

УДК 504.4.054

ЭКОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РЕК ЯРЛЫ-АМРЫ И ЧИБИТКА, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ОРЕОЛЕ ДЕЙСТВИЯ АКТАШСКОГО РТУТНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ И ЕГО ОТВАЛОВ (ГОРНЫЙ АЛТАЙ)

Мягкая Ирина Николаевна¹,
i_myagkaya@igm.nsc.ru

Сарыг-оол Багай-оол Юрьевич¹,
sarygool@igm.nsc.ru

Кириченко Иван Сергеевич¹,
iskirichenko@igm.nsc.ru

Густайтис Мария Алексеевна¹,
gustaitis@igm.nsc.ru

Лазарева Елена Владимировна¹,
lazareva@igm.nsc.ru

¹ Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН,
Россия, 630090, г. Новосибирск, пр. Ак. Коптюга, 3.

Актуальность исследования обусловлена необходимостью развития российских показателей оценки состояния донных отложений и их влияния на живые организмы, а также водоемов в целом. Проблема загрязнения природных вод потенциально-токсичными элементами актуальна. В России отсутствуют федеральные нормативы, регламентирующие качество донных отложений. Кроме того, объект исследования расположен в популярном туристическом районе Республики Алтай. Знания о состоянии водной экосистемы в этом районе имеет важный информативный характер.

Цель: изучить распределение потенциально-токсичных элементов (Hg, As, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Sb, Se) в водах и донных отложениях рек Ярлы-Амры и Чибитка и провести оценку экологического состояния донных отложений согласно российским и зарубежным нормативным показателям, а также выявить их токсичность для живых организмов.

Объекты. Река Чибитка и ее приток река Ярлы-Амры (Улаганский район, п.Акташ) расположены в пределах Курайской ртутной зоны и дополнительно подвержены влиянию ореола рассеяния Акташского горно-металлургического предприятия. Его отвалы складированы на берегу р. Ярлы-Амры.

Методы. В водах измерены pH и Eh (методом потенциометрии). Содержание растворенного $C_{орг}$ определялось методом ИК-спектроскопии. Анионный состав изучался методом капиллярного электрофореза. Содержания потенциально-токсичных элементов в речных водах определялись методами пламенной и электротермической атомно-абсорбционной спектрометрии, а также методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на квадрупольном масс-спектрометре; Hg определялась методом «холодного пара» с последующей атомно-абсорбционной спектрометрией. Содержания потенциально-токсичных элементов в донных отложениях определены методом РФА-СИ, пламенной и электротермической атомно-абсорбционной спектрометрии и методом «холодного пара» атомно-абсорбционной спектрометрии. Оценка геохимических особенностей донных отложений проведена на основании расчета степени обогащения донных отложений относительно верхней континентальной коры. Степень загрязнения донных отложений рек и вероятность негативного влияния на живые организмы оценена на основании сравнения содержаний потенциально-токсичных элементов с российскими и зарубежными показателями.

Результаты. За счет попадания отходов Акташского горно-металлургического предприятия в р. Ярлы-Амры происходит увеличение валовых содержаний Cu, Cd, Hg и Se в речной воде. Содержания Ni, Zn, As, Pb, Sb преобладают в истоке р. Ярлы-Амры, по сравнению с частью реки, подверженной влиянию отвалов Акташского горно-металлургического предприятия. Вода р. Чибитка выше устья р. Ярлы-Амры (участок 1) содержит Zn и Sb больше, чем на участке 2 (ниже устья), где увеличиваются содержания Ni, Cu, As, Hg. Превышения предельно-допустимых концентраций для водных объектов рыбохозяйственного значения для Zn, Cu и Hg составляют 4,9; 1,7 и 46 раз в водах обеих рек. Донные отложения обеих рек значительно обогащены Hg, As, Ni, Sb, Se по сравнению с верхней континентальной корой. Содержания Hg, As, Sb, Se в отложениях участка 1 р. Чибитка возрастают с удалением от истока. Установлено резкое увеличение Hg и Sb в отложениях участка 2 р. Чибитка. Загрязнение Hg, As, Se и Sb донных осадков обеих рек варьирует от умеренного до очень сильного и даже опасного уровня (согласно показателям допустимых концентраций, фактору загрязнения, суммарной степени загрязнения и показателя качества отложений); загрязнение Ni, Cu, Zn, Pb, Cd – от низкого до умеренного уровня. Донные отложения р. Ярлы-Амры и участка 2 р. Чибитка имеют 50–100 % вероятность риска воздействия на микробиоту (согласно показателям ERL/ERM и TEL/PEL) за счет попадания отходов Акташского горно-металлургического предприятия и высоких содержаний Hg, Ni, As, Cu. Вероятность токсичности донных отложений обеих рек оценивается в 5–30 % и обусловлена содержаниями Zn, Pb и Cd. Среднее значение вероятности биологического воздействия среднего уровня (M-ERM-Q) показывает суммарную токсичность донных отложений рек Чибитка и Ярлы-Амры и варьирует от 21 до 76 % в зависимости от удаленности от отвалов Акташского горно-металлургического предприятия. Отложения р. Чибитка вблизи п. Акташ тоже высокотоксичные; вероятность токсичности снижается до умеренной (21 %) только в 9,2 км от устья р. Ярлы-Амры. Ключевыми факторами загрязнения донных отложений и речных вод являются природный высокий геохимический фон Курайской ртутной зоны с сопутствующей рудной минерализацией и техногенные аномалии, сформировавшиеся в результате деятельности Акташско-

го горно-металлургического предприятия. Изменение состояния и качества водоемов (преимущественно донные отложения) избирательно определяется геохимической спецификой района и зависит от содержания преимущественно Hg и в меньшей степени As, Cu, Ni, Se, Sb. Полученные результаты важны для оценки экологического состояния туристического района региона. В глобальном масштабе они дают возможность проведения сравнительного анализа экологических обстановок с другими ртутными зонами мира с целью выявления особенностей загрязнения и миграции потенциально-токсичных элементов.

Ключевые слова:

Курайская ртутная зона, Акташское ртутное месторождение, ореол рассеяния, речная вода, донные осадки, загрязнение, ртуть, потенциально-токсичные элементы.

Введение

В последние годы всё больше внимания уделяется экологической обстановке в местах проживания и отдыха людей [1, 2]. С каждым годом увеличивается интенсивность антропогенного влияния на природную экосистему. Одной из составляющих негативного влияния является горнодобывающая промышленность (ГДП). В результате ее деятельности формируются масштабные ореолы рассеяния [3], где все компоненты природной экосистемы подвержены техногенной нагрузке и значительно загрязнены разными поллютантами. К негативным последствиям ГДП относятся: пыление отходов [4], загрязнение воздуха Hg [5] и Cu, Zn, Cd, As, Sb [6], загрязнение водоемов [7, 8] и почв [9] разными поллютантами и др. Всё перечисленное в той или иной мере влияет на здоровье человека [10].

Антропогенные ореолы рассеяния от объектов ГДП накладываются на повышенный геохимический фон территорий, на которых располагаются месторождения с первичными и вторичными ореолами рассеяния рудных полей. Последние характеризуются концентрациями химических элементов (включая потенциально токсичные элементы (ПТЭ)), специфичных для месторождения [7, 11, 12], превышающими среднее содержание в земной коре [13]. Влияние газовой выделений из недр Земли также приводит к повышенному геохимическому фону как воздуха [14], так и поверхностных вод (термальные источники) [15]. К примеру, в Сибири расположены три ртутные провинции: *Алтай-Саянская*, *Забайкальская* и *Верхояно-Колымская*, входящие в состав среднеазиатских и тихоокеанских океанических глобальных ртутных поясов [16]. Алтай-Саянский регион, где расположен объект нашего исследования – Акташское месторождение (Республика Алтай, Улаганский район, п. Акташ, см. *Объект исследования*), имеет ареал проявления Hg с ее крупнейшей аккумуляцией [17].

Негативное воздействие ПТЭ на живые организмы происходит при превышении определенной концентрации в компонентах экосистемы, что приводит к токсичности, канцерогенности, биоаккумуляции [18]. После поступления в водную среду ПТЭ, как правило, изменяют физико-химическую форму, рассеиваются и переносятся под воздействием гидродинамических процессов, осаждаются из водной среды, адсорбируются и накапливаются в донных осадках [19]. Аккумулируя загрязняющие вещества, которые поступают в водоём на протяжении продолжительного периода, донные отложения выступают в качестве индикатора экологического состояния территории, представляют собой показатель уровня загрязнённости [20, 21].

Проблема загрязнения природных вод ПТЭ до сих пор остается актуальной. В России отсутствуют федеральные нормативы, регламентирующие качество донных отложений [22], существуют лишь региональные нормативы, созданные на основе зарубежных, например, «Нормы и критерии оценки загрязнённости донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга». При разработке данного норматива за основу приняты нормы и критерии Нидерландов [23]. Этот норматив регламентирует содержания (Cd, Hg, Cu, Ni, Pb, Zn, As) в донных отложениях в зависимости от концентраций (табл. 1), сравниваемых с допустимыми концентрациями (ДК) по каждому элементу. Выделяются пять классов отложений – от чистых до опасно загрязнённых [23]: ДК-0 – чистые (концентрация элемента ниже пограничного значения ДК-I); ДК-I – слабозагрязнённые (концентрация элемента варьирует в диапазоне пограничных значений ДК-I–ДК-II); ДК-II – умеренно загрязнённые отложения (концентрация элемента варьирует в диапазоне пограничных значений ДК-II–ДК-III); ДК-III – сильно загрязнённые отложения (концентрация элемента варьирует в диапазоне пограничных значений ДК-III–ДК-IV); ДК-IV – опасно загрязнённые отложения (концентрация элемента превышает пограничное значение ДК-IV).

В зарубежной практике для оценки качества донных отложений водоемов и их влияния на живые организмы используются критерии под общим названием «sediment quality guidelines» (SQG) [24, 25]. Несмотря на то, что SQG не являются окончательными нормативами токсичного влияния донных отложений, их можно использовать как инструмент для оценки опасности загрязнённых отложений для водных организмов. Критерии SQG, предлагаемые в разных странах (табл. 1), отличаются друг от друга из-за разных методов расчета пороговых показателей [26].

Первый тип критериев позволяет оценить состояние донных отложений – от незагрязнённых до сильнозагрязнённых осадков. Известны следующие: (1) SQG-1–3 (<SQG1 – незагрязнённые осадки; SQG2–SQG3 – умеренно загрязнённые осадки; >SQG3 – сильнозагрязнённые осадки), согласно Агентству по защите окружающей среды США (US EPA), которые относятся к референтной базе данных, с которой сравниваются содержания в осадках (табл. 1) [27, 28]; (2) коэффициент загрязнения для каждого отдельного элемента (contamination factor (CF)); (3) общая степень загрязнения несколькими ПТЭ (degree of contamination (DC)). Последние два показателя рассчитываются по формулам, приведенным в работах [25, 27, 28], и далее сравниваются с референтными значениями.

