

ГЕОФИЗИКА

УДК 550.837 + 556.314 + 622.34

**ВЕРТИКАЛЬНОЕ И ЛАТЕРАЛЬНОЕ РАСПРОСТРАНЕНИЕ
ВЫСОКОМИНЕРАЛИЗОВАННЫХ РАСТВОРОВ КИСЛОГО ДРЕНАЖА ПО ДАННЫМ
ЭЛЕКТРОТОМОГРАФИИ И ГИДРОГЕОХИМИИ (Урской отвал, Салаир)**

В.В. Оленченко¹, Д.О. Кучер¹, С.Б. Бортникова¹, О.Л. Гаськова^{2,3}, А.В. Еделев¹, М.П. Гора²

¹ Институт нефтегазовой геологии и геофизики им. А.А. Трофимука СО РАН,
630090, Новосибирск, просп. Академика Коптюга, 3, Россия

² Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН,
630090, Новосибирск, просп. Академика Коптюга, 3, Россия

³ Новосибирский государственный университет, 630090, Новосибирск, ул. Пирогова, 2, Россия

Комплексное геофизическое и геохимическое исследование области распространения кислого дренажа от сульфидсодержащих отвалов отходов обогащения руд Ново-Урское месторождения позволило определить два направления миграции высокоминерализованных токсичных растворов. Поверхностный сток идёт по естественному уклону долины. В вертикальном направлении по природному разлому происходит проникание дренажных потоков в грунтовые и подземные воды на глубину более 20 м. На основе интерпретации геофизических данных предполагается, что в процессе проникновения дренажных растворов в геологической среде происходит разубоживание растворов чистыми грунтовыми водами, приводящее к уменьшению общей минерализации в 6 раз.

Кислый дренаж, тяжёлые металлы, электротомография, 3D модель.

**VERTICAL AND LATERAL SPREADING OF HIGHLY MINERALIZED
ACID DRAINAGE SOLUTIONS (Ur dump, Salair): ELECTRICAL RESISTIVITY
TOMOGRAPHY AND HYDROGEOCHEMICAL DATA**

V.V. Olenchenko, D.O. Kucher, S.B. Bortnikova, O.L. Gas'kova, A.V. Edelev, and M.P. Gora

Combined geophysical and geochemical investigations of drainage streams from sulfide-containing waste dumps of the Novo-Urskoe deposit allow determining two directions of highly mineralized toxic solutions. Surface drainage stream flows over the natural slope of the valley. In addition, along the natural fault, vertical penetration of drainage solutions into groundwater occurs to a depth of 20 m. Based on geophysical-data interpretation, we assume that penetration of solutions into geologic environment leads to their dilution by groundwater, followed by a six-fold decrease in total mineralization.

Acid drainage, heavy metals, electrical resistivity tomography, 3D model

ВВЕДЕНИЕ

Существующая в настоящее время ситуация нахождения отвальных пород, хвостов обогащения руд, шлаков металлургической промышленности в прямом доступе окисляющим и транспортирующим факторам радикально изменила геохимический облик и историю горно-рудных регионов не только в России, но и во всем мире. С обнаружением в 70-х годах прошлого века токсичных аномалий тяжёлых металлов вблизи обогатительных предприятий [Boorman, Watson, 1976; Blair et al., 1980] началась новая эпоха в развитии наук о Земле — приоритеты и прикладных, и фундаментальных работ заметно сместились в область исследований последствий деятельности человека в сфере добычи полезных ископаемых. Появление и распространение кислых дренажных потоков из отходов обогащения сульфидных и

сульфидсодержащих руд — проблема, активно обсуждаемая в мировой литературе. Водный транспорт потенциально токсичных элементов из мест складирования отходов со временем приобретает все большие масштабы вследствие разрушения минеральной матрицы отходов и перехода элементов в подвижные формы. Формирование высокоминерализованных растворов внутри тела отвалов и направление их последующей миграции во внешней среде — вопросы, без решения которых невозможно разработать защитные меры против вредного воздействия кислых дренажных вод. Если поверхностные водотоки позволяют проследить с большей или меньшей достоверностью миграцию выносимых из хранилищ металлов [Sainz et al., 2004], то связь с подземными горизонтами грунтовых вод определяется с

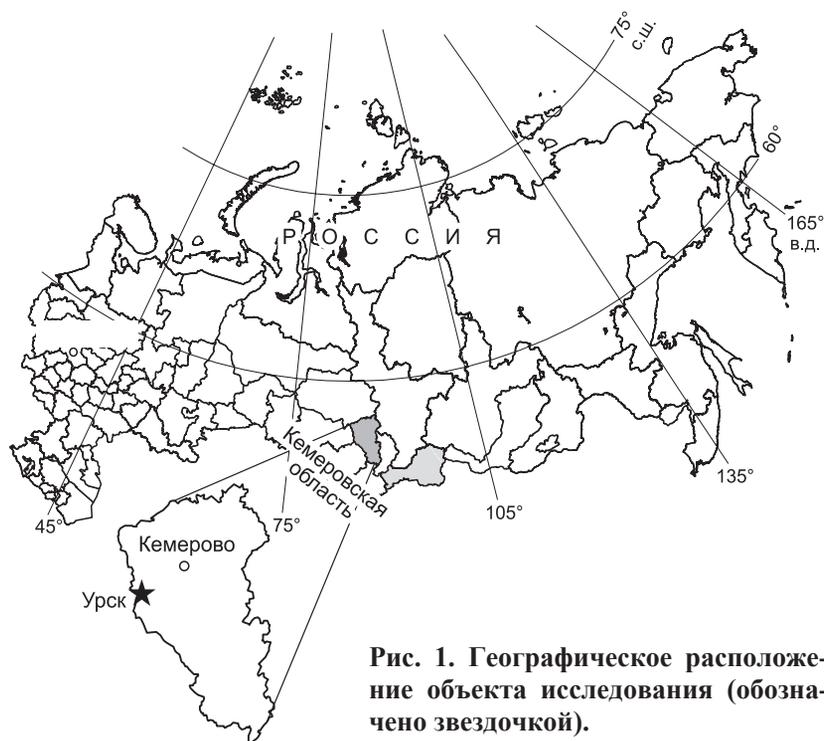


Рис. 1. Географическое расположение объекта исследования (обозначено звездочкой).

помощью скважинного опробования [Kargar et al., 2012; Oilas et al., 2012; Спиридонов и др., 2014] либо зондирования геофизическими методами [Yuval, Oldenburg, 1996; Bortnikova et al., 2011; Ayolabi et al., 2013]. На территории России находятся сотни законсервированных, действующих и формирующихся хранилищ отходов горно-рудной и обогатительной промышленности. Часть отвалов из-за сложившейся гидрогеологической обстановки — это открытые источники техногенного загрязнения окружающей среды. В них основными агентами переноса загрязняющих веществ являются дренирующие через отвалы воды, реализующиеся на поверхности в виде дренажных ручьев, а в подземные горизонты уходят растворы, фильтрующиеся в разных направлениях (в зависимости от структурных особенностей геологической среды). На данный момент многие типы хвостохранилищ являются объектами тщательного исследования и поиска решений рекультивации опасных для окружающей среды и населения источников.

Нами определены составы растворов и направления стоков в геологической среде для понимания генезиса дренажных потоков из насыпных отвалов. Геохимическое опробование и геофизическое зондирование было проведено на отвале Ново-Урского месторождения (Кемеровская область, пос. Урск, рис. 1), в результате исследований была выявлена внутренняя зональность отвала, отражающая распространение высокоминерализованных растворов в межпоровом пространстве, и показано распространение дренажных потоков, вытекающих из-под отвала, в латеральном и вертикальном направлениях.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЙ

Краткая характеристика месторождения. Ново-Урское месторождение открыто в 1932 г. в составе Урского рудного поля, которое объединяет месторождения Ново-Урское, Белоключевское, Самойловское и ряд рудопроявлений. В пределах месторождения было выявлено и разведано 11 рудных тел, содержащих промышленные руды [Дистанов, 1977]. Рудное поле сложено дацитовыми порфирами и их туфами, порфиритами, кварц-альбит-хлоритовыми сланцами печеркинской свиты ($р\epsilon_1$), залегающими среди известняков анчешевской свиты ($ан \epsilon_1$). Падение слоистости пород юго-западное, под углом $60\text{—}70^\circ$. Рудные тела представлены массивными серно-колчеданными и колчеданно-полиметаллическими рудами, прожилково-вкрапленными преимущественно медно-цинковыми. Форма рудных тел в большинстве случаев линзообразная. Строение, морфология, вещественный состав, последовательность минералообразования, история отработки изучены и описаны многими исследователями, на основе работ которых дается краткая характеристика рудного поля [Болгов, 1937; Зеркалов, 1959, 1962; Ковалев, 1969; Дистанов, 1977]. Вслед за открытием началась разработка зоны окисления Ново-Урского месторождения на золото. С поверхности оно было представлено типичной железной шляпой с повышенным содержанием барита и золота. На месторождении были отработаны окисленные рудные тела до глуби-



Рис. 2. Внешний вид отвала и водоемов.

