при 35°С.

лачивания при 35°С извлекалось только 44% цинка из концентрата с максимальным его содержанием (концентрат № 8), а за 16 сут это значение возрастало до 88%. Извлечение меди возрастало с 26.8 до 35.8%. Оказалось, что полное выщелачивание цинка происходило в течение 13 сут только из концентрата № 5, то есть время эффективного биовыщелачивания увеличивалось на 7–10 сут по сравнению с концентратом № 4.

Полученные результаты свидетельствовали о том, что цинк из концентратов № 1–4, в которых содержание меди было выше содержания цинка, выщелачивался значительно быстрее, чем из концентратов № 5–8, в которых содержание цинка превышало содержание меди.

На рис. 3 представлена средняя скорость выщелачивания цинка и меди на протяжении 3 сут

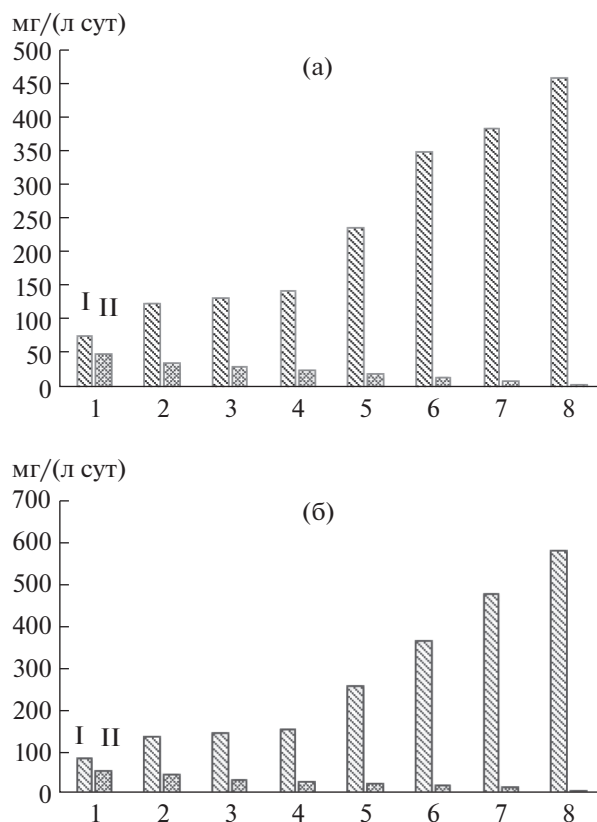
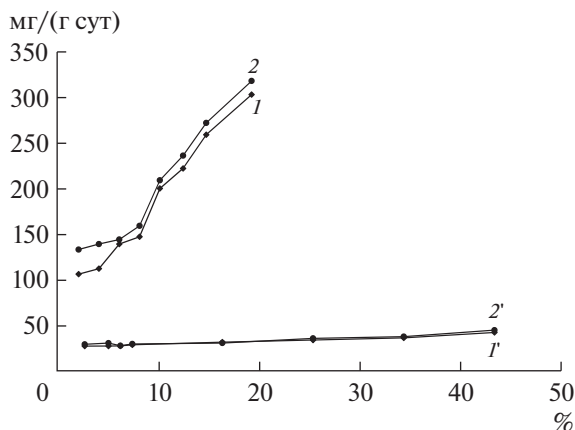


Рис. 3. Средняя скорость выщелачивания цинка (I) и меди (II) за 3 сут биовыщелачивания концентратов № 1–8 при 30 (а) и 35°С (б).

из исследуемых концентратов в процессе биоокисления при 30 и 35°С соответственно. Необходимо отметить, что в течение 3 сут из концентратов № 1–4 было выщелочено основное количество цветных металлов. Из представленных данных следовало, что скорость выщелачивания цинка из всех исследуемых концентратов превышала скорость выщелачивания меди. При этом даже в концентрате № 1, в котором количество меди в 8 раз превышало содержание цинка, скорость его выщелачивания оказалась выше скорости выщелачивания меди в 1.5 раза. Необходимо отметить, что скорость выщелачивания цветных металлов оказалась прямо пропорциональна их содержанию в исследуемых концентратах, а при 35°С скорость их выщелачивания во всех опытах была выше. На основании данных рис. 3 была рассчитана разница между максимальной и минимальной скоростью выщелачивания цветных металлов, которая для цинка составила 497 мг/(л · сут), а меди – только 48 мг/(л · сут).