Таблица 1. Валовое содержание элементов в донных отложениях (г/т) рек Ярлы-Амры и Чибитка в сравнении с литературными данными и международными показателями состояния/качества донных осадков (ДК-I–ДК-IV, SQG1-3) и их влияние на живые организмы (US EPA, ERM-ERL, TEL-PEL)

Table 1. Elements total content in bottom sediments (ppm) of the Yarly-Amry and the Chibitka Rivers vs. References and Guidelines of the state/quality of bottom sediments (DK-I–DK-IV, SQG1-3) and their impact on living organisms (US EPA, ERM-ERL, TEL-PEL)

Место отбора Sampling area		Номер точки Sampling point	Ni	Zn	Cu	As	Pb	Hg	Cd	Se	Sb
р. Ярлы-Амры the Yarly-Amry River	выше АГМП up off AMME	Я-1/Ya-1	54,7	53	74	34,5	10,3	0,27	0,1	0,44	1,9
	ниже АГМП down off AMME	Я-7/Ya-7	56	50,7	30,2	72,7	7,7	34,14	0,043	0,23	6,2
р. Чибитка the Chibitka River	Участок 1* Section 1*	ЧБ-1,4,6-8 Chb-1,4,6-8	34,2 (26,4...45,2)	56,2 (48,5...67)	23,4 (16,1...34,3)	20,6 (4,6...39)	10,22 (7,9...12)	0,08 (0,01...0,22)	0,092 (0,075...0,1)	0,22 (0,11...0,34)	1,4 (0,68...2,4)
	Участок 2* Section 2*	ЧБ-9-12,14-15 Chb-9-12,14-15	47 (41...61)	51,8 (43,3...102)	34,1 (28...77)	36,6 (13,1...44)	8,92 (6,7...11,2)	15,8 (0,34...30,7)	0,081 (0,05...0,11)	0,51 (0,3...0,71)	8,25 (2,2...17)
<i>Литературные данные/References</i>											
Среднее содержание в донных отложениях р. Ярлы-Амры в районе АГМП [34, 35] Average content in bottom sediments of the Yarly-Amry river in the AMME area [34, 35]			72...76	106	104	100	20...24	368...371	20	–	–
UCC [13]			20	71	25	1,5	20	0,05	0,098	0,05	0,2
ДК-I/DK-I [23]			35	140	35	29	85	0,3	0,8	–	–
ДК-II/DK-II [23]			35	480	35	55	530	0,5	2	–	–
ДК-III/DK-III [23]			45	720	90	55	530	1,6	7,5	–	–
ДК-IV/DK-IV [23]			210	720	190	55	530	10	12	–	–
SQG-1 согласно US EPA/SQG-1 by US EPA [27]			<20	<90	<25	<40	<40	–	–	–	–
SQG-2 согласно US EPA/SQG-2 by US EPA [27]			20–50	90–200	25–50	40–60	40–60	–	–	–	–
SQG-3 согласно US EPA/SQG-3 by US EPA [27]			>50	>200	>50	>60	>60	–	>6	–	–
ERL [30]			21	150	34	8,2	47	0,15	1,2	–	2 [29]
ERM [30]			52	410	270	70	218	0,71	9,6	–	25 [29]
TEL [32]			15,9	124	18,7	7,24	30,2	0,13	0,68	–	–
PEL [32]			42,8	271	108,2	41,6	112,2	0,7	4,21	–	–
US EPA [33]			22,7	121	31,6	9,8	35,8	0,18	0,99	2	2

Примечание: * – среднее по участку реки (один сезон отбора); в скобках – разброс значений от минимального до максимального; прочерк – нет данных.

Note: * – average content for the river section (one sampling season); in brackets – range of minimum to maximum; dash – no data.

Второй тип критериев позволяет оценить степень влияния ПТЭ на биоту. Часто используемыми в США критериями этого типа являются ERL (effect range low) и ERM (effect range median) [29–31]. Близкими к ним считаются канадские критерии TEL (threshold effects level) и PEL (probable effects level) [32]. При условии если $<ERL/TEL$, то вероятность негативного влияния на живые организмы – 5–30 %; $>ERL/TEL$ и $<ERM/PEL$ – 50 % и выше вероятность негативного влияния на живые организмы; $>ERM/PEL$ – 50–100 % вероятность негативного влияния на живые организмы. Для оценки общей потенциальной токсичности донных осадков для биоты рассчитывают коэффициент M-ERM-Q (усредненное ERM) [24, 31]. Не для всех элементов (Sb и Se, в частности) рассчитаны пороговые значения показателей SQG, по этой причине для оценки донных осадков используют референтные значения, указывающие на возможность токсичного влияния. Например, база данных US EPA (табл. 1) [33].

Цель исследования – изучить распределение Hg, As, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Sb, Se в водах и донных отложениях рек Ярлы-Амры и Чибитка в ореоле действия Акташского ртутного месторождения и его отвалов и провести оценку их экологического состояния согласно российским и зарубежным нормативным показателям, а также оценить токсичность отложений на живых организмов.

Объект исследования

Участок, где расположен объект исследования (Акташское месторождение, Республика Алтай, Улаганский район, п. Акташ), находится на территории, которая входит в состав Курайской аккреционной зоны вендско-раннеордовикской Кузнецко-Алтайской островной дуги и состоит из фрагментов системы островных дуг, и представлена тремя единицами, ограниченными разломами в основном с запада на восток: (1) средне-позднекембрийские породы (Ануйско-Чуйский преддуговой прогиб); (2) Курайский аккреционный клин; (3) Уйменско-Лебедская островная дуга (рис. 1) [36]. Территория характеризуется сложной зоной разломов (рис. 1), которая представляет собой серию параллельных дугообразных разрывов, обрамляющих северо-восток Курайской и Чуйской впадин. В пределах зоны глубинного разлома выделяют две ветви разломов: северная ветвь – Кубардинский, и южная ветвь – Курайский разломы [37].

На юго-востоке Ануйско-Чуйской зоны развиты эпитеральные месторождения ртути, которые выделены в Курайскую ртутную зону (КРЗ) [38]. Акташское месторождение является одним из главных представителей месторождений КРЗ. Оно расположено в пределах Ануйско-Чуйский преддуговой прогиба, в пределах сочленения Кадринской и Курайской ветвей Курайского глубинного разлома [37], приурочено к зоне полого сброса (Акташского надвига), лежащее крыло сложено известняками с прослоями песчаников (нижний кембрий), висячее крыло – глинисто-известковыми сланцами и алевролитами (средний кембрий) [39, 40]. Рудная эпитеральная минерализа-

ция связана с основным и ультраосновным постгерцинским магматизмом [38]. Рудные тела образуют пласты, гнезда и жилы среди известняков и сланцев; руда представлена брекчированными, а также вкрапленными и пленочными доломитизированными известняками [39], а также претерпевшими окварцевание и аргиллизацию. Минеральный состав руд представлен киноварью, антимонитом, пиритом, блеклыми рудами, реальгаром, кальцитом, доломитом и кварцем [38]. Основные минералы руд – киноварь, антимонит, пирит, блеклые руды (в том числе Hg-содержащие, швацит (тетраэдрит с Hg до 20 %, в составе также присутствуют As и Sb), акташит, реальгар, кальцит, доломит и кварц. Оруденение неравномерное, среднее содержание Hg на месторождении 0,38 мас. %, варьирует от 0,0001 до 10,81 мас. % [40].

Месторождение обрабатывалось Акташским горно-металлургическим предприятием (АГМП) с 1937–1990 гг., располагалось вне населенной местности, в 10 км восточнее п. Акташ на юго-западном макросклоне Курайского хребта (рис. 1). Промышленная зона расположена на высотах 2150–2200 м в верховье р. Ярлы-Амры (левый приток р. Чибитка, бассейн р. Чуя (главный приток р. Катунь)). В 2009 г. Ю.В. Робертусом с соавторами [41] дана информация о том, что технологическим процессом на АГМП был обжиг шихты ртутьсодержащих отходов, смешанных с огарками, в печи при температуре 750–800 °С. Получаемые ртутьсодержащие технологические газы очищались от пыли и конденсировались. Таким образом, за счет процессов возгонки ртути, атмосфера и окружающие компоненты экосистемы значительно загрязнялись токсикантом. В последующем перерабатывались ртутьсодержащие отходы, поступающие от предприятий Сибирского и Уральского федеральных округов [35]. В 2007 г. предприятие было ликвидировано.

Отвалы АГМП складированы на берегу р. Ярлы-Амры и попадают в реку, смываясь дождями, снеготальными водами и перемещаясь ветрами. В отходах установлены повышенные и аномально высокие содержания Ni (до 2500 г/т), Li и Hg (>10000 г/т), Sn (до 500 г/т), Cu (до 10000 г/т) и др. [34, 42], а в донных отложениях р. Ярлы-Амры и р. Чибитка в 2007 г. установлены значительные содержания тяжелых металлов 1–3 классов токсичности: Hg, As, Sb, Zn, Cu, Ni, Pb и др. [35]. Район бывшего АГМП является территорией с высоким уровнем накопленного экологического ущерба [42]. Поэтому изучаемая в данной работе территория подвержена как природным, так и техногенным факторам загрязнения. К первым факторам можно относить природные аномалии ПТЭ, присущие рудопроявлениям территории, ко вторым – развитие горнодобывающей деятельности и последующее хранение отходов обогащения.

Методы исследования

Экспедиционные работы

Опробование рек Ярлы-Амры и Чибитка (рис. 1) проводилось в октябре 2018 г., далее в марте, апреле и июле 2019 г. На его основании рассчитывалось среднее валовое содержание ПТЭ в реках. Опробова-

ние р. Ярлы-Амры (протяженность 10 км) проведено на двух участках: первый – это исток реки, расположенный северо-восточнее и юго-восточнее от отвалов АГМП и выше них на 3–4 км (рис. 1; точки Я-1). Второй участок – река на удалении от отвалов АГМП на 5,7 км (рис. 1; точки Я-7). Река Чибитка опробована на протяжении от истока до впадения в р. Чуя. Про-

тяженность опробованного участка составляет 27,4 км. Река разделена на два участка. Участок 1 (протяженность 17,7 км) – река выше устья р. Ярлы-Амры (рис. 1; точки ЧБ-1, ЧБ-4, ЧБ-6-8). Участок 2 (протяженность 9,7 км) – река ниже устья р. Ярлы-Амры, вплоть до впадения р. Чибитка в р. Чуя (рис. 1, точки ЧБ-9-12, ЧБ-14-15).

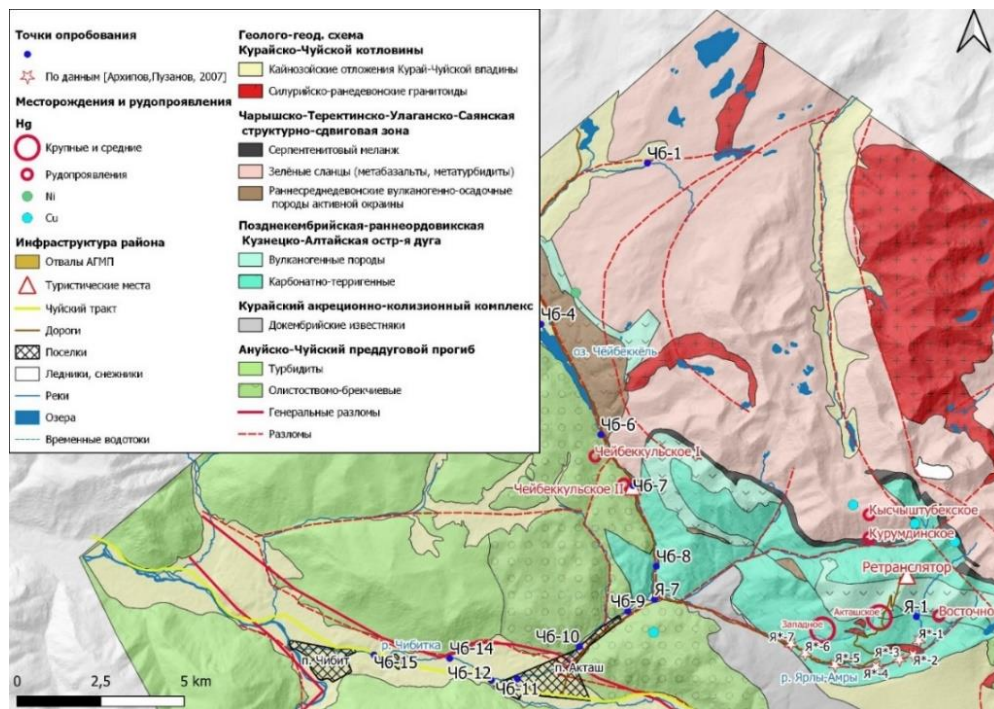


Рис. 1. Геолого-геодинамическая схема Курайской рудной зоны на основе комплекта геологических карт СССР масштаба 1:200000 Серии Алтайская (1962 г.), карт геологического строения и полезных ископаемых Курайской зоны Горного Алтая (Отчет Чуйской партии о результатах геологического доизучения площадей масштаба 1:50000, проведенного в 1983–1991 гг.) и Геолого-геодинамической схемы Курайской зоны юго-восточной части Горного Алтая [36] с уточнениями

Fig. 1. Geological and geodynamic scheme of the Kurai ore zone based on a set of geological maps of the USSR at a scale of 1:200000 Altai series (1962), maps of the geological structure and minerals of the Kurai zone of Gornyy Altai (Report of the Chuya party on the results of geological additional study of areas at a scale of 1:50000 carried out in 1983–1991) and the geological and geodynamic scheme of the Kurai zone of the southeastern part of Gornyy Altai [36] with clarifications

pH и Eh вод определялись на месте потенциометрическим методом с использованием портативного анализатора Анион 7051 производства «Инфраспек-Аналит» (Россия). Пробы воды были отобраны для определения катионного и анионного состава, Сорг, содержания ПТЭ. Вода для анионного состава и Сорг отбиралась в полипропиленовые пробирки и не подкислялась. Водные пробы на Hg отбирались в боросиликатные пробирки, для остальных ПТЭ – полипропиленовые пробирки. Подкисление проб проводилось в соотношении 2:500.