ны 40—50 м. Сплошные руды сменялись прожилковыми и затем вкрапленными во всех направлениях. Сплошные руды почти нацело состояли из сульфидов: пирита, сфалерита, халькопирита, блеклых руд, галенита, арсенопирита, борнита, ковеллина, халькозина. Жильные минералы: кварц, серицит, барит, кальцит, гипс. Было выделено три промышленных сорта руд: медная и медно-цинковая, цинковая, серно-колчеданная. Но обрабатывалась только верхняя часть рудных тел: кварц-баритовая и кварц-пиритовая сыпучки, из которых цианированием извлекалось золото. Остальные части рудных тел остались нетронутыми.

Отвалы. Отходы цианирования кварц-баритовой сыпучки (самая верхняя, наиболее окисленная, часть рудных тел) и кварц-пиритовой сыпучки складировались рядом в пойме ручья в два насыпных отвала без защитных технических сооружений или дамб. В результате были сформированы насыпи высотой 10—12 м (рис. 2). Отвал кварц-пиритовой сыпучки в большой степени изъят в последнее десятилетие для вторичного извлечения барита (см. рис. 2, фотография слева). Второй, из отходов зоны окисления (см. рис. 2, фотография справа), остался как есть. На протяжении 80 лет существования отходы размывались сезонными осадками. В результате заболоченная территория, расположенная ниже хвостохранилища, вплоть до р. Ур покрыта конусом выноса. С северной стороны отвалов при стекании дождевых и снеговых вод со склонов образуются небольшие водоемы, пересыхающие в засушливый сезон.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Поставленные в работе задачи решаются с помощью комплекса геохимических и геофизических методов. Поток, вытекающий из-под отвалов, опробован на всем протяжении. Геофизическая часть исследований представлена электротомографией, которая проведена как на самом отвале, так и на дренажной системе. В лабораторных условиях обработаны данные и построены геоэлектрические разрезы и карты. Растворы проанализированы на основной и микроэлементный состав.

Геохимический отбор проб. Пробы воды были взяты весной 2012 г. из дренажных ручьев (источники и по ходу течения), природного ручья, протекающего с запада от отвалов, водоемов, образующих-

ся в северной части отвалов. Одна проба грунтовой воды взята из скважины, пробуренной ручным буром на гл. ~ 50 см. Все пробы отбирали в пластиковые контейнеры. На месте были замерены pH, Eh (pH-Eh-метром HI 9125C, производитель HANNA Instruments). Перед измерением pH исследуемых растворов проводилась калибровка прибора по стандартным растворам с известными значениями pH (3.56; 4.01; 6.86; 9.18), точность составляла ± 0.01 pH. Электропроводность измеряли кондуктометром Cond3110 WTW (производитель Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH). Прибор определяет электропроводности в диапазоне от 0.0 мкСм/см до 500 мСм/см с погрешностью ± 0.5 % от значения. Диапазон температур: $-5...+105$ °С. Окислительно-восстановительный потенциал (Eh) в пробах был также замерен прибором HI 9125C, точность составляла ± 0.01 мВ.

В лабораторных условиях в растворах был определен основной ионный состав: анионы SO_4^{2-} , Cl^- , F^- , NO_3^- и NH_4^+ , катионы, микроэлементы.

Содержание Cl^- , F^- , NO_3^- и NH_4^+ определялось потенциометрическим методом на портативном иономере ЭКСПЕРТ-001-3.0.4, производитель Эконикс-Эксперт. Точность методики в диапазоне концентраций 10—500 мг/л составляла 10 %.

Содержание сульфат-иона определялось турбидиметрическим методом на спектрофотометре ПЭ-5400ви, ошибка 10 %.

Основные катионы (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) и микроэлементы определялись методом атомно-эмиссионной спектроскопии (ИСП-АЭС) на приборе IRIS Advantage в АЦ ИГМ СО РАН (аналитик С.Ф. Нечепуренко).

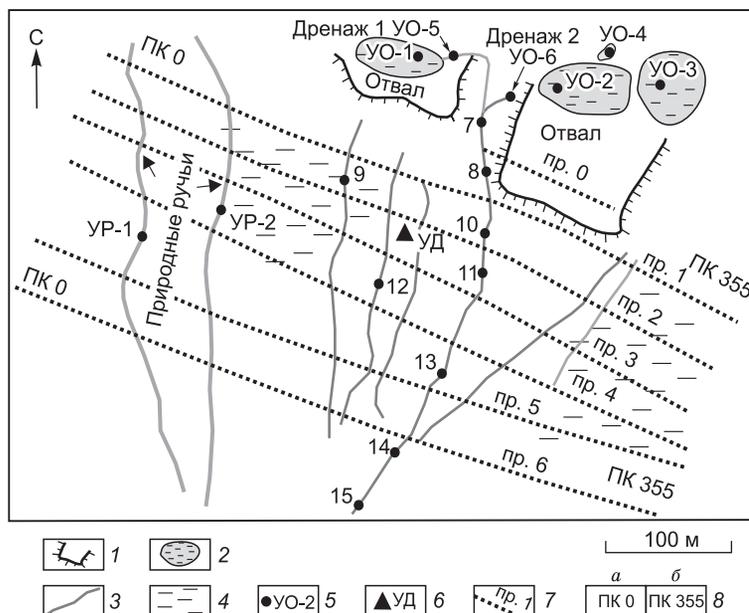
Метод электротомографии (ЭТ) является современной модификацией метода вертикального электрического зондирования [Бобачев, Горбунов, 2005; Loke, 2009; Балков и др., 2012] и относится к группе методов сопротивления, основанных на законе Ома. Через питающие электроды в землю вводится электрический ток, а на приемных электродах измеряется разность потенциалов. По измеренным напряжению и силе тока рассчитывается кажущееся удельное электрическое сопротивление (УЭС) среды. В основу ЭТ заложены измерения многоэлектродными установками и двумерная автоматическая инверсия данных. Под инверсией понимается решение обратной задачи электроразведки — подбор по экспериментальным данным модели распределения УЭС в среде. Профильные зондирования по технологии ЭТ интерпретируются в рамках двумерной модели. На вход специализированной программы подаются результаты измерений, полученные с помощью многоэлектродной установки, в итоге формируется геоэлектрический разрез — распределение электрических свойств горных пород по глубине и простиранию. Сопоставляя данные электротомографии с априорной геологической информацией, проводят геологическую интерпретацию разрезов сопротивления. При площадных детальных работах результаты измерений по профилям преобразуются в трехмерный массив и выполняется трехмерная (3D) инверсия данных. 3D инверсию целесообразно проводить в тех случаях, когда объект поисков явно трехмерной структуры или геологическая среда насыщена трехмерными неоднородностями.

В пределах участка исследований электрические зондирования по технологии ЭТ были выполнены по шести профилям, расположенным на расстоянии 30 м друг от друга. Шаг измерений по профилю составлял 5 м при длине профиля 355 м (рис. 3). Каждый из профилей полностью пересекал дренажную систему от отвалов и заканчивался на условно-фоновой территории (залесенные участки по бортам долины). Тем самым предполагается максимально полный охват объема геологической среды, в которой распространяются растворы.

Один профиль (пр. 0) частично пересекал отвал в поперечном направ-

Рис. 3. Схема гидрохимического опробования и расположения профилей электротомографии.

1 — контур отвалов; 2 — временные водоемы; 3 — дренажные и природные ручьи; 4 — заболоченная территория; 5 — точки гидрохимического опробования и шифр пробы; 6 — место отбора грунтовой воды и шифр пробы; 7 — расположение профилей электротомографии и их номера; 8 — начало (а) и окончание (б) профилей.