На рис. 4 представлена зависимость удельной скорости выщелачивания меди от содержания цинка и удельной скорости выщелачивания цинка от содержания меди в исследуемых концентратах в процессе их биовыщелачивания при 30 и



**Рис. 4.** Зависимости средних удельных скоростей выщелачивания цинка (1, 2) от содержания меди, а также меди (1', 2') от содержания цинка в течение 3 сут биовыщелачивания при 30 (1, 1') и 35°C (2, 2').

35°C. Из представленных данных следовало, что удельная скорость выщелачивания цинка значительно зависела от содержания меди в концентратах. Этот параметр резко возрастал при увеличении содержания меди в концентрате с 10.1 до 19.2%, при котором содержание цинка становилось меньше содержания меди (7.36–2.64%). Так, при максимальном содержании цинка (43.3%) и минимальном содержании меди (2.03%) удельная скорость выщелачивания цинка при 30°C составила только 106, а меди — 43.0 мг/(г · сут). При снижении содержания цинка до 7.36% и увеличении содержания меди до 10.1% этот параметр возрос до 201 мг/(г · сут) для цинка и снижился до 29.0 мг/(г · сут) для меди. При дальнейшем снижении содержания цинка до минимального значения (2.64%) удельная скорость его выщелачивания возрастала до 314 мг/(г · сут), а меди при максимальном ее содержании (19.2%) — снижалась до 27 мг/(г · сут). Закономерности, полученные при биовыщелачивании концентратов при 30°C полностью подтвердились при проведении биовыщелачивания при 35°C.

Анализ данных, представленных на рис. 4, показал, что при 30°C удельная скорость выщелачивания меди в зависимости от содержания металлов в концентратах изменялась незначительно (43–27 мг/(г · сут)). В то же время изменение удельной скорости выщелачивания цинка оказалось значительно больше (107–304 мг/(г · сут)). При 35°C показатели удельной скорости выщелачивания меди изменялись в диапазоне 45.5–29.8 мг/(г · сут), а цинка — 134–319 мг/(г · сут), то есть были несколько выше, чем при 30°C. Это свидетельствовало о том, что при всех условиях биовыщелачивания удельная скорость выщелачивания цинка значительно возрастала при увеличении содержания меди в концентратах, в то время как удельная

скорость освобождения меди при этом снижалась незначительно. Можно предположить, что это связано с наличием гальванического взаимодействия при совместном выщелачивании медного минерала халькопирита и цинкового минерала сфалерита. В концентратах, в которых содержание меди превышало содержание цинка, удельная скорость выщелачивания цинка из минерала сфалерита значительно повышалась.

Низкую удельную скорость выщелачивания меди из халькопирита можно объяснить известной его высокой устойчивостью к окислению в сернокислых растворах трехвалентного железа [21–24].

В табл. 2 представлены основные результаты биовыщелачивания медно-цинковых концентратов при 30 и 35°C. Из представленных данных следовало, что выход осадка после выщелачивания концентратов № 1–4, почти полное удаление цинка из которых было достигнуто за 6 сут, незначительно отличался для всех продуктов и составлял от 67 до 78%. Это при биовыщелачивании как при 30°C, так и 35°C позволило сконцентрировать медь в осадках и повысить ее содержание в них на 3–4% по сравнению с содержанием в исходном концентрате. При этом во всех этих исходных концентратах содержание цинка было ниже содержания меди.

При биовыщелачивании концентратов № 5–8, в которых содержание цинка превышало содержание меди, даже за 16 сут полностью удалить цинк удалось только из концентрата № 5, содержащем исходно 16.3 и 8.08% цинка и меди соответственно. При этом содержание меди в осадке также повышалось до 13.0% (при 35°C), что оказалось близким к результатам биовыщелачивания концентрата № 4 за 6 сут. Из концентратов № 6–8 не удалось полностью выщелочить цинк, при этом остаточное содержание цинка и меди было высоким. Следует отметить, что из всех выщелачиваемых концентратов в получаемых осадках вследствие их низкого выхода (40–53%) концентрировалась медь.