Отбор донных отложений проводился в октябре 2018 г. На территории Горного Алтая из-за каменистого дна горных рек донные осадки как таковые опробовались не везде, а только в прибрежной части, зачерпыванием наиболее мягкого материала. В р. Ярлы-Амры были взяты 2 основные точки – выше отвалов АГМП (Я-1) и на удалении от них (Я-7). В р. Чибитка: на участке 1 (У-1) опробованы точки ЧБ-

1, 4, 6–8, на участке 2 (У-2) – точки ЧБ-9-12, 14-15 (рис. 1).

Анализ воды

Содержание растворенного органического углерода определялось методом ИК спектроскопии на анализаторе растворенного углерода TOC-V_{CSH} производства «Shimadzu» (Япония). Анионный состав изучался методом капиллярного электрофореза на анализаторе Капель производства «Люмэкс» (Россия). Содержания элементов в пробах воды, отобранных в октябре 2018 г., определялись в аналитическом центре ИГМ СО РАН методами пламенной и электро-термической атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрометре Solaar M6 производства «Thermo Electron» (США). Содержания элементов в остальных пробах воды определялись методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на квадрупольном масс-спектрометре Agilent 7500 CE

производства «Agilent Technologies» (США). Содержания Hg определялись методом «холодного пара» на атомно-абсорбционном анализаторе «РА-915М» с приставкой «РП-92» производства «Люмэкс» (Россия).

Анализ донных отложений

Донные отложения высушивали до воздушно-сухого состояния при ± 25 °С, далее измельчали и гомогенизировали до 200 меш с помощью виброистиратора.

Содержания Cu, Ni, Pb, Zn, As были определены методом рентгенофлуоресцентного анализа с синхротронным излучением (РФА-СИ) на спектрометре ВЭПП-3 с Si(Li) детектором PentaFET производства «Oxford Instruments». Содержание Hg определялось методом «холодного пара» на атомно-абсорбционном анализаторе «РА-915М» с приставкой «РП-91» («Люмэкс», Россия). Содержания Cd, Se и Sb определялись методом атомно-абсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией (ЭТА-ААС) на спектрометре Solaar M6 производства «Thermo Electron» (США). Разложение образцов для ЭТА-ААС проводилось смесью минеральных кислот HF-HClO₄-HNO₃-HCl после предварительного обжига при 480 °С.

Расчет показателей геохимических особенностей и качества донных отложений

Степень обогащения (СО) донных отложениях рек Горного Алтая потенциально-токсичными элементами относительно верхней континентальной коры (upper continental crust – UCC) [13] рассчитана согласно формуле (1).

$$CO = \frac{C_{до}}{C_{UCC}}, \quad (1)$$

где $C_{до}$ – концентрация элемента в донном осадке (г/т); C_{UCC} – концентрация элемента в UCC (г/т) [13].

Степень загрязнения донных отложений рек Ярлы-Амры и Чибитка оценена на основании сравнений содержаний элементов с соответствующими референтными значениями ДК-0–ДК-IV (табл. 1) [23], SQG-1-3 [27], а также расчета фактора загрязнения (contamination factor – CF) каждым элементом и суммарной степени загрязнения (degree of contamination – DC) [27, 28].

В качестве фоновой точки были выбраны донные отложения, отобранные на участке 1 р. Чибитка, в части, наиболее близкой к ее истоку (Чб-1, рис. 1), т. е. не подвергающиеся непосредственному техногенному влиянию.

Коэффициент загрязнения (CF) рассчитывался согласно формуле (2) [25, 27, 28]. Для C_{mean} рекомендуется брать среднее содержание элемента по крайней мере из пяти участков отбора проб, которые обеспечивают равномерное покрытие области накопления [27]. В нашей работе коэффициент загрязнения (CF) рассчитывался в каждой из точек опробования. Если $CF < 1$, то осадки имеют низкую степень загрязнения; $1 < CF < 3$ – умеренной степени загрязнения; $3 < CF < 6$ – значительная степень загрязнения; $CF > 6$ – очень высокая степень загрязнения [27, 28].

$$CF = \frac{C_{mean}}{C_n}, \quad (2)$$

где C_{mean} – средняя концентрация элемента; C_n – концентрация элемента в фоновой точке.

Общая степень загрязнения несколькими загрязнителями (DC) рассчитана согласно формуле (3) [25, 27, 28]. DC рассчитан для всех проб по всем девяти элементам, следовательно $DC < 9$ – низкая степень загрязнения; $9 < DC < 18$ – умеренной степени загрязнения; $18 < DC < 36$ – значительная степень загрязнения; $DC > 36$ – очень высокая степень загрязнения. Тогда как для Чб-12 и Чб-15 расчет DC проводился без учета содержаний Cd, Se, Sb (из-за отсутствия данных), следовательно, для оценки качества этих двух проб берется $DC < 6$, 6–12, 12–24 и > 24 .

$$DC = \sum_1^n CF, \quad (3)$$

где n – количество ПТЭ.

Оценка токсичности донных отложений для живых организмов

Вероятность негативного влияния донных осадков на живые организмы оценивалась на основании референтных показателей ERL/ERM [30], TEL/PEL [32], US EPA [33] (табл. 1) и расчета суммарного показателя по всем элементам M-ERM-Q (среднее значение ERM) [24, 31]. Для Sb, несмотря на его токсичность, такие международные показатели оценки токсичности, как ERL/ERM, TEL/PEL, отсутствуют [26], так же как и для Se [43]. Для оценки токсичности донных отложений по содержаниям Sb и Se был использован норматив US EPA [33].

Коэффициент M-ERM-Q рассчитан согласно формуле (4) для всех проб без учета Se, Sb, а для проб Чб-12 и Чб-15 – без учета Cd, Se, Sb (по причине отсутствия показателя ERM для Se, Sb и содержаний Cd, Se, Sb). Значение $M-ERM-Q \leq 0,1$ обозначает низкую вероятность возникновения побочных эффектов (9 % вероятность токсичности); $0,11 < M-ERM-Q < 0,5$ – указывают на умеренную вероятность токсичности (21 % вероятность токсичности); $0,51 < M-ERM-Q < 1,5$ – относятся к значительным (49 % вероятность токсичности) и $M-ERM-Q > 1,51$ – высокая вероятность токсичности (76 % вероятность токсичности) [24, 31].

$$M-ERM-Q = \sum_1^n \frac{C_i}{ERM_i}, \quad (4)$$

где C_i – концентрация элемента в точке; ERM_i – критерий ERM для соответствующего элемента; n – количество ПТЭ.

Результаты и обсуждения

Особенности распределения элементов в речной воде

Воды рек Ярлы-Амры и Чибитка слабощелочные/щелочные и ультрапресные/пресные (табл. 2). В воде р. Ярлы-Амры ниже отвалов АГМП увеличиваются содержания Cu, Cd, Hg и Se относительно ее истока. Содержания остальных ПТЭ (Ni, Zn, As, Pb, Sb) в истоке р. Ярлы-Амры выше (табл. 2). Повышенные содержания элементов связаны с близостью месторождений Восточное и Акташское, определяющих локальный фон (рис. 1).

Таблица 2. Валовое содержание элементов в воде (мкг/л) рек Ярлы-Амры и Чибитка в сравнении с литературными данными
Table 2. Elements total content in water (µg/L) of the Yarly-Amry and the Chibitka Rivers vs. the Reference

Место отбора Sampling area	Номер точки Point number	pH	Eh, мВ/мВ	TDS, г/л/г/л	ТОС, мг/л mg/L	Ni	Zn	Cu	As	Pb	Hg	Cd	Se	Sb	
р. Ярлы-Амры The Yarly-Amry River	^{2*} АГМП-1 ^{2*} АММЕ-1	Я-1/Ya-1	8,30 (8,2...8,43)	434 (380...461)	0,29 (0,18...0,45)	3,3 (2,8...4,2)	2,2 (0,80...3,5)	20 (5,1...49)	1,3 (1,2...1,4)	4,5 (0,21...13)	0,77 (0,54...1,2)	0,16 (0,06...0,23)	0,027 (0,008...0,038)	0,16 (0,10...0,22)	2,2 (0,26...5,7)
	^{2*} АГМП-2 ^{2*} АММЕ	Я-7/Ya-7	8,29 (8,22...8,35)	351 (315...387)	0,21 (0,16...0,24)	3,8 (2,1...6,1)	0,66 (0,49...0,82)	20 (0,45...54)	1,4 (1,3...1,5)	0,78 (0,49...0,93)	0,48 (0,19...0,93)	0,29 (0,08...0,63)	0,029 (0,018...0,038)	0,41 (0,36...0,45)	0,75 (0,42...1,1)
р. Чибитка the Chibitka River	^{3*} У-1 ^{3*} U-1	ЧБ-1, 4, 6–8 Chb-1, 4, 6–8	8,01 (7,17...8,38)	456 (313...558)	0,18 (0,05...0,67)	5,1 (1,7...8,1)	0,79 (0,58...2,0)	49 (3,2...445)	1,4 (1,1...2,2)	0,56 (0,23...0,78)	0,38 (0,10...1,2)	0,08 (0,01...0,23)	0,025 (0,010...0,037)	0,30 (0,13...0,63)	1,0 (0,07...4,3)
	^{3*} У-2 ^{3*} U-2	ЧБ-9–12, 14, 15 Chb-9–12, 14, 15	8,16 (7,4...8,4)	412 (304...543)	0,19 (0,07...0,28)	3,9 (1,7...6,2)	1,05 (0,74...2,0)	9,0 (1,6...42)	1,7 (0,68...6,4)	0,70 (0,3...1,1)	0,38 (0,07...0,85)	0,16 (0,03...0,5)	0,020 (0,003...0,043)	0,28 (0,04...0,7)	0,51 (0,17...2,5)
Литературные данные/Reference															
^{4*} ПДК-1/ ^{4*} МРС-1 [44]			6,5...8,5	–	–	–	10	10	1	50	6	0,01	5	2	–
^{5*} US EPA-1 [45]			6,9...9	–	–	–	52...470	120	–	150...340	2,5...65	0,77...1,4	0,72...1,8	–	–
^{6*} ПДК-2/ ^{6*} МРС-2 [46, 47]			6,5...8,5	–	1	–	20	1000	1000	10	10	0,5	1	10	5
^{7*} ВОЗ/ ^{7*} WHO [48]			6,5...8,5	–	1,2 [6]	–	70	^{8*} Не опасно ^{8*} Not dangerous[48]; 5000 [49]	2000	10	10	6	3	40	20
^{9*} US EPA-2 [50]			6,5...8,5	–	–	–	15	5000	1300	10	15	2	5	50	6
^{10*} р. Ярлы-Амры The Yarly-Amry River [35]	Выше АГМП на 1 км 1 km up off AMME	Я*–1–4 Ya*–1–4	–	–	–	–	0,14	0,04	0,0037	0,0016	0,0006	0,035	0,00001	–	–
	АГМП АММЕ	Я*–5 Ya*–5	–	–	–	–	0,065	0,02	0,005	0,009	0,0001	0,077	0,00001	–	–
	Ниже АГМП на 1 км 1 km down off AMME	Я*–6–7 Ya*–6–7	–	–	–	–	0,034	0,022	0,0055	0,0011	0,0006	0,045	0,00001	–	–
р. Актру/the Aktru river [52]			7,17...8,27	–	0,05...0,16	–	–	5,4...21,1	1,3...7	–	0,5...4,9	0,005...1,41	0,1	–	–
Телецкое озеро Teletskoe lake [53]			–	–	–	–	0,32	1,12	1,34	0,34	0,09	–	0,007	0,056	–
Фоновые содержания не загрязнённых пресных вод планеты Background contents of uncontaminated fresh waters of planet [54, 55]			–	–	–	–	0,5	0,15...20	1,5...7	1,7...2	0,11...1	0,07	0,01...0,2	0,02...20	0,04...1
Озеро Байкал Baikal lake [56]			–	–	–	–	0,1...0,5	0,4...4,3	0,2...1	0,3...0,5	0,03...0,06	0,0001...0,0014	0,001...0,01	0,03...0,06	0,03...0,2

Примечание: прочерк – нет данных; bold – значения, превышающие ПДК-1; в скобках – разброс значений от минимального до максимального; АГМП-1 – выше отвалов АГМП; АГМП-2 – ниже отвалов АГМП; 2* – среднее в точке за три сезона отбора; У-1 – участок 1 на р. Чибитка; У-2 – участок 1 на р. Чибитка; 3* – взято среднее по участку реки за три сезона отбора; 4* – ПДК водных объектов рыбохозяйственного значения (ПДК-1); 5* – Критерий для пресноводной водной флоры США (US EPA); 6* – ПДК водных объектов питьевого, хозяйственно-бытового и рекреационного водопользования (ПДК-2); 7* – Международный показатель питьевых вод ВОЗ; 8* – не представляет опасности для здоровья на уровнях, обнаруженных в питьевой воде; 9* – Максимальная концентрация в питьевых вод США (US EPA-2); 10* – среднее в р. Ярлы-Амры, лето 2006.