лении. Зондирования на отвале были выполнены по профилю с шагом 2 м, что повысило детальность разреза, но уменьшило глубинность исследований [Халатов и др., 2013].

Измерения проводились с использованием многоэлектродной электроразведочной станции СКА-ЛА-48, разработанной в лаборатории электромагнитных полей ИНГГ СО РАН [Балков и др., 2012]. При измерениях применялась последовательность подключения электродов, соответствующая установке Шлюмберже. Обработка данных проводилась с применением программ Res2DInv и Res3DInv [Loke, 2009].

Набор профильных данных был преобразован в трехмерный массив, результатом количественной интерпретации которого стала трехмерная геоэлектрическая модель среды, срезы последней представляют карты распределения УЭС по разным глубинам.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Состав воды временных водоемов. Взятые пробы лишь частично (на данный момент) характеризуют состав изменчивых растворов в водоемах: при стекании сезонных потоков по склонам отвалов растворяются обильные выцветы (различные купоросы), а затем в сухую погоду идет концентрирование за счет испарения и дополнительного взаимодействия воды с подстилающим веществом отходов. В результате образуются ультракислые воды, содержащие широкий спектр элементов, в том числе высокотоксичных (табл. 1, пр. УО-1—УО-4). Природный ручей, огибающий отвалы с западной стороны (пр. УР-1, УР-2), также испытывает интенсивное влияние отвалов, за счет ветрового разноса и растворения сульфидного вещества его вода имеет рН около 3, содержание металлов (Al, Fe, Co, Ni, Pb, Sr, Be), хотя и не достигает уровня концентраций в застойных водоемах, все же достаточно высоко, чтобы считаться токсичными [Гигиенические нормативы..., 2003].

Состав растворов дренажных ручьев. Дренажный поток, подтопляющий всю прилегающую к отвалам долину, поступает из двух основных источников: из-под отвала зоны окисления ручей вытекает непосредственно у подножия (УО-6, см. рис. 3), а со стороны отвала кварц-пиритовой сыпучки ручей (УО-5) берет начало в водоеме, сформированном стекающими со склонов сезонными потоками, затем ручьи сливаются. Таким образом, пр. УО-5 и УО-6 характеризуют каждый из отвалов, а дальнейшие образцы вод (см. рис. 3, пр. 7—15) отражают кумулятивный состав.

Поток с отвала кварц-пиритовой сыпучки (дренаж 1) унаследует характеристики водоема, из которого вытекает (УО-1). Закономерно, что это наиболее кислые сульфатно-железистые воды с рН = 1.92, имеющие минерализацию 7 г/л. Доля катионов железа за счет растворения пирита составляет 92 %, но нельзя не обратить внимания на высокие концентрации V, Cr, Cd и Pb (табл. 2). В частности, последнего в растворе 1.6 мг/л при ПДК 0.01 мг/л [Гигиенические нормативы..., 2003] (ПДК здесь используется, конечно, только как опорная точка отсчета).

Вода дренажа 2 (УО-6) из-под окисленного отвала представляет собой кислые (рН = 2.55) растворы с минерализацией 2 г/л (см. табл. 2), складывающейся в анионной части из сульфатов, в катионной — из широкого списка металлов, основная доля в котором принадлежит Al, Fe, Ca. Следует отметить, что в этих растворах мольные доли Mn и Zn превышают 1 %.

Мы предполагаем, что состав дренажных потоков по течению определяется двумя основными процессами: разбавлением атмосферными осадками, что должно приводить к некоторой нейтрализации растворов, и, наоборот, взаимодействием кислых агрессивных растворов со снесенным веществом отходов, растворением остаточных сульфидов и переводом металлов в подвижное состояние. Изменение состава растворов дренажа можно проследить на двойных диаграммах концентраций элементов в водоемах, истоках ручьев и точках их течения вниз по рельефу (рис. 4). По сравнению с водоемами в истоках ручьев содержание практически всех элементов немного снижается (показано стрелками на диаграмме), но затем в растворах дренажа концентрации с некоторыми колебаниями существенно возрастают, так как кислая среда способствует переходу металлов в растворы из механически рассеянного вещества отходов. На первый взгляд кажется невероятным, что по мере удаления от отвалов концентрации металлов растут, и рН долго не повышается. Это означает, что буферная емкость изученной системы практически исчерпана, только на расстоянии 1 км от отвалов началось некоторое снижение концентраций, но тем не менее они остаются экстремально высокими.

Как следует из состава растворов, в кислой среде происходит не только растворение вторичных сульфатов и остаточных сульфидов, но идет и разрушение породной матрицы отходов. Считается, что по мере развития техногенных процессов происходит уменьшение доли металлов и увеличение доли петрогенных элементов. По коэффициентам корреляции выделяются несколько ассоциаций элементов, отражающих как их исходные связи в рудно-породной смеси, так и возникшие вновь при гипергенном изменении отвала (табл. 3). Высокие коэффициенты корреляции между растворенными формами элементов, слагающими оксиды силикатной группы (SiO₂—Al—Ca—Mg—Mn—Sr), свидетельствуют об

Таблица 1.

**Физико-химические параметры и содержание элементов в водоемах,
природном ручье и грунтовой воде**

Компонент	УО-1	УО-2	УО-3	УО-4	УР-1	УР-2	УД
	Водоемы				Природный ручей		Грунтовая вода
pH	1.67	2.20	2.40	1.95	3.25	2.95	2.70
Eh, мВ	674	880	820	654	595	760	790
γ , мСм/см	11.9	7.0	4.1	13.6	0.74	1.2	9.8
SO_4^{2-} , мг/л	9600	5600	2900	35000	430	510	10200
Cl^-	0.40	< 3.6	< 3.6	0.40	3.8	18	10
NO_3^-	2.4	0.83	0.61	1.6	4.5	28	2.1
NH_4^+	0.10	1.5	3.4	0.10	0.60	< 0.4	3.8
Ca^{2+}	99	420	430	230	82	110	350
Mg^{2+}	5.6	51	51	420	12	23	310
Na^+	2.4	2.8	8.1	7.9	1.4	8.9	19.3
K^+	9.7	0.31	0.34	5.7	0.48	0.36	< 0.05
SiO_2	13	42	80	78	36	45	210
Fe	2500	1600	300	9800	3.4	4.9	1200
Al	27	180	80	1300	8.9	12	650
Mn	0.78	10	9.6	19	0.95	1.8	49
Cu	4.7	3.2	1.3	12	0.88	0.20	3.3
Zn	1.5	15	13	46	1.2	0.59	35
P	0.18	0.70	0.22	8.8	0.28	0.14	0.82
As	8.6	1.5	0.07	13	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Se	0.056	0.33	0.085	4.6	< 0.01	< 0.01	0.29
B	0.020	2.2	0.47	0.072	0.58	< 0.003	5.1
Sr, мкг/л	50	340	540	520	540	420	980
Ba	166	66	96	9.5	63	56	48
Li	48	110	84	1400	12	34	1100
V	< 3.0	110	10	< 3.0	< 3.0	< 3.0	90
Cr	< 3.0	< 3.0	70	< 3.0	< 3.0	< 3.0	180
Co	140	210	140	850	18	22	990
Ni	< 3.0	90	60	93	16	26	840
Cd	520	130	36	8.5	< 3.0	< 3.0	140
Be	< 0.3	6.6	2.8	< 0.3	2.2	3.4	42
Pb	2200	410	76	1400	< 30	320	< 30
Sb	200	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Ti	660	200	22	1900	< 0.5	< 0.5	20
Zr	110	54	10	420	< 3.0	< 3.0	84
<i>M</i> , г/л	12	7.9	3.9	47	0.58	0.72	13

Примечание. *M* — минерализация.

активном выносе породообразующих и примесных (Li, Be, V, P, Cr, Co) элементов из жильной части отходов:

1) Ca-Si-Al-Mn-Li характерны для альбитофиоров, слагающих существенную часть полосы метаморфических пород, вмещающих Ново-Урское месторождение;

2) Mg-Ni-Co-Cr-V, вероятнее всего, выщелачивались из габбро-диабазов, довольно широко распространенных в Урском рудном поле;

3) Ca-Sr, очевидно, извлекались из известняков нижнекембрийской гавриловской свиты.