Анализ полученных результатов показал, что биовыщелачивание концентратов № 1–3 протекало относительно быстро и эффективно, и получаемые осадки соответствовали качественным медным концентратам. В то время как осадки, полученные из концентратов № 4–8, по содержанию в них цветных металлов не являлись ни концентратами, ни отходами. В связи с этим по своему химическому и минералогическому составу они оказались неперспективными для переработки с применением биовыщелачивания.

Качественные медные осадки могут быть эффективно переработаны с использованием пирометаллургических способов, при этом потери цветных металлов со шлаками будут незначительными вследствие очень низкого содержания в них цинка. Цветные металлы из растворов, получен-

**Таблица 2.** Основные результаты биовыщелачивания медно-цинковых концентратов\* при 30 и 35°C

Температура, °C	№ концентрата	γ	100-φ		β <sub>oc</sub>	
			Cu	Zn	Cu	Zn
30	1	78	89.7	0	22.1	0
	2	66	89.8	0	19.9	0
	3	71	90.9	0.10	16.9	0.01
	4	68	90.8	1.80	13.5	0.20
	5	53	83.1	5.31	12.6	1.62
	6	45	79.9	6.30	10.7	3.52
	7	44	77.0	10.2	7.06	7.91
	8	45	65.3	12.2	2.97	11.8
35	1	76	89.5	0	22.6	0
	2	71	89.3	0	18.5	0
	3	68	89.5	0.20	16.6	0.01
	4	67	89.7	1.60	13.5	0.18
	5	51	81.5	0	13.0	0
	6	42	74.9	2.60	11.7	0.87
	7	40	68.8	5.80	6.91	4.94
	8	40	64.2	12.0	3.25	12.9

\* Продолжительность выщелачивания для концентратов № 1–4 составляла 5 сут, № 5–8 – 16 сут.

ных после биовыщелачивания концентратов, могут быть выделены в товарной форме с помощью известных способов [25, 26].

Таким образом, показана возможность прогнозирования эффективности удаления цинка и повышения содержания меди при биовыщелачивании медно-цинковых сульфидных концентратов в зависимости от соотношения в них минералов цветных металлов. Развитие исследований в этом направлении позволит повысить эффективность переработки медно-цинковых концентратов с применением технологии биовыщелачивания.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации.

**СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ**

Настоящая статья не содержит результатов исследований, в которых в качестве объектов использовались люди или животные.

**КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ**

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

**СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ**

1. Potysz A., van Hullebusch E.D., Kierczak J., Grybos M., Lens P.N.L., Guibaud G. // Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 2015. V. 45. № 22. P. 2424–2488.
2. Moskalyk R.R., Alfantazi A.M. // Miner. Eng. 2003. V. 16. № 10. P. 893–919.
3. Potysz A., van Hullebusch E.D., Kierczak J. // J. Environ. Manag. 2018. V. 219. P. 138–152.
4. Fomchenko N.V., Muravyov M.I. // J. Environ. Manag. 2018. V. 226. P. 270–277.
5. Fomchenko N.V., Muravyov M.I. // Hydrometallurgy. 2017. V. 174. № 1. P. 116–122.
6. Gu T., Rastegar S.O., Mousavi S.M., Li M., Zhou M. // Biores. Technol. 2018. V. 261. P. 428–440.
7. Mahmoud A., Cézac P., Hoadley A.F.A., Contamine F., D’Hugues P. // Int. Biodeter. Biodegr. 2017. V. 119. P. 118–146.
8. Muravyov M.I., Fomchenko N.V. // Miner. Eng. 2018. V. 122. P. 267–276.
9. Муравьев М.И., Фомченко Н.В. // Прикл. биохимия и микробиология. 2013. Т. 49. № 6. С. 561–569.
10. Baniasadi M., Vakilchah F., Bahaloo-Horeh N., Mousavi S.M., Farnaud S. // J. Ind. Eng. Chem. 2019. V. 76. P. 75–90.
11. Hoque M.E., Philip O.J. // Mater. Sci. Eng.: C. 2011. V. 31. № 2. P. 57–66.