Note: dash – no data; bold – values exceeding MPC-1; in brackets – range from minimum to maximum; AMME-1 – up off AMME; AMME-2 – down off AMME; 2* – average at a point for three sampling seasons; U-1 and U-2 – section 1 and 2 on the Chibitka river; 3* – average for the river section for three sampling seasons; 4* – MPC for fishery water bodies (MPC-1); 5* – USA National Recommended Aquatic Life Criteria for freshwater (US EPA); 6* – MPC of water bodies for drinking, household and recreational water use (MPC-2); 7* – WHO International Drinking Water Index; 8* – does not pose a health hazard at levels found in drinking water; 9* – US Maximum Concentration in Drinking Waters (US EPA-2); 10* – average in the Yarly-Amry River, summer 2006.

Речные воды участка 1 р. Чибитка имеют более высокие содержания Zn и Sb, чем на участке 2, где выше содержания Ni, Cu, As, Hg; содержания Cd и Pb на обоих участках близки (табл. 2, У-1). Содержания рассматриваемых элементов в воде р. Чибитка ниже р. Ярлы-Амры (участок 2) не превышают значений, характерных для вод р. Ярлы-Амры, за исключением Cu (табл. 2, У-2).

В обеих реках содержания Zn, Cu и Hg превышают ПДК-1 для водных объектов рыбохозяйственного значения [44] в 4,9, 1,7 и 46 раз соответственно (табл. 2). Согласно критериям Агентства по защите окружающей среды США [45], ПТЭ в воде рек Ярлы-Амры и Чибитка не представляют значительного риска для большинства видов водных организмов (табл. 2). Поскольку возможно использование воды горных рек в качестве питьевой, содержания ПТЭ в реках Ярлы-Амры и Чибитка сопоставлены с российскими (ПДК-2; табл. 2) [46, 47] и зарубежными [48–50] (ВОЗ, US EPA; табл. 2) нормативами питьевых вод. Содержания исследуемых ПТЭ в водах обеих рек не превышают как российских, так и зарубежных нормативов (табл. 2). В 2017 г. ВОЗ увеличены пороговые значения Hg с 1 до 6 мкг/л [48, 49].

В работе [35] оценено общее содержание Hg в водах рек Ярлы-Амры и Чибитка. В водах р. Ярлы-Амры в районе истока содержания в весенний период 2007 г. варьировали от 0,08 до 0,5 мкг/л, в районе АГМП составляли 0,42 мкг/л, на удалении от АГМП – 0,88–1,05 мкг/л; в воде р. Чибитка содержания были намного ниже – 0,06 мкг/л. В этой же работе [35] представлены данные о содержаниях Cd, As, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg в летний период 2006 г. в воде р. Ярлы-Амры в районе АГМП (выше и ниже на 1 км от АГМП; табл. 2). Наши исследования (табл. 2) показывают, что содержания Hg в р. Ярлы-Амры в весенний период сильно не изменились, и только на участке 2 р. Чибитка содержания Hg увеличились до 0,16 мкг/л. Однако по сравнению с летними данными за 2006 г. (табл. 2) нами установлены более высокие содержания всех рассматриваемых ПТЭ в водах р. Ярлы-Амры в районе АГМП. В 2010 г. Робертус с соавторами [51] установили, что в водах р. Ярлы-Амры в районе АГМП (0,5–5 км) содержания ПТЭ составляли (мкг/л): Cd – 1–7,4; Cu – 4,9–16,1; Pb – 1–9,6; Zn 3,2–6,2; Hg 0,14–0,42, что выше, чем в более ранних исследованиях [35]. Наши результаты указывают на то, что содержания Hg в незначительной мере снизились, тогда как содержания Cd, Cu, Pb существенно снизились, а Zn значительно увеличились, в сравнении с данными [51].

В качестве основной причины значительной разницы в содержаниях можно назвать сезонные колебания и разные методы анализа.

Содержания изучаемых ПТЭ в водах рек Ярлы-Амры и Чибитка сопоставлены с содержаниями удаленных от месторождений водотоков и водоемов (табл. 2). Содержания Zn, Cu, Pb и Hg в р. Ярлы-Амры выше, чем в р. Актру (Кош-Агаченский район, северный склон Северо-Чуйского хребта) [52]. Разница достигает Zn – 3,2 раза, Cu и Pb – 1,2–1,3 раза,

Hg – 36–92 раза; максимальная разница установлена вблизи АГМП. Содержания этих элементов в р. Чибитка выше, чем в р. Актру: Zn в – 1,6–9 раз, Cu – 1,3 раза, Hg – 14–32 раза. В Телецком озере [53] содержания Ni, Zn, Cu, As, Pb, Se намного ниже, чем в водах рек Ярлы-Амры и Чибитка (табл. 2). В водах рек Ярлы-Амры и Чибитка содержания Ni, Zn, Hg, Sb выше, чем в большинстве не загрязнённых пресных водах планеты (табл. 2) [54, 55]. По сравнению с водными оз. Байкал, которые считаются эталонными по чистоте [56], воды в р. Ярлы-Амры обогащены Ni в 16,3 раз, Zn – 42 раза, Cu – 7,5 раз, As – 14 раз, Pb – 21,6 раз, Hg – 4600 раз, Cd – 38 раз, Sb – 32 раза, Se – 12 раз.

Мы сравнили общие содержания Hg в речных водах со значениями в других ртутных провинциях мира [7, 11, 12, 57]. По сравнению со значениями в р. Палья (до 1,4 мкг/л; провинция Монте-Амиата, Италия) [7] содержания Hg в воде рек Ярлы-Амры (0,059–1,82 мкг/л) и Чибитка (0,005–0,50 мкг/л) находятся на одном уровне. Рудный район Монте-Амиата является частью так называемого «ртутного пояса» в бассейне Средиземного моря, который включает также провинции Альмаден (Испания), Идриа (Словения) и Меджерда (Тунис). Горнодобывающая деятельность в районе Монте-Амиата осуществлялась до 1980 г., а большая часть шахт располагалась в водосборном бассейне р. Палья (в истоках ее притоков), которая впадает в р. Тибр (крупнейшая река Центральной Италии) [58]. По сравнению со значениями общего содержания Hg в реках Идриа и Соча (0,00076–0,041 мкг/л – в удаленных местах от действия Hg шахт; 0,049–0,71 мкг/л – вблизи; провинция Идриа; горнодобывающая деятельность до 1995 г.) [12, 57] содержания Hg в реках Ярлы-Амры и Чибитка также на близком уровне. Загрязнение рек Идриа и Соча ртутью вызвано сбросом остатков обжига руды и отходов в русло реки, которые затем переносились вниз по течению во время наводнений и загрязняли аллювиальные и морские отложения [57]. Содержание Hg в водах р. Ярлы-Амры и р. Чибитка ниже, чем в р. Вальдеасогес (0,11–20,3 мкг/л; провинция Альмаден), воды которой относятся к слабощелочным. Горнодобывающая деятельность на районе Альмаден прекращена в 2002 г., а низкие концентрации Hg в воде могут объясняться высокой летучестью, ее склонностью к сорбции глинами, гидроксидами Fe и Mn и органическими веществами [11].

Содержания элементов в донных отложениях рек

Содержания Hg в донных отложениях р. Чибитка на участке 1 увеличиваются по мере удаления от истока (рис. 2, табл. 1). В отложениях р. Чибитка ниже устья р. Ярлы-Амры (участок 2) содержание Hg резко увеличивается (в 200 раз) и в среднем составляет 15,8 г/т. По мере удаления от устья р. Ярлы-Амры в отложениях р. Чибитка (участок 2) содержания Hg остаются высокими на протяжении 7 км. На расстоянии 9,7 км от устья р. Ярлы-Амры (рис. 2, Чб-15) содержание Hg снижается до уровня участка 1 (рис. 2). В р. Ярлы-Амры содержания Hg в донных отложениях выше, чем в р. Чибитка, и в среднем составляют

17,2 г/т. В донном осадке истока р. Ярлы-Амры содержание Hg значительное – 0,27 г/т, что вызвано близостью месторождений и рудопроявлений Hg (рис. 2, табл. 1).

Не установлено чётких закономерностей распределения As в донных отложениях участка 1 реки Чибитка (рис. 2, табл. 1), среднее содержание элемента в донных отложениях участка составляет 20,6 г/т. Ниже устья р. Ярлы-Амры, на участке 2, содержания As возрастают в среднем до 36,6 г/т. Содержания сохраняются высокими на расстоянии 7 км от устья р. Ярлы-Амры (рис. 2, Чб-15). Среднее содержание As в отложениях р. Ярлы-Амры (53,6 г/т) значительно выше, чем в р. Чибитка. В р. Ярлы-Амры резко увеличивается содержание As около отходов АГМП (рис. 2, табл. 1).

Закономерности распределения Cu подобны Hg и As: на участке 1 р. Чибитка содержания возрастают

от истока (с 19,2 до 34,3 г/т, среднее 23,4 г/т); резко увеличиваются содержания на участке 2 (среднее 34,1 г/т). На протяжении 7,3 км участка 2 содержание Cu в донных отложениях сохраняется относительно постоянным, а ниже увеличивается с 40,3 до 77 г/т (рис. 2, Чб-15). В донных отложениях р. Ярлы-Амры в районе истока содержание Cu выше, чем в части реки, расположенной ниже АГМП. Среднее содержание Cu (52,1 г/т) в донных отложениях выше, чем в р. Чибитка (28,7 г/т).

В донных отложениях участка 1 р. Чибитка Zn распределён равномерно (табл. 1, рис. 2). Близкие содержания установлены на участке 2 на протяжении 7,3 км, а далее содержание увеличивается до 102 г/т. В р. Ярлы-Амры среднее по нашим данным составляет 51,9 г/т, но другими исследователями выявлены содержания >100 г/т (рис. 2).

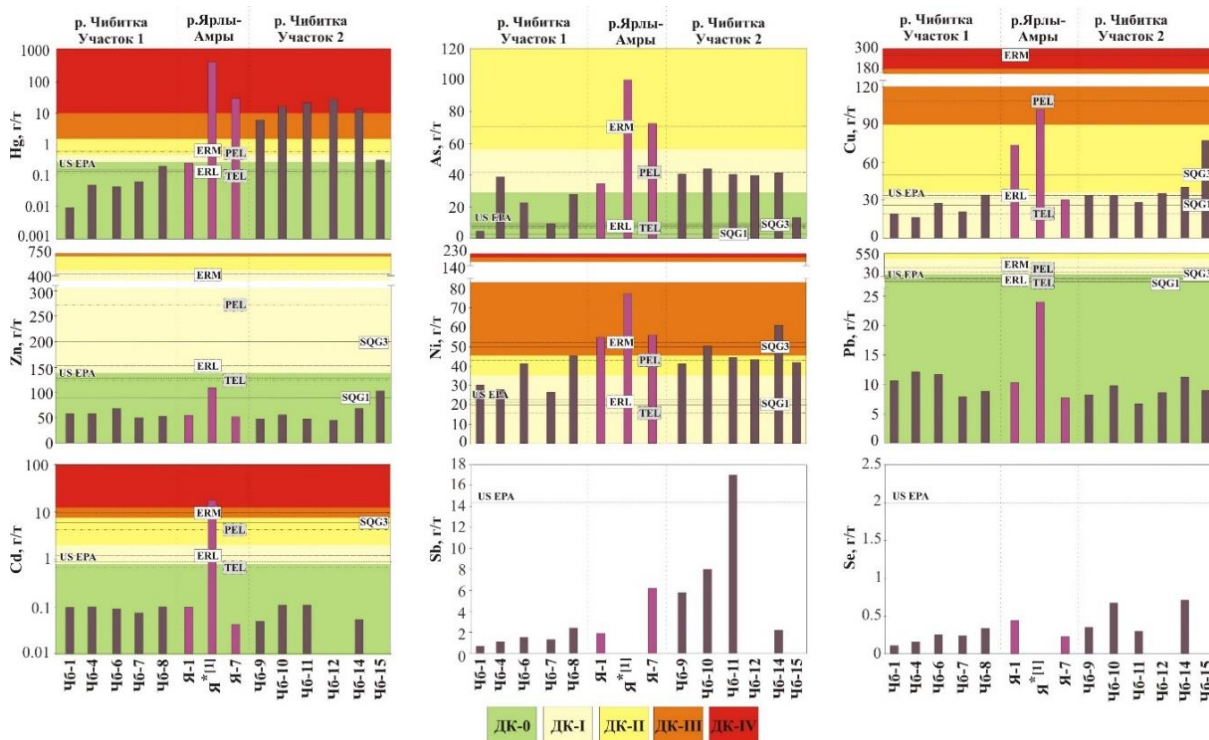


Рис. 2. Распределение валовых содержаний элементов в донных осадках рек Ярлы-Амры и Чибитка (г/т) в сравнении с международными показателями состояния/качества донных осадков (ДК-0/ДК-IV, SQG-1/SQG-3) и их влияния на живые организмы (US EPA, ERM-ERL, TEL-PEL) на фоне среднего содержания элементов в донных отложениях реки Ярлы-Амры в районе АГМП (точка Я*) по данным [35]; по оси X – точки отбора проб, которые соответствуют схеме отбора вод, рис. 1; для Hg и Cd – логарифмические шкалы