Рудная ассоциация, представленная группой элементов Fe—Pb—Zn—Cd—As—Se, в условиях дренажного потока подчиняется закономерностям миграции в кислой высокосульфатной среде. Например, отрицательные коэффициенты корреляции Zn с Ba и Pb (несмотря на то, что в рудах сфалерит, галенит и барит присутствуют совместно) объясняются контрастными геохимическими свойствами этих элементов: образование практически нерастворимых барита (BaSO_4) и англезита (PbSO_4) приводит к

Таблица 2. Физико-химические параметры и состав воды дренажных ручьев Урского отвала

Компонент	Дренаж 1 (УО-5)	Дренаж 2 (УО-6)	Номера точек опробования (см. рис. 2)								
			7	8	9	10	11	12	13	14	15
pH	1.92	2.55	2.1	2.2	2.66	2.40	2.2	2.1	2.1	2.1	2.40
Eh, мВ	676	810	765	785	711	810	780	786	782	787	820
γ , мСм/см	9.0	2.09	2.07	2.5	1.86	3.19	3.05	3.53	3.88	2.6	4.26
SO ₄ ²⁻ , мг/л	5400	1400	1400	2000	2200	2800	3100	4400	6800	6700	3200
Cl ⁻	1.2	5.9	0.20	0.40	3.2	6.4	0.50	1.4	2.2	0.40	5.3
NO ₃ ⁻	2.6	4.3	1.9	3.3	2.5	12	2.3	2.2	2.5	2.5	11
NH ₄ ⁺	0.2	< 0.4	0.5	0.2	0.2	0.5	0.1	0.1	0.2	0.2	0.5
Ca ²⁺	90	180	190	210	190	220	200	220	230	240	220
Mg ²⁺	3.7	38	41	53	58	66	60	73	93	96	77
Na ⁺	1.0	13	18	19	9.6	12	20	20	20	16	12
K ⁺	5.2	0.12	0.34	0.28	2.0	0.63	0.33	0.99	0.64	0.56	0.50
SiO ₂	8.8	86	82	99	91	93	110	120	100	140	110
Fe	1400	170	280	420	120	380	650	1100	1500	1500	600
Al	17	91	110	160	160	160	190	240	310	310	206
Mn	0.55	8.1	7.7	11	9.2	11	13	15	18	16	13
Cu	2.5	1.1	1.5	1.9	2.3	1.8	2.2	2.8	3.4	3.4	2.0
Zn	0.96	10	16	18	16	9.8	17	18	20	21	12
P	0.25	0.36	0.16	0.17	0.22	0.42	0.66	1.4	1.7	2.5	0.52
As	4.1	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.20	1.1	1.7	1.1	< 0.05
Se	1.8	0.082	< 0.01	0.28	0.074	0.12	0.89	1.7	2.0	1.3	0.20
B	0.053	0.070	0.83	0.49	0.11	0.40	0.85	1.7	2.7	4.3	0.84
Cr, мкг/л	71	410	450	530	430	630	530	590	600	600	570
Va	100	40	21	20	10	130	14	13	9.0	9.0	78
Li	51	67	100	130	160	120	170	210	270	250	160
V	77	16	< 3.0	380	10	24	350	440	300	600	44
Cr	52	Не опр.	15	13	20	26	33	96	120	200	0
Co	56	120	51	110	130	160	140	170	230	320	190
Ni	< 3.0	59	21	150	70	68	180	220	240	330	72
Cd	270	25	39	30	60	36	48	83	130	200	52
Pb	1600	< 30	65	130	140	72	91	210	220	320	80
Be	< 0.3	4.2	< 0.3	7.7	< 0.3	5.8	7.8	9.3	6.3	20	6.4
Sb	< 50	72	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Ti	280	< 0.5	< 0.5	18	16	44	99	440	360	500	56
Zr	68	< 3.0	< 3.0	66	13	16	80	110	130	96	16
M, г/л	2.0	6.9	2.1	3.0	2.8	3.7	4.3	6.1	9.1	9.1	4.5

извлечению из растворов бария и свинца, в то время как сульфатные комплексы цинка остаются миграционно-способными. Кроме того, в растворах дренажа ранее было обнаружено золото, поступающее в кислые растворы из его остатков в отходах, а затем детально проанализировано поведение этого элемента при взаимодействии воды ручья и болотного вещества [Мягкая и др., 2013].

Отдельного обсуждения требует высокотоксичный элемент Be, гидрохимическое поведение которого крайне мало освещено в литературе, в то время как в кислых дренажных потоках появление его высоких концентраций отмечено во многих случаях [Bortnikova et al., 2011]. Для бериллия характерно изоморфное вхождение в различные породообразующие минералы [Иванов, 1993]. В данном случае, вероятнее всего, он извлекается из серицита, Na-плагиоклаза, амфибола из кварц-серицитовых сланцев и альбитофиров печеркинской свиты, в результате чего корреляционные связи бериллия включают широкий спектр элементов. В кинетических экспериментах [Bortnikova et al., 2010] поступление Be в растворы дренажа происходило с подкислением среды до pH = 4.42 вслед за Li и Al при разрушении слюда ряда мусковит—серицит. Отметим, что в сульфатной среде дренажных растворов этот элемент остается подвижным и при отсутствии гидрохимических барьеров способен переноситься на удаленные расстояния [Иванов, 1993].

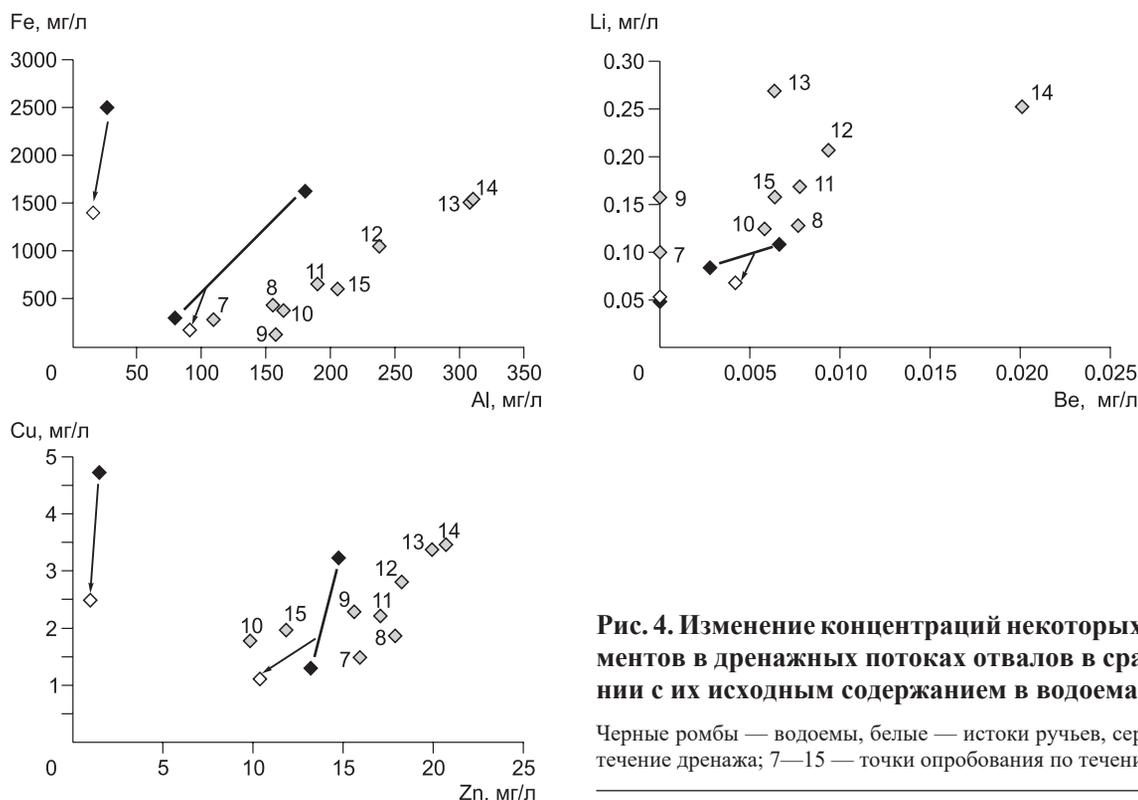


Рис. 4. Изменение концентраций некоторых элементов в дренажных потоках отвалов в сравнении с их исходным содержанием в водоемах.