12. *Kaksonen A.H., Boxall N.J., Gumulya Y., Khaleque H.N., Morris C., Bohu T., Cheng K.Y., Usher K.M., Lakanie-mi A.-M.* // *Hydrometallurgy*. 2018. V. 180. № 1. P. 7–25.
13. *Watling H.R.* // *Miner.* 2014. V. 5. № 1. P. 1–60.
14. *Фомченко Н.В., Муравьёв М.И.* // *Прикл. биохимия и микробиология*. 2017. Т. 53. № 1. С. 82–87.
15. *Фомченко Н.В., Муравьёв М.И.* // *Прикл. биохимия и микробиология*. 2017. Т. 53. № 4. С. 395–399.
16. *Silverman M.P., Lundgren D.C.* // *J. Bacteriol.* 1959. V. 77. № 5. P. 642–647.
17. *Davis D.G., Jacobsen W.R.* // *Anal. Chem.* 1960. V. 32. № 2. P. 215–217.
18. *Jyothi N., Sudha K.N., Natarajan K.A.* // *Int. J. Miner. Process.* 1989. V. 27. № 3–4. P. 189–203.
19. *Mehta A.P., Murr L.E.* // *Hydrometallurgy*. 1983. V. 9. № 3. P. 235–256.
20. *Arpalahti A., Lundström M.* // *Miner. Eng.* 2018. V. 119. P. 116–125.
21. *Tanne C.K., Schippers A.* // *Hydrometallurgy*. 2019. V. 187. № 1. P. 8–17.
22. *Zhao H., Zhang Y., Zhang X., Qian L., Sun M., Yang Y., Zhang Y., Wang J., Kim H., Qiu G.* // *Miner. Eng.* 2019. V. 136. P. 140–154.
23. *Tao H., Dongwei L.* // *Biotechnol. Rep.* 2014. V. 4. P. 107–119.
24. *Panda S., Akcil A., Pradhan N., Deveci H.* // *Biores. Technol.* 2015. V. 196. P. 694–706.
25. *Леонов С.Б., Минеев Г.Г., Жучков И.А.* *Гидрометаллургия. Ч. 2: Выделение металлов из растворов и вопросы экологии* Иркутск: Изд-во Иркут. гос. техн. ун-та, 1998, 2000. 491 с.
26. *Медведев А.С., Богатырева Е.В.* *Теория гидрометаллургических процессов*. М.: Изд. дом МИСИС, 2009. 346 с.

## Bioleaching of Sulfide Concentrate Containing Different Amounts of Copper and Zinc and Evaluation of Bioleach Residue Grade

N. V. Fomchenko<sup>a</sup> and M. I. Muravyov<sup>a, \*</sup>

<sup>a</sup>*Winogradsky Institute of Microbiology, Research Center of Biotechnology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia*

<sup>\*</sup>*e-mail: maxmuravyov@gmail.com*

Bioleaching of sulfide concentrates with different copper and zinc contents was studied using two cultures of acidophilic chemolithotrophic microorganisms growing at 30 and 35°C. It was found that the average leaching rates of copper directly depends on its content in the concentrate. The leaching rate of zinc depends not only on its content but also on copper content. At the same time, the specific rate of copper leaching changed slightly (28–45 mg/(g · day)), and the range of changes in the specific rate of zinc leaching was significantly greater (107–319 mg/(g · day)) depending on the metals content in concentrate. Under all conditions of bioleaching, the specific rate of leaching of zinc significantly increased with an increase in the copper content in the concentrates, which indicated the presence of a galvanic interactions. It was shown the possibility obtaining copper concentrates with a low zinc content during bioleaching from concentrates in which the copper content exceeded the zinc content and was not less than 10%. Concentrates containing more zinc than copper should not be subjected to bioleaching.

*Keywords:* bioleaching, sulfide concentrate, biohydrometallurgy, acidophilic microorganisms