Fig. 2. Distribution of total contents of elements in bottom sediments of the Yarly-Amry and the Chibitka rivers (ppm) in comparison with international indicators of the state/quality of bottom sediments (DK-0/DK-IV, SQG-1/SQG-3) and their influence on living organisms (US EPA, ERM-ERL, TEL-PEL) against the background of the average content of elements in bottom sediments of the Yarly-Amry river in the area of the AMMP (point «Я») according to [35]; the X-axis – sampling points that correspond to the water sampling scheme, Fig. 1; for Hg and Cd – logarithmic scales

В донных отложениях участка 1 р. Чибитка Ni распределён неравномерно, среднее содержание – 34,2 г/т (рис. 2, табл. 1). На участке 2 среднее содержание элемента выше 47 г/т. В донных отложениях р. Ярлы-Амры в среднем содержания Ni выше, чем в отложениях р. Чибитка, – 55,4 г/т (рис. 2).

Содержания Pb в донных осадках двух рек имеют близкие значения и в среднем не превышают 10 г/т.

Его содержания, незначительно превышающие 10 г/т, наблюдаются вначале участка 1 и 2 р. Чибитка (рис. 2, табл. 1). Близкое к равномерному распределение установлено также для Cd (рис. 2, табл. 1).

Содержания Sb в донных отложениях участка 1 р. Чибитка возрастает от истока с 0,68 до 2,4 г/т и резко увеличивается ниже устья р. Ярлы-Амры почти до 6,2 г/т (рис. 2). На участке 2, в 5 км от устья р. Яр-

лы-Амры, содержания достигают 17 г/т. У истока р. Ярлы-Амры содержания элемента в отложениях низкие, значительно обогащаются Sb от отходов АГМП (табл. 1, рис. 2).

В донных отложениях участка 1 р. Чибитка содержание Se увеличивается с удалением от истока (рис. 2). Отложения участка 2 содержат больше Se в 2,3 раза, чем отложения участка 1 (табл. 1). В донных осадках р. Ярлы-Амры содержания Se в районе истока выше, чем рядом с АГМП (табл. 1).

Значения среднего содержания ПТЭ в отложениях р. Ярлы-Амры в районе АГМП, по данным [34, 35], существенно выше, чем значения, полученные нами (табл. 1, рис. 2). Особенно выделяются высокие концентрации Hg и Cd (рис. 2). Различия заключаются в том, что в ранних исследованиях отложения отбира-

лись в основном вблизи АГМП. Итак, распределение по течению реки очень различается для каждого отдельного элемента.

Геохимические особенности донных отложений

Донные отложения участка 1 р. Чибитка обогащены относительно верхней континентальной коры (UCC) [13] в различной степени (в порядке уменьшения): As>Sb>Se>Ni (рис. 3). Для этих элементов LogKК составляет 0,49–1,4 для As, 0,53–1,08 для Sb, 0,34–0,83 для Se и 0,12–0,35 для Ni. Содержания Cu выше, чем UCC только в 16,7 км от истока (Чб-8, рис. 3), Hg – в 13,9 км от истока (рис. 3, Чб-7). Вероятно влияние на донные отложения близлежащего ртутно-рудопроявления Чейбеккельское II (рис. 1).

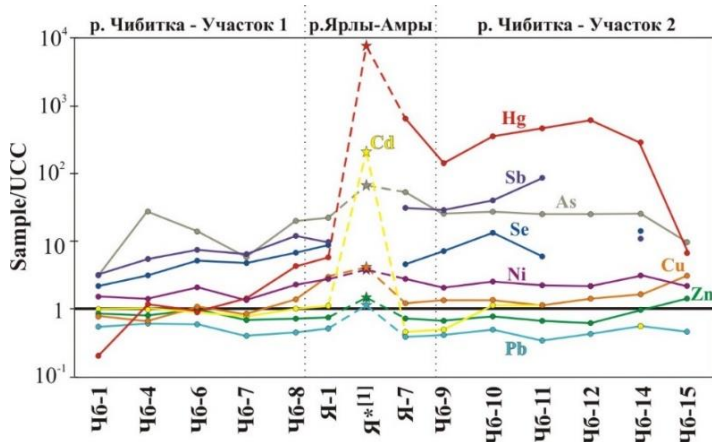


Рис. 3. Степень обогащения донных отложений рек Горного Алтая потенциально-токсичными элементами относительно верхней континентальной коры (UCC) [13] на фоне среднего содержания элементов в донных отложениях реки Ярлы-Амры в районе АГМП (точка Я*) по данным [35] (обозначены звездочкой); по оси X – точки отбора, которые соответствуют схеме отбора вод, рис. 1

Fig. 3. Degree of enrichment of bottom sediments of the Gorniy Altai rivers with potentially toxic elements relative to the upper continental crust (UCC) [13] against the background of the average content of elements in bottom sediments of the Yarly-Amry river in the AMMP area (point «Я»*) according to [35] (marked with an asterisk); the X-axis – sampling points that correspond to the water sampling scheme, Fig. 1

Донные отложения участка 2 р. Чибитка более значительно обогащены элементами относительно UCC, чем участок 1: Hg>Sb>As>Se>Ni>Cu (рис. 3). Обогащение может быть связано с депонированием в осадок взвешенного вещества, переносимого водами р. Ярлы-Амры (отходы АГМП). Во взвеси установлены соединения Hg с S с примесью Ni и Cu [59]. В отложениях участка 2 р. Чибитка, на расстоянии 9,7 км от устья р. Ярлы-Амры, наблюдается резкое снижение содержания Hg, As, Ni и незначительно увеличивается Cu (рис. 3, Чб-15). Содержания Cd, Pb и Zn в донных отложениях р. Чибитка на обоих исследованных участках ниже, чем в UCC (рис. 3).

В истоке р. Ярлы-Амры донные отложения обогащены Ni, Cu, Hg, Se, Sb, As относительно UCC сильнее, чем отложения в истоке р. Чибитка (рис. 3), что связано с непосредственной близостью ореола ртутной минерализации и месторождений Восточное и Акташское. Степень обогащения донных отложений истока р. Ярлы-Амры относительно UCC снижается в ряду As>Sb>Hg>Cu>Ni>Cd.

В результате антропогенного загрязнения от АГМП в донных отложениях р. Ярлы-Амры содержания Hg, As и Cd увеличиваются, на порядки превышая содержания в UCC (рис. 3, Я-7). На нормированных графиках хорошо заметно обогащение донных отложений р. Ярлы-Амры Ni, Cu и даже Zn и Pb (рис. 3). Степень обогащения донных отложений относительно UCC снижается в ряду Hg>As>Sb>Se>Ni>Cu>Zn>Pb. Коэффициент обогащения Hg, Cd, Zn, Pb относительно UCC в донных отложениях реки Ярлы-Амры в районе АГМП (выше и ниже него на 1 км), по данным [35], еще больше выделяется на нормированном графике на фоне данных, полученных нами (рис. 3).

Таким образом, видно, что донные отложения рек Ярлы-Амры и Чибитка в наибольшей степени обогащены Hg относительно UCC. Это обусловлено природным фактором, расположением рек в пределах КРЗ, и усиливается антропогенным влиянием за счет отвалов АГМП. Содержания Hg в донных отложениях р. Ярлы-Амры (0,27–34,1 г/т) и Чибитка (0,01–30,7 г/т) не столь высоки, как в провинции Идрия (0,59–1970 г/т,

среднее 254 г/т; Словения) и Альмаден (5,53–1005 г/т вблизи действия; 0,53–0,57 г/т – не подверженные влиянию рудного вещества; Испания), но выше, чем в провинции Монте-Амиата (0,26–15 г/т; Италия) [7, 11, 12, 57]. Для провинции Монте-Амиата (Италия) обогащение ртутью имеет «геогенную» природу [7]. Содержания в донных отложениях рек Ярлы-Амры и Чибитка выше в 2 раза, что также позволяет говорить о «геогенной» Hg для изучаемой части КРЗ.

Оценка состояния донных отложений

На протяжении 13,9 км участка 1 р. Чибитка (рис. 4, Чб-2–Чб-7) донные отложения характеризуются как значительно загрязненные ($3 < CF < 6$) ртутью, степень загрязнения отложений увеличивается до сильно загрязненных ($CF > 6$; Чб-8, рис. 4). При этом значение CF в этом месте сопоставимо со значениями в осадке истока р. Ярлы-Амры (Я-1, рис. 4). Донные отложения р. Ярлы-Амры в удалении 5,7 км от АГМП еще сильнее загрязнены Hg (Я-7, рис. 4), что приводит к обогащению донного осадка участка 2 р. Чибитка, где $CF > 6$ на всем протяжении реки от устья р. Ярлы-Амры (Чб-9–Чб-15, рис. 4). Согласно российским допустимым концентрациям (ДК-0–ДК-IV; табл. 1, рис. 2) донные осадки участка 1 р. Чибитка и отложения р. Ярлы-Амры в районе ее истока можно рассматривать как чистые (класс ДК-0; рис. 2), тогда как отложения реки Ярлы-Амры на удалении от отвалов АГМП и отложения участка 2

р. Чибитка характеризуются как сильно (класс ДК-III) и опасно загрязненные (класс ДК-IV).

Загрязнение мышьяком донных отложений участка 1 р. Чибитка в основном соответствует умеренно- ($1 < CF < 3$) и значительно- ($3 < CF < 6$) загрязненным осадкам (рис. 4), что сопоставляется с критерием $>SQG-3$ (рис. 2). Содержание As в донном осадке в р. Ярлы-Амры превышает показатели $CF > 6$ и $>SQG-3$, что отвечает очень сильному и даже опасному загрязнению мышьяком (рис. 2, 5), влияя в свою очередь на уровень загрязнения участка 2 р. Чибитка ($CF > 6$, $>SQG-3$). Однако возникают противоречия с российским референтным значением допустимых концентраций по As (табл. 1), согласно которому класс загрязнения осадков рек Чибитка и Ярлы-Амры не превышает показатель ДК-II, что отвечает умеренно загрязненным отложениям.

Загрязнение медью донных осадков участка 1 р. Чибитка умеренное ($1 < CF < 3$, рис. 4) и практически не меняется на всем его протяжении, как и на участке 2 р. Чибитка. Исключение составляет участок нижнего течения р. Чибитка на удалении 9,2 км от устья р. Ярлы-Амры, где осадок считается значительно загрязненным ($3 < CF < 6$, Чб-15; рис. 4); с чем это связано пока не установлено. Донные отложения р. Ярлы-Амры имеют CF, отвечающий осадкам от умеренно до сильнозагрязненных. Представленная оценка загрязнения медью донных отложений обеих рек (рис. 4) согласуется с оценкой их состояния согласно показателям допустимых концентраций и SQG-1-3 (рис. 2).