Черные ромбы — водоемы, белые — истоки ручьев, серые — течение дренажа; 7—15 — точки опробования по течению.

Особого внимания заслуживают грунтовые воды (пр. УД). Благодаря многократности процессов растворения сульфидов, отложения и растворения сульфатов, выщелачивания породообразующих и рудных минералов в пределах территории распространения дренажа под действием инфильтрационных гравитационных вод формируется вертикальная аномалия. На глубине около 50 см нами обнаружены одни из самых высоких содержаний сульфатов, Al (650 мг/л), Li (1100 мкг/л), Cr (180 мкг/л), Be (42 мкг/л). Обнаружение таких высоких концентраций элементов в грунтовых водах послужило дополнительным аргументом постановки геофизических исследований для того, чтобы проследить реальные контуры этой аномалии.

Таблица 3. Корреляционная матрица элементов в растворах кислого дренажа, $n = 11$

Компонент	Ca	Mg	SiO ₂	Fe	Al	Mn	Cu	Zn	Sr	Ba	Li	Cd	Be	P	As	Pb
Mg	0.923															
SiO ₂	0.940	0.889														
Fe	-0.008	0.292	0.042													
Al	0.857	0.973	0.854	0.459												
Mn	0.930	0.960	0.896	0.270	0.959											
Cu	0.267	0.560	0.319	0.706	0.706	0.518										
Zn	0.829	0.770	0.863	0.101	0.808	0.834	0.417									
Sr	0.985	0.888	0.905	-0.055	0.809	0.911	0.200	0.761								
Ba	-0.398	-0.374	-0.540	-0.075	-0.478	-0.473	-0.331	-0.821	-0.294							
Li	0.754	0.914	0.761	0.544	0.977	0.904	0.812	0.794	0.697	-0.536						
Cd	-0.461	-0.147	-0.363	0.834	0.005	-0.244	0.658	-0.301	-0.519	0.141	0.125					
Be	0.634	0.702	0.761	0.499	0.746	0.191	0.557	0.564	0.587	-0.288	0.670	0.191				
P	0.528	0.739	0.633	0.760	0.837	0.827	0.838	0.572	0.466	-0.397	0.846	0.441	0.827			
As	-0.637	-0.361	-0.599	0.756	-0.198	0.821	0.509	-0.469	-0.653	0.243	-0.059	0.912	-0.082	0.212		
Pb	-0.799	-0.574	-0.749	0.554	-0.444	0.939	0.291	-0.651	-0.810	0.388	-0.316	0.863	-0.213	-0.041	0.939	
Se	-0.110	0.169	-0.061	0.922	0.362	0.559	0.825	0.082	-0.129	-0.157	0.486	0.741	0.307	0.638	0.791	0.559

Примечание. Жирным шрифтом выделены значения $r > r_{01}$; жирным курсивом $r_{01} > r > r_{05}$, r — коэффициент корреляции.

Таблица 4. **Формы нахождения ряда элементов в кислых сульфатных растворах при pH = 1.7**

Fe, Al	Мол. %	As	Мол. %	Zn, Cu	Мол. %
FeSO ₄ ⁺	62.3	H ₃ AsO ₄	8.4	Zn ⁺⁺	38.6
Fe(SO ₄) ₂ ⁻	21.2	FeAsO ₄	6.0	ZnSO ₄	39.6
FeHSO ₄ ⁺⁺	9.0	FeHAsO ₄ ⁺	41.0	Zn(SO ₄) ₂ ⁻	21.9
Fe ⁺⁺⁺	7.5	FeH ₂ AsO ₄ ⁺⁺	44.0	Cu ⁺⁺	52.8
Al ⁺⁺⁺	8.4	AlHAsO ₄ ⁺	0.3	CuSO ₄	47.2
AlSO ₄ ⁺	60.3	MgH ₂ AsO ₄ ⁺	0.3	Mn ⁺⁺	50.3
Al(SO ₄) ₂ ⁻	31.2	CaH ₂ AsO ₄ ⁺	0.0	MnSO ₄	49.7

Формы нахождения элементов в растворах дренажа. По результатам физико-химического моделирования с использованием программы HCh [Шваров, 1999] были определены формы нахождения элементов в кислых дренажных растворах и оценена их недо/пересыщенность по отношению к ряду минералов. В расчетах использованы составы дренажных растворов из табл. 2 и раствор водоема в отвале первичных руд с pH = 1.67.

При pH = 1.67 может выпадать некоторое количество ярозита, барита и кварца (растворы находятся в равновесии с гипсом), а при pH = 2.6 отмечены только кварц и барит. При этом не исключено появление таких экзотических минералов, как буковскиит Fe₂(AsO₄)(SO₄)(OH)·7H₂O и конихальцит CaCuAsO₄(OH) за счет высоких концентраций мышьяка в растворах до 13 мг/л [Гаськова и др., 2008]. В табл. 4 показаны разные формы нахождения катионов и мышьяка (мол. %) в растворах с pH = 1.67. Очевидно, что 92.5 % Fe и 91.5 % Al связаны в сульфатные комплексы. Именно поэтому в твердой фазе отсутствуют их (гидр)оксиды, способные адсорбировать токсичные катионы тяжелых металлов и мышьяк. Образуется ярозит, но он обладает значительно более низкой сорбционной способностью по отношению к мышьяку [Asta et al., 2010]. Обратим внимание на то, что по расчетным данным более 90 % мышьяка находится в виде железоарсенатных комплексов, а доля сульфатных комплексов Mn, Cu и Zn доходит до 50 %. Обильное же образование гидроксидов, придающих отложениям долины характерный рыже-коричневый цвет, происходит при нейтрализации растворов за счет реакций с жильными минералами или органикой почв либо при разбавлении и последующем их испарении во время сезонных колебаний температуры и водного режима. Например, модельные расчеты показали, что уже при возрастании pH до 3.6 почти 60 % твердой фазы составляет ферригидрит (ярозита менее 40 %), а при pH = 4.2 появляются гиббсит и каолинит в количестве 3.7 и 7.1 %. Алюминий в растворах преобладает над железом (дренаж 2), когда идет интенсивное осаждение (гидр)оксидов Fe(III). Ранее нами было показано, что вокруг хвостохранилищ насыпного типа почвы всегда обогащены тяжелыми металлами, причем наиболее сильно с органическим материалом связаны железо и медь, а цинк концентрируется в подвижной фракции вытяжек из почв [Гаськова и др., 2012; Новикова, Гаськова, 2013].

Вертикальное и латеральное распространение дренажных растворов. Распределение УЭС в разрезе отвала показано на рис. 5. УЭС материала отвала изменяется в диапазоне 1.3—25.0 Ом·м. В нижней части разреза выделяется аномалия высокого УЭС, вызванная близким залеганием коренных пород в основании отвала, которые обнажаются в русле ручья. Широкий диапазон УЭС хвостов обогащения связан, вероятно, с неравномерным проникновением растворов в тело отвала.