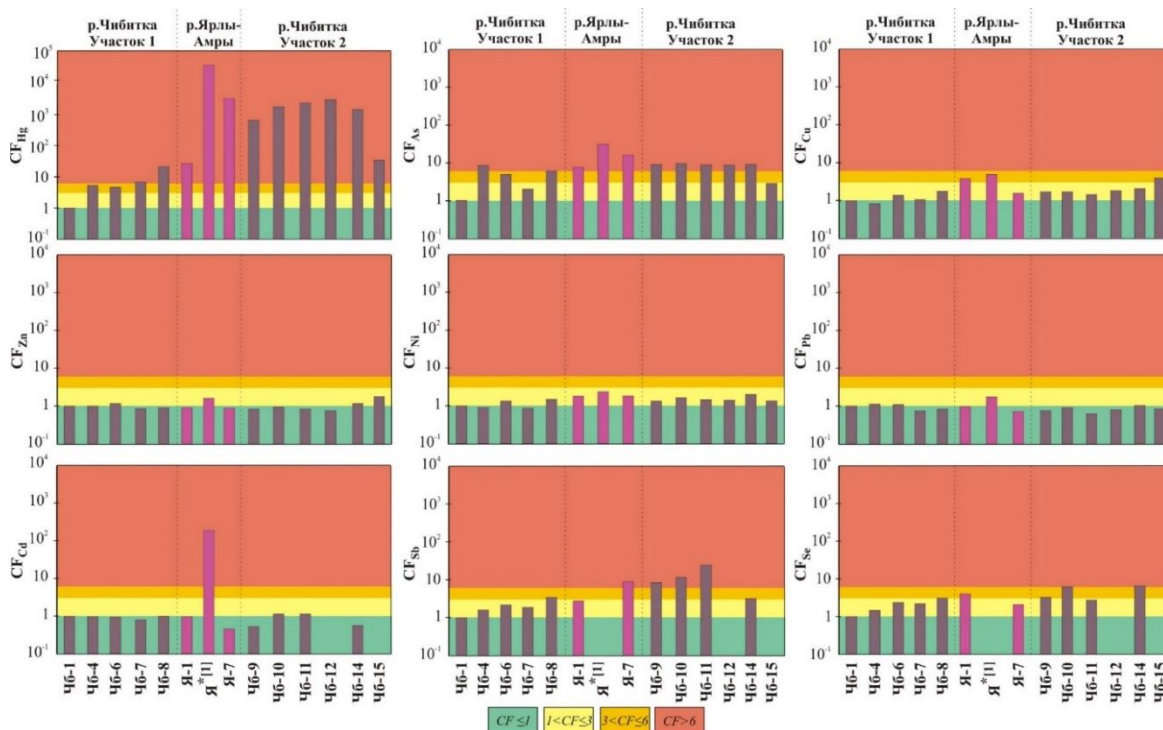


Рис. 4. Коэффициенты загрязнения (CF) для элементов в донных отложениях рек Ярлы-Амры и Чибитка на фоне среднего содержания элементов в донных отложениях реки Ярлы-Амры в районе АГМП (точка Я*) по данным [35]. По оси X – точки отбора проб, которые соответствуют схеме отбора вод, рис. 1

Fig. 4. Contamination factors (CF) for elements in the bottom sediments of the Yarly-Amry and the Chibitka rivers against the background of the average content of elements in the bottom sediments of the Yarly-Amry river in the AMMP area (point «Я»*) according to [35]; the X axis – sampling points that correspond to Fig. 1

Согласно российским и зарубежным нормативам для Zn, Pb и Cd донные отложения обеих рек характеризуются как незагрязненные отложения (класс ДК-0 и <SQG-1, рис. 2) или отложения с очень низкой степенью загрязнения ($CF < 1$, рис. 4).

Загрязнение никелем донных отложений участка 1 р. Чибитка в основном низкого уровня ($CF < 1$, рис. 4), но наблюдается несколько точек с умеренным уровнем загрязнения ($1 < CF < 3$; рис. 4). Осадки участка 2 р. Чибитка и осадки р. Ярлы-Амры характеризуются как умеренно загрязненные (рис. 4). Содержания Ni в отложениях обеих участков р. Чибитка отвечают референтным значениям <SQG-3 (рис. 2), что также характеризует их как умеренно загрязненные; согласно допустимым концентрациям они местами достигают класса ДК-III, что указывает на сильное загрязнение. Отложения р. Ярлы-Амры оцениваются как сильнозагрязненные, т. к. содержание Ni > SQG-3 и ДК-III.

Интенсивность загрязнения Sb и Se в донных отложениях участка 1 р. Чибитка увеличивается с удалением от истока реки (аналогично Hg), изменяясь от умеренной ($1 < CF < 3$) до значительной степени загрязнения ($3 < CF < 6$). Загрязнение Sb отложений реки Ярлы-Амры меняется от умеренного до очень высокого ($CF > 6$) под влиянием отходов АГМП, а Se снижается со значительного до умеренного уровня (рис. 4). На участке 2 р. Чибитка донные отложения очень сильно загрязнены Sb ($CF > 6$) и значительно Se ($3 < CF < 6$). Для данных элементов отсутствуют показатели загрязнения SQG-1-3 и допустимые концентрации (табл. 1).

Таким образом, благодаря достаточно высокому геохимическому фону и антропогенному влиянию (рис. 3), загрязнение токсичными элементами (Hg, As, Se, Sb) донных осадков исследованных водных объектов варьирует от умеренно до очень сильно загрязненных и даже опасных. Загрязнение Ni, Cu, Zn, Pb, Cd донных отложений описывается низкой и умеренной степенью загрязнения. Среди всех элементов выделяется Hg, для которой характерны наибольшие значения CF. Поэтому с большой вероятностью ее содержания вносят определяющий вклад в общую степень загрязнения (DC) донных отложений (рис. 5, а). В отложениях р. Ярлы-Амры и участка 2 р. Чибитка общая степень загрязнения высока ($DC > 24-36$). Отложения участка 1 р. Чибитка описываются показателем $12-14 < DC < 24-36$ как значительно загрязненные (рис. 5, а).

Коэффициенты загрязнения для Hg, As, Cu, Ni, Cd в донных отложениях реки Ярлы-Амры в районе АГМП (выше и ниже на 1 км), согласно данным [35], имеют наивысшую степень загрязнения по сравнению с нашими данными (рис. 2, 5). Общая степень их загрязнения также определяется в основном Hg (рис. 5, а).

Оценка вероятности негативного влияния донных отложений на живые организмы

Донные осадки участка 1 р. Чибитка по большей части элементов (Hg, Zn, Pb, Cd) токсичны с 5–30 % вероятностью для живых организмов (рис. 2). Для Hg увеличивается вероятность негативного влияния до 50 % в 1 км от устья р. Ярлы-Амры (рис. 2, Чб-8). Содержания As и Ni превышают уровень >ERL/TEL, а

Cu > TEL, но их содержания не выше уровня <ERM/PEL, что отвечает 50 % вероятности (рис. 2). Согласно US EPA существует риск токсичности осадков из-за содержаний As и Ni, а содержание остальных элементов (Hg, Cu, Zn, Pb, Cd, Sb и Se) не выше референтных значений US EPA (рис. 2). Среднее значение вероятности биологического воздействия среднего уровня M-ERM-Q соответствует интервалу 0,11–0,5, что позволяет считать осадки этой части реки токсичными с вероятностью в 21 % (рис. 5, б).

Вероятность негативного влияния на живые организмы донных отложений участка 2 р. Чибитка от 50 до 100 % и обусловлена содержаниями Hg, Ni, As, Cu (рис. 2), которые превышают референтные значения US EPA. Только содержания Zn, Pb и Cd не превышают уровень <ERL/TEL и нормативов US EPA (как Sb и Se), но вероятность влияния донных осадков на живые организмы составляет 5–30 % (рис. 2). Согласно значениям M-ERM-Q на данном участке реки донные отложения имеют значительную (49 %) и высокую (76 %) вероятность токсического воздействия на живые организмы. В том числе и осадки водотоков вблизи поселка Акташ характеризуются как токсичные (Чб-10–Чб-11, рис. 5, б), только в 9,2 км от устья р. Ярлы-Амры вероятность токсичности донных отложений снижается до умеренной (21 %), согласно M-ERM-Q, значения которого попадают в диапазон 0,11–0,5 (Чб-15, рис. 5, б).

Донные отложения р. Ярлы-Амры в районе истока могут оказывать влияние на живые организмы с вероятностью 50 % из-за превышений содержаний Hg, As и Cu уровня >ERL/TEL, который <ERM/PEL (рис. 2); вероятность влияния Ni в донных отложениях составляет 50–100 % (уровень >ERM/PEL). Наименьшая вероятность влияния на живые организмы (5–30 %) установлена по Zn, Pb и Cd, так как их содержания не превышают уровень <ERL/TEL (рис. 2). Токсичного влияния донных отложений на биоту из-за содержаний Sb и Se, а также Zn, Pb и Cd, согласно референтным значениям US EPA, не установлено, в отличие от других изучаемых элементов (Hg, As, Cu, Ni; рис. 2). Суммарный показатель влияния отложений на биоту в этом районе занимает диапазон $0,11 < M-ERM-Q < 0,5$ (рис. 5, б), указывая на умеренную вероятность токсичного влияния (21 %).

В донных отложениях реки Ярлы-Амры в районе АГМП (выше и ниже на 1 км), согласно [35], содержания Hg, As, Ni, Cd, Cu превышают уровень >ERM/PEL (рис. 2), указывая на 50–100 % вероятность негативного влияния на живые организмы. Для Zn и Pb существует 5–30 % вероятность влияния. Суммарный показатель влияния на биоту (M-ERM-Q) самый высокий из всех точек, с вероятностью токсичности >76 % (рис. 5, б).

В донных отложениях на участке р. Ярлы-Амры, в удалении на 5,7 км от отвалов АГМП, вероятность токсичного влияния Hg, As и Ni тоже высока, как и вблизи АГМП, и составляет 50–100 % из-за значительного увеличения их содержаний (уровень >ERM/PEL, рис. 2). Вероятность токсичности осадков, вызываемой влиянием содержаний Cu, Zn, Pb и Cd,

составляет 5–30 % (уровень <ERL/TEL, рис. 2). Согласно US EPA существует риск токсичности осадков для живых организмов из-за содержаний Hg, As и Ni, а содержания остальных элементов (Cu, Zn, Pb, Cd, Sb и Se) не превышают этот норматив (рис. 2). В це-

лом осадки в этой части реки имеют высокую (76 %) вероятность токсичности ($M-ERM-Q > 1,51$, рис. 5, б), что выше в 21 раз по сравнению с отложениями, отобранными в реке выше АГМП, но в 10,5 раз ниже, чем для отложений вблизи АГМП.

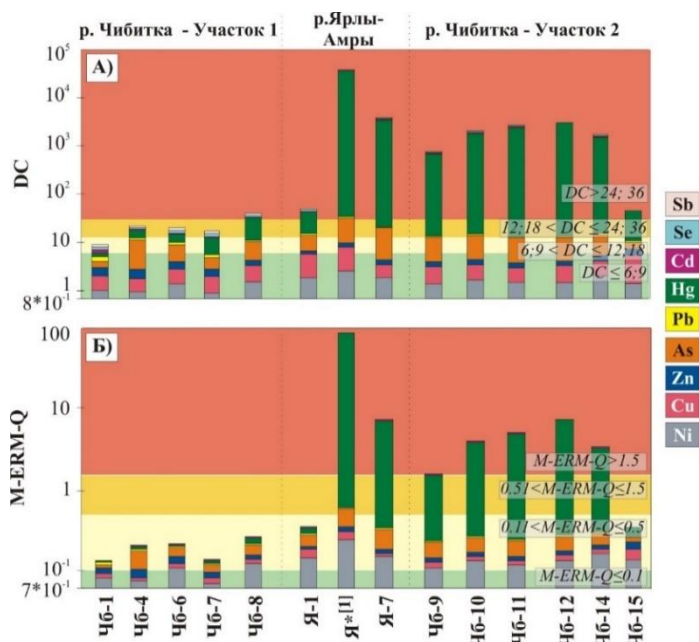


Рис. 5. Суммарный показатель степени загрязнения (DC) (А) и среднее значение вероятности биологического воздействия среднего уровня $M-ERM-Q$ (Б) для донных отложений рек Ярлы-Амры и Чибитка на фоне среднего содержания элементов в отложениях р. Ярлы-Амры в районе АГМП (точка Я*) по данным [35]: * – DC рассчитан для Чб-12 и Чб-15 без учета содержаний Cd, Se, Sb (согласно данным рис. 4); ** – $M-ERM-Q$ рассчитан для всех проб без учета Se, Sb, а для Чб-12 и Чб-15 – без учета Cd, Se, Sb (согласно данным рис. 2); ось X – точки от пробования, согласно схеме (рис. 1)

Fig. 5. Degree of contamination (A) and average value of the probability of biological impact of average level $M-ERM-Q$ (B) for bottom sediments of the Yarly-Amry and the Chibitka rivers against the background of average content of elements in the bottom sediments of the Yarly-Amry river in the area of the AMMP (point «Я»*) according to [45]: * – DC was calculated for Chb-12 and Chb-15 without taking into account the contents of Cd, Se, Sb (according to Fig. 4); ** – $M-ERM-Q$ was calculated for all samples without taking into account Se, Sb, and for Chb-12 and Chb-15 – without taking into account Cd, Se, Sb (according to the data in Fig. 2); the X axis – sampling points that correspond to Fig. 1

Применение вышеописанных показателей оценки качества состояния донных отложений и их влияния на живые организмы осуществляют преимущественно для морских осадков [25, 27]; в меньшей степени для речных отложений [60, 61]. Работы, где оценивают состояние речных экосистем в пределах ореолов рассеяния месторождений [21] и в пределах крупных природных аномалий, например, ртутных провинций [7], совсем немногочисленны. В контексте проводимой нами работы последние примеры наиболее важны. Для отложений реки Итапикуру-Мирым (Жакобина, Баия, Бразилия), в водосборном бассейне которой расположена золотодобывающая компания с двумя хвостохранилищами, проведена оценка состояния отложений и их влияния на живые организмы [21], и выявлено: донные отложения охарактеризованы от умеренно до серьезно загрязненных Hg и Cu; существуют риски для биоты, вызванные повышенными содержаниями Cr, Ni, Pb и Hg; но только Hg, Cd и Cu имели антропогенное происхождение. На примере крупной ртутной провинции Монте-Амиата

(Италия) было установлено, что донные осадки р. Палья имеют 50 % уровень вероятности токсичного влияния на организмы, обитающие в этой среде, при среднем содержании Hg 1,06 г/т [7]. Согласно результатам, полученным авторами, содержания Hg в донных отложениях достигают в среднем 34,14 г/т, вероятность влияния на живые организмы в пределах изученной части Курайской ртутной зоны может достигать 100 % вблизи АГМП. Степень загрязнения донных отложений р. Ярлы-Амры и р. Чибитка по таким элементам, как Hg, As, Cu, Ni, Sb, Se, согласно разным значениям (CF, ДК, SQG, DC), соответствует высокому уровню. Можно выделить два источника загрязнений: природный – это повышенный геохимический фон ртутной провинции с сопутствующей рудной минерализацией; техногенный – влияние вещества отходов АГМП.

На примере донных отложений р. Пирасикаба (Сан-Паулу, Бразилия) было сделано заключение, что, во-первых, существующие загрязнения Cd, Cr, Ni, Pb, Sc имеют геогенное происхождение. Во-вторых, ин-

терпретировать такие показатели, как TEL и PEL, нужно осторожно, поскольку они всегда отражают региональный природный геохимический фон и могут переоценивать или недооценивать степень токсичности. Но тесты на токсичность могут предоставить больше информации о биодоступности микроэлементов для бентосных и эпибентосных организмов и, следовательно, указать на потенциальные экологические риски микроэлементов в отложениях [61]. Сопоставление содержания элементов с разными показателями может различаться между собой интенсивностью токсичности и степенью загрязнения; порой они могут противоречить друг другу. Наличие таких различий, встречающихся и в других исследованиях [60], обусловлено разными методами расчета пороговых показателей в разных странах [26]. В своей работе мы также столкнулись с ситуацией, когда возникают противоречивые интерпретации в ходе сравнения данных с референтными показателями состояния донных отложений и влияния на живые организмы. Это подтверждает необходимость [22] развития своих (российских) показателей оценки состояния донных отложений и их влияния на живые организмы. Для подтверждения токсичности и биодоступности осадков рек Ярлы-Амры и Чибитка в дальнейшем необходимо оценить формы нахождения ПТЭ в отложениях.

Выводы

1. За счет близости месторождений Восточное и Акташское речные воды истока р. Ярлы-Амры обогащаются Ni, Zn, As, Pb, Sb, а донные отложения – Cu, Pb, Cd, Se. В части реки, что ниже отвалов АГМП, из-за попадания вещества отвалов в реку в воде увеличивается Cu, Cd, Hg и Se, а в донных отложениях – Hg, As, Sb, Ni.

В воде р. Чибитка ниже устья р. Ярлы-Амры увеличиваются содержания Ni, Cu, As, Hg относительно части реки, что выше устья, где высоки содержания Zn и Sb; содержания Cu выше значений в воде р. Ярлы-Амры. В донных отложениях участка 1 р. Чибитка наблюдается увеличение содержания Hg, Cu, Ni, Sb, Se по мере удаления от истока реки. На участке 2 р. Чибитка донные осадки обогащаются Hg, As, Cu, Ni, Sb, Se по сравнению с отложениями выше устья р. Ярлы-Амры. В среднем в донных отложениях р. Ярлы-Амры содержания Hg, As, Cu, Ni выше, чем в отложениях р. Чибитка, а содержания Hg, As, Ni выше даже по сравнению с участком 2 р. Чибитка.

Содержания Zn, Cu и Hg в водах обеих рек превышают ПДК водных объектов рыбохозяйственного значения – 4,9-ПДК по Zn; 1,7-ПДК по Cu и 46-ПДК по Hg.

2. Загрязнение донных отложений ПТЭ (Hg, As, Se, Sb) рек в изучаемой части КРЗ варьирует от умеренно до очень сильно загрязненных и даже опас-

ных (согласно CF). Загрязнение Ni, Cu, Zn, Pb, Cd донных отложений низкое и умеренное. Особенно отличается Hg, для которой характерны наибольшие значения CF. Ее содержания вносят определяющий вклад в DC донных отложений. DC отложений р. Ярлы-Амры и участка 2 р. Чибитка характеризуется как очень высокая, а отложения участка 1 р. Чибитка имеют значительную степень загрязнения.

3. Донные отложения р. Ярлы-Амры, согласно показателям ERL/ERM и TEL/PEL, могут оказывать токсичное влияние на биоту с вероятностью до 100 % под влиянием повышенных содержания Hg, As и Ni; вероятность влияния Zn, Pb и Cd – 5–30 %; Cu – 5–50 %. В донных отложениях р. Чибитка ниже устья р. Ярлы-Амры наблюдается аналогичная ситуация, за исключением Cu, ее более высокие содержания увеличивают токсичность донных отложений (до 100 %). Согласно критериям US EPA, содержания Sb и Se не оказывают влияния на организмы, несмотря на высокие значения фактора загрязнения данными элементами.

Показатель M-ERM-Q также указывает на то, что донные отложения участка 1 р. Чибитка и истока р. Ярлы-Амры характеризуются умеренной токсичностью (21 % вероятности токсического воздействия). Тогда как токсичность отложений р. Ярлы-Амры, что ниже АГМП, и участка 2 р. Чибитка увеличивается до значительной/высокой (49–76 % вероятности токсического воздействия). В том числе и осадки водотоков вблизи п. Акташ характеризуются как высокотоксичные. Только в 9,2 км от устья р. Ярлы-Амры токсичность донных отложений снижается до умеренной (21 %).

4. Ключевыми факторами обогащения и загрязнения рек Ярлы-Амры и Чибитка являются природная аномалия в виде ртутной зоны с сопутствующей рудной минерализацией и последствия деятельности АГМП. Исследование дает оценку экогеохимического состояния водоемов в пределах района с природной Hg-аномалией. Изменение состояния и качества водоемов избирательно определяется геохимической спецификой района и зависит от содержания Hg и в меньшей степени As, Cu, Ni, Se, Sb.

Выражаем благодарность аналитикам: Жимнит Ошорвине Бадмаевой, Лидии Николаевне Букреевой, Ольге Анатольевне Савиной (ЦКП «Многоэлементных и изотопных исследований», ИГМ СО РАН) и Юрию Петровичу Колмогорову (ЦКП «СЦСТИ» на базе УНУ «Новосибирский ЛСЭ» в ИЯФ СО РАН).

Работа выполнена в рамках госзадания ИГМ СО РАН им. В.С. Соболева. Ртуть в воде и донных отложениях исследована при поддержке РФФ № 18-77-10056.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Сияновский И.В., Князева Т.Г. Тяжелые металлы в системе «почва–растение–человек» в промышленных городах горнолесной зоны Южного Урала // Агропродовольственная политика России. – 2016. – № 4. – С. 59–62.

2. Ecotoxicological status and risk assessment of heavy metals in municipal solid wastes dumpsite impacted soil in Nigeria / J.P. Essien, E.D. Inam, D.I. Ikpe, G.E. Udofia, N.U. Benson // Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management. – 2019. – V. 11. – Article 100215.

3. Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings / A.C. Buch, J.C. Niemeyer, E.D. Marques, E.V. Sil-