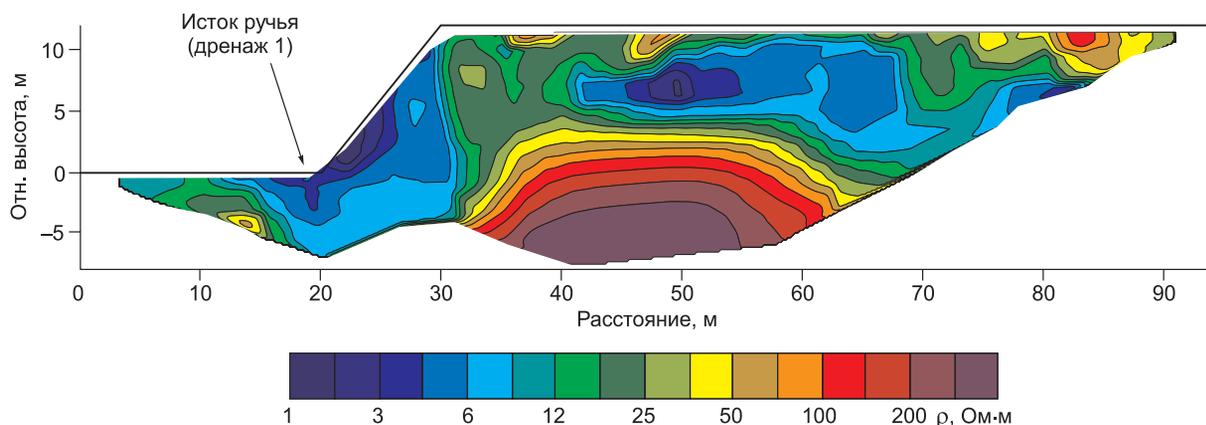
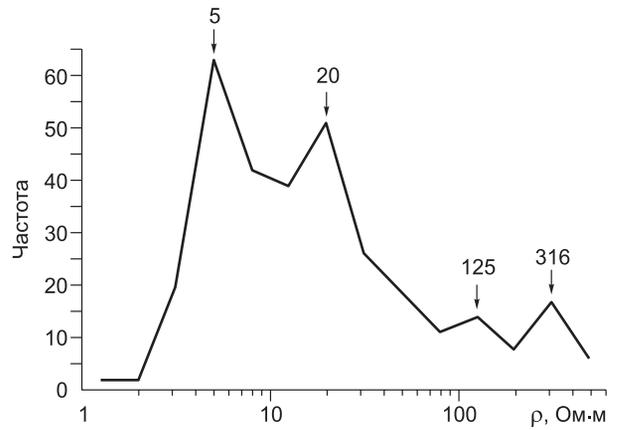


Рис. 5. Распределение УЭС в разрезе отвала (пр. 0).

Рис. 6. Статистическое распределение УЭС хвостов обогащения в отвале.

Цифры над графиком — модальные значения УЭС (Ом·м).



Статистический анализ данных показал, что распределение УЭС в разрезе отвала носит полимодальный характер (рис. 6). Основная масса отвала имеет модальные значения $\rho = 5$ и 20 Ом·м. Вероятно, минимальными УЭС характеризуются участки, насыщенные кислыми высокоминерализованными растворами. Согласно известной зависимости УЭС от общей минерализации [СП 11-105-97..., 2004], удельному электрическому сопротивлению 5 Ом·м для супесей и суглинков (отходы содержат большое количество глинистой фракции, образовавшейся в зоне гипергенеза месторождения, поэтому их можно аппроксимировать суглинками) соответствует минерализация поровой влаги 12.5 г/л. По данным геохимического опробования, минерализация грунтовых вод в основании отвала составляет 13 г/л (пр. УД, см. табл. 1). Материал отвала с УЭС 20 Ом·м, по-видимому, представляет собой маловлажные хвосты обогащения. Неравномерное проникновение растворов в тело отвала нами объясняется так называемой канальной фильтрацией — известной проблемой кучного выщелачивания, когда растворы проникают в рудный штабель по одним и тем же сформированным путям-каналам [Кучное..., 2001].

На рис. 7 показан геоэлектрический разрез и его интерпретация по пр. 1, проходящему рядом с отвалом. Геологическая интерпретация дана с учетом известной геологической информации [Геологическая карта..., 1970]. В основании разреза выделяются коренные породы высокого УЭС, представлен-

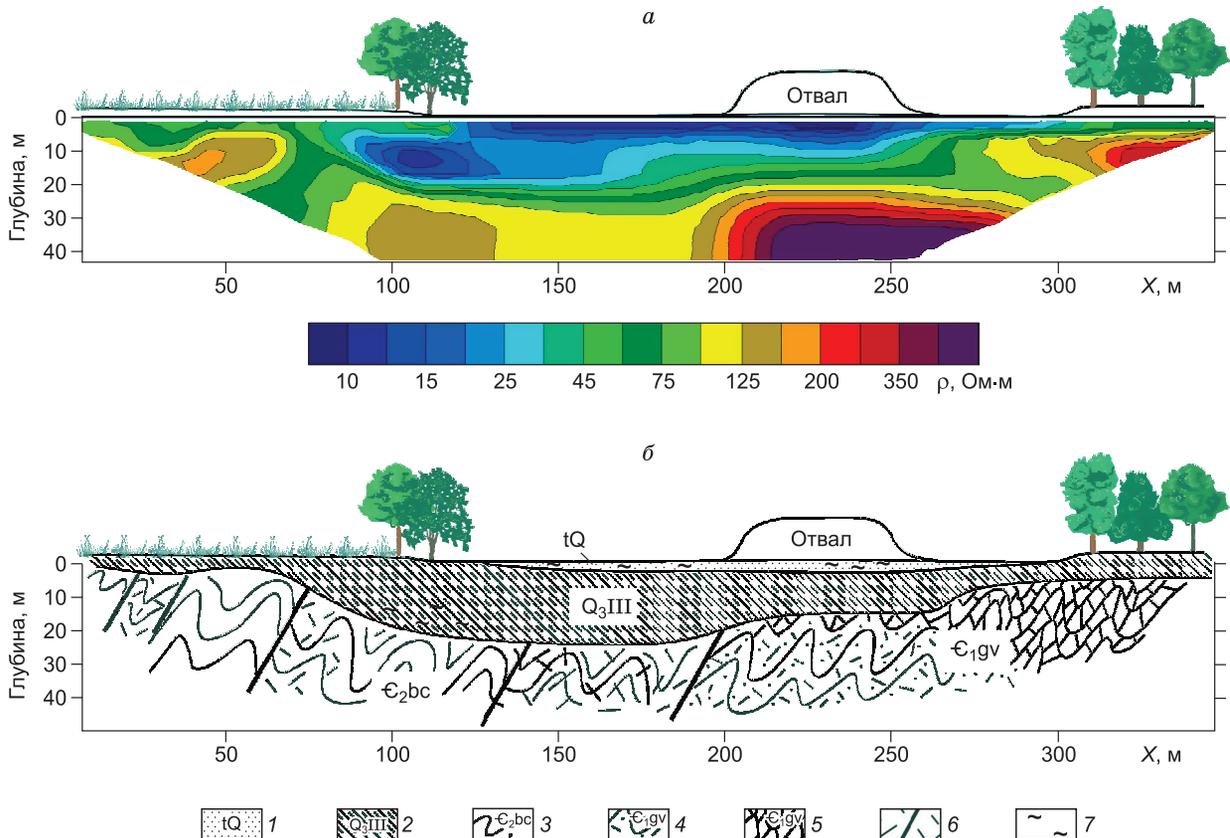


Рис. 7. Геоэлектрический разрез по пр. 1 (а) и его интерпретация (б).

1 — техногенные отложения; 2 — четвертичные аллювиальные лессовидные суглинки; 3 — глинисто-хлоритовые сланцы и алевролиты бачатской свиты среднего кембрия; 4 — туфы гавриловской свиты нижнего кембрия; 5 — известняки гавриловской свиты нижнего кембрия; 6 — разломы и зоны повышенной трещиноватости; 7 — загрязненные кислыми растворами грунтовые воды.

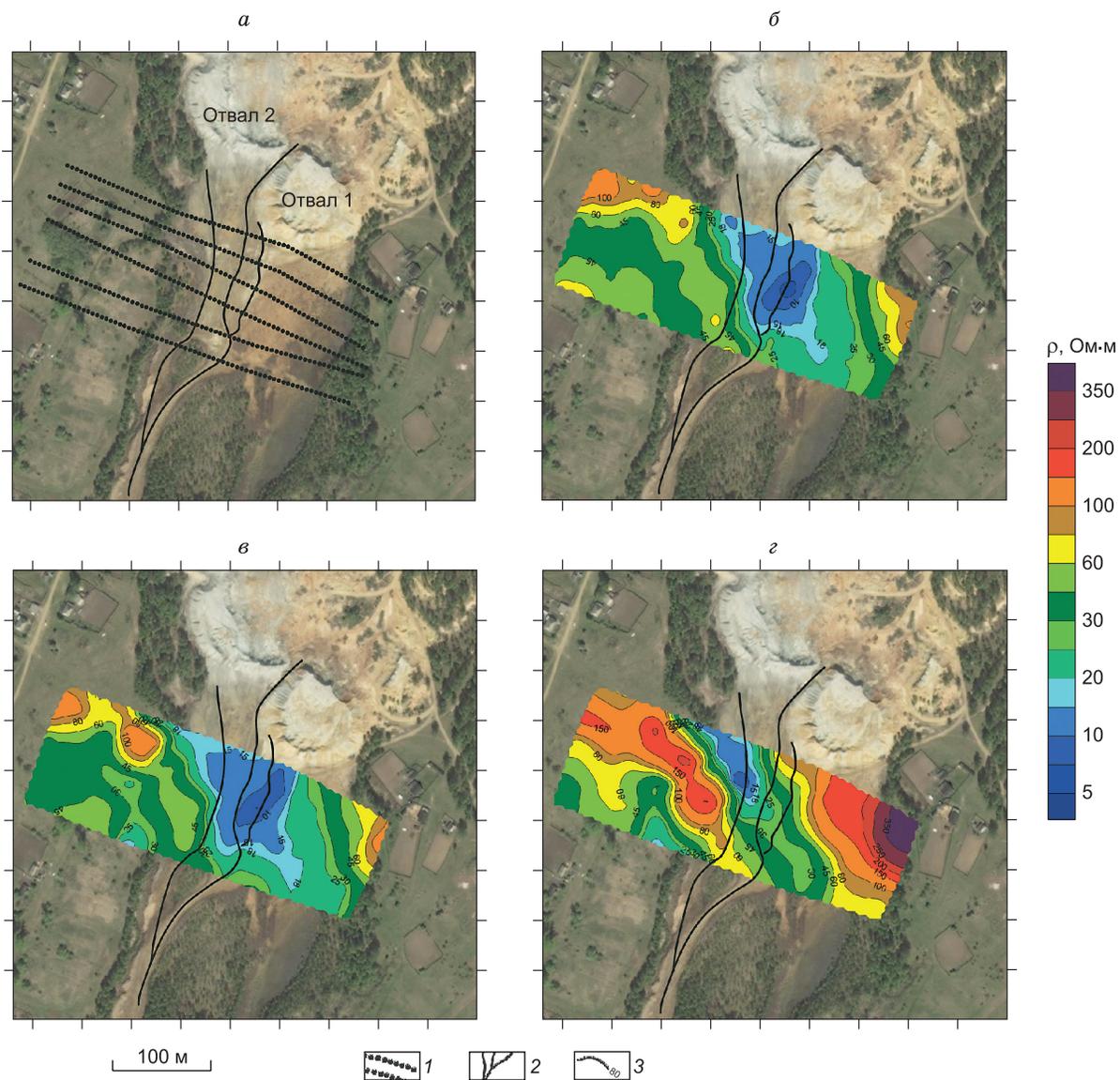


Рис. 8. Космоснимок участка исследований (а) и карты распределения УЭС по глубинам 1.25 м (б), 7 м (в), 15 м (г).

1 — профили электротомографии; 2 — ручьи; 3 — изолинии удельного электрического сопротивления.

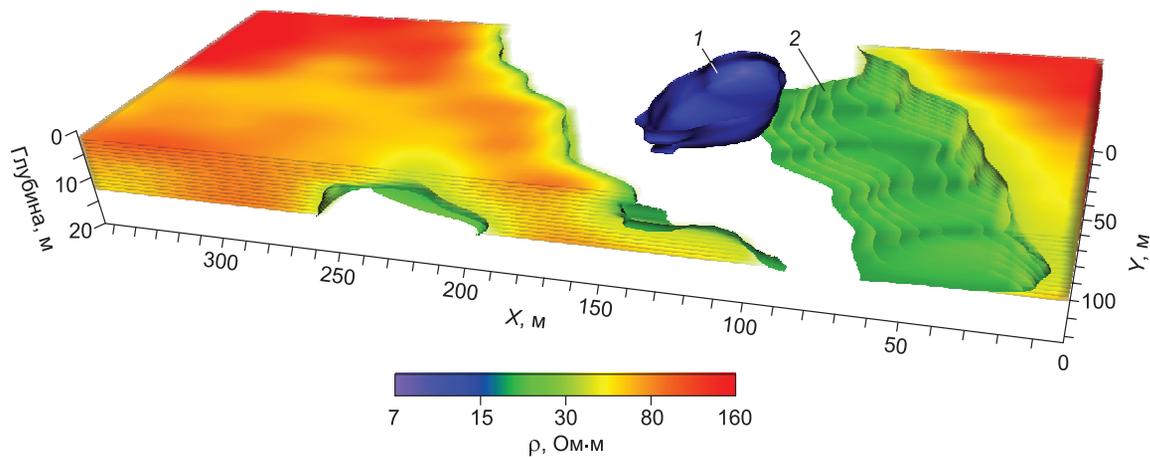


Рис. 9. Трехмерная геоэлектрическая модель участка исследований.

Изоповерхности: 1 — 11 Ом·м, 2 — 30 Ом·м.

ные сланцами (50—120 Ом·м), туфами (200—500 Ом·м) и известняками (100—300 Ом·м). Участкам пониженных УЭС соответствуют зоны дробления и рассланцевания. Четвертичные отложения поймы ручья, представленные лессовидными суглинками и песками, характеризуются низкими УЭС (15—30 Ом·м). Для верхней части разреза в пойме ручья, сложенной техногенными песками (конусом выноса из отвала), типичны самые низкие УЭС (8—10 Ом·м), что мы связываем с загрязнением грунтовых вод кислыми растворами. Самые низкие значения УЭС (8 Ом·м) отмечаются на глубине 1.25—2.50 м в основании отвала, из-под которого вытекает дренаж. Электрическому сопротивлению суглинков 7—10 Ом·м соответствует минерализация поровых растворов около 2 г/л [СП 11-105-97..., 2004]. Таким образом, предполагается, что в процессе проникновения растворов в разрез происходит их разубоживание пресными грунтовыми водами, при этом начальная минерализация уменьшается в 6 раз.

По распределению УЭС в плане можно установить направление движения кислых растворов и оценить масштабы поражения геологической среды. На рис. 8 показаны космоснимок участка исследований и карты распределения УЭС на глубинах 1.25, 7 и 15 м. На карте распределения УЭС по глубине 1.25 м зоной низкого (15—30 Ом·м) УЭС юго-юго-восточного простирания выделяются отложения поймы. В этой зоне локальной интенсивной аномалией низкого УЭС (5—10 Ом·м) юго-юго-западного простирания картируется поток кислых растворов, фильтрующийся из-под отвала (дренаж 1). Аномалия низкого УЭС прослеживается и на глубине 7 м (см. рис. 8, в), что говорит о достаточно глубоком проникновении растворов в пойменные отложения.

На карте распределения УЭС по глубине 15 м выделяется узкая (около 40 м) линейная область низких УЭС юго-юго-восточного простирания, интерпретируемая как зона разлома. Зоны разломов, как правило, являются коллекторами подземных вод. Аномалия низкого УЭС (5—15 Ом·м), которая отмечается в разломе чуть ниже отвала 2 по гипсометрическому уровню, может означать загрязнение трещинно-жильных вод тектонического нарушения кислыми дренажными растворами. Таким образом, выделенный по данным ЭТ разлом может служить коллектором, по которому геохимическое загрязнение может распространяться на большие расстояния.

На рис. 9 показана трехмерная геоэлектрическая модель участка исследований (вид от отвалов в направлении долины ручья). На модели изоповерхностью 11 Ом·м показана область поверхностного загрязнения грунтов кислыми растворами, а изоповерхность 30 Ом·м ограничивает борта разломной зоны.

В результате геофизических исследований установлено, что в пределах изучаемого участка наблюдается два типа загрязнения. Первый тип — загрязнение поверхностного стока кислыми растворами дренажных вод. Такие растворы проникают на глубину до 10 м, направление их фильтрации — юго-юго-западное, согласное простиранию долины ручья. Второй тип — глубинное загрязнение, т. е. проникновение кислых растворов в трещинно-жильные воды тектонического нарушения юго-юго-восточного простирания.

ВЫВОДЫ

1. Дренаж от Урского отвала отходов цианирования окисленных и первичных руд представляет собой кислые высокоминерализованные (до 13 г/л) растворы с чрезвычайно высокими концентрациями токсичных элементов, которые образуются при взаимодействии вещества отвалов с поровыми водами и сезонными потоками. По течению дренажных ручьев концентрации элементов не снижаются на расстоянии, по крайней мере, до 1 км вследствие интенсивного вторичного выщелачивания кислыми растворами потоков рассеяния твердого вещества отходов.

2. В воде дренажных потоков основные химические формы нахождения элементов — это сульфатные и арсенатные комплексы, марганец; медь и цинк, кроме того, находятся в виде акваионов. Сильное комплексообразование объясняет постоянство концентраций элементов в растворе на протяженном расстоянии и невозможность осаждения вторичных фаз. Расчеты показали необходимость и целесообразность обустройства нейтрализационных барьеров, что приведет к удалению значительной части токсичных элементов, в том числе за счет соосаждения с (гидр)оксидами Fe и Al.

3. Вертикальное распространение дренажных растворов идет по двум направлениям: поверхностный сток по уклону долины и проникание дренажа по ослабленным зонам тектонического нарушения на глубину более 20 м.

4. На основе интерпретации геофизических данных предполагается, что в процессе проникновения дренажных растворов в геологической среде происходит разубоживание растворов чистыми грунтовыми водами, приводящее к уменьшению общей минерализации в 6 раз.

Авторы благодарят О.П. Саеву и А.Ю. Девятову, принимавших участие в полевом опробовании, и Е.О. Рыбкину, участвующую в аналитических работах, а также С.Ю. Халатову, Е.В. Балкову за помощь в полевых исследованиях и предоставление геофизических данных.

Работа выполнена в рамках проекта НИР ИНГГ СО РАН № 01201351721, при поддержке РФФИ (гранты 14-05-00293, 14-05-31396).

ЛИТЕРАТУРА

Балков Е.В., Панин Г.Л., Манштейн Ю.А., Манштейн А.К., Белобородов В.А. Электротомография: аппаратура, методика и опыт применения // Геофизика, 2012, № 6, с. 54—63.

Бобачев А.А., Горбунов А.А. Двумерная электроразведка методом сопротивлений и вызванной поляризации: аппаратура, методики, программное обеспечение // Разведка и охрана недр, 2005, № 12, с. 52—54.

Болгов Г.П. Сульфиды Салаира. Урская группа полиметаллических месторождений // Изв. Том. индустр. ин-та, 1937, т. 58, вып. 3, с. 45—96.

Гаськова О.Л., Широносова Г.П., Бортникова С.Б. Термодинамическая оценка области устойчивости сульфоарсената железа буковскиита // Геохимия, 2008, № 1, с. 92—99.

Гаськова О.Л., Бортникова С.Б., Кабанник В.Г., Новикова С.П. Особенности загрязнения почв в районе хранилища отходов пирометаллургического извлечения цинка на Беловском цинковом заводе // Химия в интересах устойчивого развития, 2012, т. 20, № 4, с. 419—429.

Геологическая карта СССР м-ба 1:200 000. Серия Кузбасская. Лист N-45-XIV. Объяснительная записка / В.В. Бессоненко, А.М. Кузнецов. М., Недра, 1970, 123 с.

Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». М., Минюст РФ, 2003, <http://docs.cntd.ru/document/901862249>.

Дистанов Э.Г. Колчеданно-полиметаллические месторождения Сибири. Новосибирск, Наука, 1977, 351 с.

Зеркалов В.И. Новые минералы в рудах Урских месторождений Салаира // Вестн. Западно-Сибирского и Новосибирского геологического управления, 1959, вып. 4, с. 57—59.

Зеркалов В.И. Минералогия и геология колчеданных медно-свинцово-цинковых месторождений Северо-Восточного Салаира: Автореф. дис. ... к.г.-м.н. Томск, ТПИ, 1962, 20 с.

Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. Т. 1. М., Недра, 1993, 270 с.

Ковалев К.Р. Особенности формирования руд колчеданно-полиметаллических месторождений Северо-Восточного Салаира и Восточной Тувы: Автореф. дис. ... к.г.-м.н. Новосибирск, НГУ, 1969, 32 с.

Кучное выщелачивание благородных металлов / Ред. М.И. Фазлуллин. М., Изд-во Академии горных наук, 2001, 647 с.

Мягкая И.Н., Лазарева Е.В., Густайтис М.А., Заякина С.Б., Полякова Е.В., Жмодик С.М. Золото в системе сульфидные отходы и торфяник как модель поведения в геологических процессах // ДАН, 2013, т. 453, № 2, с. 201—206.

Новикова С.П., Гаськова О.Л. Влияние природных фульвокислот на растворимость сульфидных руд (экспериментальное изучение) // Геология и геофизика, 2013, т. 54 (5), с. 665—675.

Спиридонов А.М., Зорина Л.Д., Романов В.А. Типы эндогенных геохимических полей и их поисковое значение // Геология и геофизика, 2014, т. 55 (2), с. 370—380.

СП 11-105-97. Инженерно-геологические изыскания для строительства. Ч. VI. «Правила производства геофизических исследований». М., ПНИИИС Госстроя России, 2004, 53 с.

Халатов С.Ю., Балков Е.В., Бортникова С.Б., Саева О.П., Корнеева Т.В. Геоэлектрические методы при изучении отвалов горно-рудной промышленности // Инженерная геофизика 2013. 9-я Международная конференция и выставка (Геленджик, 22—26 апреля 2013 г.), 2013, с. E15.

Шваров Ю.В. Алгоритмизация численного равновесного моделирования динамических геохимических процессов // Геохимия, 1999, № 6, с. 646—652.

Asta M.P., Ayora C., Román-Ross G., Cama J., Acero P., Gault A.G., Charnock J.M., Bardelli F. Natural attenuation of arsenic in the Tinto Santa Rosa acid stream (Iberian Pyritic Belt, SW Spain): The role of iron precipitates // Chem. Geol., 2010, v. 271, p. 1—12.

Ayolabi E.A., Folorunso A.F., Kayode O.T. Integrated geophysical and geochemical methods for environmental assessment of municipal dumpsite system // Int. J. Geosci., 2013, v. 4, p. 850—862.

Blair R.D., Cherry J.A., Lim T.P., Vivyurka A.J. Groundwater monitoring and contaminant occurrence at an abandoned tailings area, Eliot Lake, Ontario // Proc. 1st Intern. conf. uranium mine waste disposal, Vancouver, May 19—21. N.Y., Soc. Mining Eng., Am. Inst. Mining Eng., 1980, p. 411—444.

Boorman R.S., Watson D.M. Chemical processes in abandoned sulfide tailings dumps and environmental implications for Northeastern New Brunswick // Can. Inst. Mining Metall. Bull., 1976, v. 69, p. 86—96.

Bortnikova S.B., Gaskova O.L., Prisekina N.A. Geochemical estimation of the potential danger of waste rocks from the Veduginskoe deposit // *Geochem. Int.*, 2010, v. 48, № 3, p. 280—294.

Bortnikova S., Manstein Yu., Saeva O., Yurkevich N., Gaskova O., Bessonova E., Romanov R., Ermolaeva N., Chernuhin V., Reutsky A. Acid mine drainage migration of Belovo Zinc Plant (South Siberia, Russia): A multidisciplinary study // *Water security in the Mediterranean region. An international evaluation of management, control, and governance approaches* / Eds. A. Scozzari, B. Mansouri. Dordrecht, Springer, 2011, p. 191—208.

Kargar M., Khorasani N., Karami M., Rafiee G.H., Naseh R. Statistical source identification of major and trace elements in groundwater downward the tailings dam of Miduk Copper Complex, Kerman, Iran // *Environ. Monit. Assess.*, 2012, v. 184, iss. 10, p. 6173—6185.

Loke M.H. Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies. A practical guide to 2-D and 3-D surveys, RES2DINV Manual, IRIS Instruments, 2009, 57 p.

Olias M., Moral F., Galvan L., Ceron J.C. Groundwater contamination evolution in the Guadianar and Agrio aquifers after the Aznalcollar spill: assessment and environmental implications // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, v. 184, iss. 6, p. 3629—3641.

Sainz A., Grande J.A., de la Torre M.L. Characterisation of heavy metal discharge into the Ria of Huelva // *Environ. Int.*, 2004, v. 30, iss. 4, p. 557—566.

Yuval, Oldenburg D.W. DC resistivity and IP methods in acid mine drainage problems: results from the Copper Cliff mine tailings impoundments // *J. Appl. Geophys.*, 1996, v. 34, p. 187—198.

*Рекомендована к печати 28 мая 2015 г.
М.И. Эповым*

*Поступила в редакцию
16 марта 2015 г.*