- va-Filho // *Journal of Hazardous Materials*. – 2021. – V. 403. – Article 123852.
4. Ojelede M.E., Annegarn H.J., Kneen M.A. Evaluation of aeolian emissions from gold mine tailings on the Witwatersrand // *Aeolian Research* – 2012. – V. 3 (4). – P. 477–486.
 5. Measurement and scaling of mercury on soil and air in a historical artisanal gold mining area in Northeastern China / Z. Wang, G. Zhang, X. Chen, Q. Zhao, W. Wang, L. Sheng, H. Bian, Zh. Li, D. Wang // *Chinese Geographical Science*. – 2019. – V. 29 (2). – P. 245–257.
 6. Assessment of emissions of trace elements and sulfur gases from sulfide tailings / S.B. Bortnikova, N.V. Yurkevich, N.A. Abrosimova, A.Y. Devyatova, A.V. Edelev, A.L. Makas, M.L. Troshkov // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2018. – V. 186. – P. 256–269.
 7. Concentration, distribution, and translocation of mercury and methylmercury in mine-waste, sediment, soil, water, and fish collected near the Abbadia San Salvatore mercury mine, Monte Amiata district, Italy / V. Rimondi, J.E. Gray, P. Costagliola, O. Vaselli, P. Lattanzi // *Science of the total environment*. – 2012. – V. 414. – P. 318–327.
 8. The impact of natural weathering and mining on heavy metal accumulation in the karst areas of the Pearl River Basin, China / W. Wu, S. Qu, W. Nel, J. Ji // *Science of The Total Environment*. – 2020. – V. 734. – Article 139480.
 9. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in the soil-plant system and the sediment-water column around a former Pb/Zn-mining area in NE Morocco / A. El Azhari, A. Rhouijati, M.L. El Hachimi, J.P. Ambrosi // *Ecotoxicology and environmental safety*. – 2017. – V. 144. – P. 464–474.
 10. Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon / H.F. de Souza Neto, W.V. da Silveira Pereira, Y.N. Dias, E.S. de Souza, R.A. Teixeira, M.W. de Lima, S.J. Ramos, C.B. do Amarante, A.R. Fernandes // *Environmental Pollution*. – 2020. – Article 114969.
 11. Berzas Nevado J.J., García Bermejo L.F., Rodríguez Martín-Doimeadios R.C. Distribution of mercury in the aquatic environment at Almadén, Spain // *Environmental Pollution*. – 2003. – V. 122. – P. 261–271.
 12. Distribution and partitioning of mercury in a river catchment impacted by former mercury mining activity / D. Kocman, T. Kanduč, N. Ogrinc, M. Horvat // *Biogeochemistry*. – 2011. – V. 104 (1). – P. 183–201.
 13. Taylor S.R., McLennan S.M. The geochemical evolution of the continental crust // *Reviews of geophysics*. – 1995. – V. 33 (2). – P. 241–265.
 14. Diffuse emission and transport of gaseous elemental mercury (GEM) in the Mapamuyum geothermal system, Western Tibet (China) / Y. Sun, Z. Guo, J. Du, W. Zhao // *Journal of Volcanology and Geothermal Research* – 2020. – V. 397. – Article 106825.
 15. Onshore mud volcanoes as a geological source of mercury: case study from the Kerch Peninsula, Caucasus continental collision zone / S.N. Kokh, E.V. Sokol, M.A. Gustaytis, I.A. Sokol, A.S. Deviatiarova // *Science of The Total Environment*. – 2020. – V. 751. – Article 141806.
 16. Vasiliev O.F., Obolenskiy A.A., Yagolnitsa M.A. Mercury as a pollutant in Siberia: sources, fluxes and a regional budget // *Science of the total environment*. – 1998. – V. 213 (1–3). – P. 73–84.
 17. Шевырев Л.Т. Закономерности в распределении летучих элементов в поверхностной оболочке Земли: вероятная историко-минералогическая интерпретация. Статья 1. Ртуть // *Вестник Воронежского государственного университета*. Серия: Геология. – 2013. – № 2. – С. 106–117.
 18. Bibliometric overview of research trends on heavy metal health risks and impacts in 1989–2018 / R. Han, B. Zhou, Y. Huang, X. Lu, S. Li, N. Li // *Journal of Cleaner Production*. – 2020. – V. 276. – Article 123249.
 19. Котельянец Е.А., Коновалов С.К. Тяжелые металлы в донных отложениях Керченского пролива // *Морской гидрофизический журнал*. – 2012. – № 4. – С. 50–60.
 20. How sulfate-rich mine drainage affected aquatic ecosystem degradation in northeastern China, and potential ecological risk / Q. Zhao, F. Guo, Y. Zhang, S. Ma, X. Jia, W. Meng // *Science of The Total Environment*. – 2017. – V. 609. – P. 1093–1102.
 21. Geochemical evaluation of potentially toxic elements determined in surface sediment collected in an area under the influence of gold mining / M.V.S. Santos, J.B. da Silva Júnior, C.E.V. de Carvalho, C. dos Santos Vergilio, G.M. Hadlich, C.O. de Santana, T.B. de Jesus // *Marine pollution bulletin*. – 2020. – V. 158. – Article 111384.
 22. Специальные наблюдения за загрязнением тяжелыми металлами донных отложений водных объектов в системе мониторинга / Н.В. Коломийцев, Б.И. Корженевский, Г.Ю. Толкачев, Н.О. Гетьман // *Географический вестник*. – 2020. – Т. 1. – № 52. – P. 139–154.
 23. Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. Утверждено главным государственным санитарным врачом по Санкт-Петербургу 17.06.1996 г. и Комитетом по охране окружающей среды и природных ресурсов Санкт-Петербурга и Ленинградской области 22.07.1996 г. Разработан ОАО «Ленморниипроект» по заказу Управления по охране окружающей среды мэрии Санкт-Петербурга. – СПб, 1996. – 10 с.
 24. Marine pollution in the Libyan coastal area: environmental and risk assessment / M. Bonsignore, D.S. Manta, E.A.A.T. Sharif, F. D'Agostino, A. Traina, E.M. Quinci, L. Giaramita, C. Monastero, M. Benothman, M. Sprovieri // *Marine pollution bulletin*. – 2018. – V. 128. – P. 340–352.
 25. Tan İ., Aslan E. Metal pollution status and ecological risk assessment in marine sediments of the inner Izmit Bay // *Regional Studies in Marine Science*. – 2020. – V. 33. – Article 100850.
 26. Derivation methods of soils, water and sediments toxicity guidelines: A brief review with a focus on antimony / S. Bagherifam, T.C. Brown, C.M. Fellows, R. Naidu // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2019. – V. 205. – Article 106348.
 27. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey / H. Pekey, D. Karakaş, S. Ayberk, L. Tolun, M. Bakoğlu // *Marine pollution bulletin*. – 2004. – V. 48 (9–10). – P. 946–953.
 28. Assessment of the contamination level of bottom sediments of Amursky Bay (Sea of Japan) and their potential toxicity / M.A. Vashchenko, P.M. Zhadan, T.N. Almyashova, A.L. Kovalyova, E.N. Slinko // *Russian Journal of Marine Biology*. – 2010. – V. 36 (5). – P. 359–366.
 29. Long E.R., Morgan L.G. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. – Seattle, Washington, 1990. – 175 p.
 30. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments / E.R. Long, D.D. MacDonald, S.L. Smith, F.D. Calder // *Environmental management*. – 1995. – V. 19 (1). – P. 81–97.
 31. Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines / E.R. Long, D.D. MacDonald, C.G. Severn, C.B. Hong // *Environmental Toxicology and Chemistry: an International Journal*. – 2000. – V. 19 (10). – P. 2598–2601.
 32. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters / D.D. MacDonald, R.S. Carr, F.D. Calder, E.R. Long, C.G. Ingersoll // *Ecotoxicology*. – 1996. – V. 5 (4). – P. 253–278.
 33. US EPA Region III BTAG Freshwater Sediment Screening Benchmarks 8/2006 // US EPA. 2006. URL: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/r3_bttag_fw_sediment_benchmarks_8-06.pdf (дата обращения 05.06.2021).
 34. Робертус Ю.В., Любимов П.В., Складов А.С. Новые данные о вещественном составе сырья и отходов Акташского ГМП // *Бюлл. Природные ресурсы Горного Алтая*. – 2006. – Т. 1. – С. 83–85.
 35. Архипов И.А., Пузанов А.В. Акташское ртутное месторождение (Юго-Восточный Алтай) как потенциальный источник поступления ртути в объекты окружающей природной среды // *Мир науки, культуры, образования*. – 2007. – № 4. – С. 23–26.
 36. Kulikova A.V., Buslov M.M., Travin A.V. Geochronology of the metamorphic rocks in the Kurai accretionary prism (South-Eastern Gorny Altai) // *Geodynamics and Tectonophysics*. – 2017. – V. 8 (4). – P. 1049–1063.

37. Рогожин Е.А., Платонова С.Г. Очаговые зоны сильных землетрясений Горного Алтая в голоцене. – М.: ОИФЗ РАН, 2002. – 130 с.
38. Gaskov I.V. Features of magmatim-related metallogeny of Gornyy Altai and Rudnyy Altai (Russia) // Russian Geology and Geophysics. – 2018. – V. 59 (8). – P. 1010–1021.
39. Объяснительная записка (м-б 1:200000 лист М-45-ХVI первое поколение) / Ю.Б. Алешко, М.Н. Ланда, И.В. Столбина, О.А. Раковец / под ред. И.Ф. Пожарского.-Составитель карты: ВАГТ Серия: Горно-Алтайская. – М.: Госгеолтехиздат, 1962. – 101 с.
40. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1:1000000 (третье поколение). Серия Алтае-Саянская. Лист М-45, Горно-Алтайск. Объяснительная записка / С.И. Федак, Ю.А. Туркин, А.И. Гусев, С.П. Шокальский, Г.Г. Русанов, Б.А. Борисов, Г.М. Беляев, Е.М. Леонтьева. – СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2011. – 567 с.
41. Научно-технический отчет по госконтракту № 8-КТ-ВО от 08.05.2009 г. по оценке экологического состояния объектов окружающей среды в районе Акташского ГМП и поселка Акташ / Ю.В. Робертус, Р.В. Любимов, И.А. Архипов, Г.А. Шевченко, В.П. Иванова. – Горно-Алтайск: ГНУ РА «АРИ "Экология"», 2009. – 71 с.
42. Робертус Ю.В., Пузанов А.В., Любимов Р.В. Особенности ртутного загрязнения окружающей среды в районе Акташского горно-металлургического предприятия (Республика Алтай) // География и природные ресурсы. – 2015. – № 3. – С. 48–55.
43. Roach A.C. Assessment of metals in sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, using normalisation models and sediment quality guidelines // Marine environmental research – 2005. – V. 59 (5). – P. 453–472.
44. Приказ № 552 Министерство сельского хозяйства России от 13 декабря 2016. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. – М., 2016.
45. US EPA National Recommended Aquatic Life Criteria. URL: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table> (дата обращения 05.06.2021).
46. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.2280-07. Предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. – М., 2007.
47. Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.5.980-00. Гигиенические требования к охране поверхностных вод. Минздрав России. – М., 2000.
48. WHO. Guidelines for drinking water quality. 4th ed. with 1st addendum. – Geneva, 2017. – 631 p.
49. WHO. Guidelines for drinking-water quality: incorporating 1st and 2nd addenda. V. 1, Recommendations. 3rd ed. – Geneva, 2008. – 515 p.
50. The drinking water standards and health advisories tables, EPA 822-F-18-001. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC // US EPA. 2018. URL: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/dwtable2018.pdf> (дата обращения 05.06.2021).
51. Экогеохимия ртути в природных средах и техногенных объектах района Акташского ГМП (Республика Алтай) / Ю.В. Робертус, А.В. Пузанов, Р.В. Любимов, И.А. Архипов // Мир науки, культуры, образования. – 2010. – Т. 2. – № 21. – С. 280–282.
52. Savichev O.G., Paromov V.V. Chemical composition of glacial meltwaters and river waters within the Aktru river basin (Gornyy Altai) // Geography and Natural Resources. – 2013. – V. 34 (4). – P. 364–370.
53. Паничев А.М., Середкин И.В., Вах Е.А. Новые данные по химическому составу вод Бугузунских источников, Горный Алтай, Россия // Полевые исследования в Алтайском биосферном заповеднике. – 2019. – № 1. – С. 110–117.
54. Ярошевский А.А. Кларки геосфер: справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых. – М.: Недра, 1990. – С. 7–14.
55. Корж В.Д. Геохимия элементного состава гидросферы. – М.: Наука, 1991. – 243 с.
56. Vetrov V.A., Kuznetsova A.I., Sklyarova O.A. Baseline levels of chemical elements in the water of Lake Baikal // Geography and Natural Resources. – 2013. – V. 34 (3). – P. 228–238.
57. Gosar M., Žibret G. Mercury contents in the vertical profiles through alluvial sediments as a reflection of mining in Idrija (Slovenia) // Journal of Geochemical Exploration. – 2011. – V. 110 (2). – P. 81–91.
58. Metallogeny, exploitation and environmental impact of the Mt. Amiata mercury ore district (Southern Tuscany, Italy) / V. Rimondi, L. Chiarantini, P. Lattanzi, M. Benvenuti, M. Beutel, A. Colica, P. Costagliola, F. Di Benedetto, G. Gabbani, J.E. Gray, E. Pandeli, G. Pattelli, M. Paolieri, G. Ruggieri // Italian Journal of Geosciences. – 2015. – V. 134 (2). – P. 323–336.
59. Особенности форм переноса Hg в реках Ярлы-Амры и Чибитка в зоне влияния Акташского горнометаллургического предприятия (Горный Алтай) / И.Н. Мягкая, Б.Ю. Сарыг-оол, М.А. Густайтис, В.И. Малов, И.С. Кириченко, О.Н. Сурков, Е.В. Лазарева // Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами. – 2020. – С. 250–253.
60. Pollution characteristics of mercury (Hg) in surface sediments of major basins, China / B. Gao, L. Han, H. Hao, H. Zhou // Ecological Indicators. – 2016. – V. 67. – P. 577–585.
61. Multi-tracer analysis to estimate the historical evolution of pollution in riverbed sediment of subtropical watershed, the lower course of the Piracicaba River, São Paulo, Brazil / F.T. da Conceição, A.M. Fernandes, C. Hissler, C.M. Lupinacci, A.A. Menegário, R.B. Moruzzi // Science of The Total Environment. – 2020. – V. 743. – Article 140730.

Поступила 24.11.2021 г.

Информация об авторах

Мягкая И.Н., кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН.

Сарыг-оол Б.Ю., научный сотрудник, Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН.

Кириченко И.С., научный сотрудник, Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН.

Густайтис М.А., кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН.

Лазарева Е.В., кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН.

UDC 504.4.054

ECOGEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE YARLY-AMRY AND THE CHIBITKA RIVERS, LOCATED IN THE DISPERSION TRAIN OF AKTASH MERCURY DEPOSIT AND ITS WASTES (GORNÝ ALTAI)

Irina N. Myagkaya¹,
i_myagkaya@igm.nsc.ru

Bagai-ool Yu. Saryg-ool¹,
sarygool@igm.nsc.ru

Ivan S. Kirichenko¹,
iskirichenko@igm.nsc.ru

Mariya A. Gustaytis¹,
gustaitis@igm.nsc.ru

Elena V. Lazareva¹,
lazareva@igm.nsc.ru

¹ Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS,
3, Koptyug avenue, Novosibirsk, 630090, Russia.

The relevance of the study is caused by the need to develop Russian guidelines for assessing the environmental state of bottom sediments and their impact on living organisms, as well as water bodies in general. The pollution of natural waters by potentially toxic elements is currently important. There are no federal standards regulating the quality of bottom sediments in Russia. Additionally, the study area is located in a popular tourist region of Gorny Altai. The knowledge about environmental state of the aquatic ecosystem in this region is of great importance.

The main aim is to study the potentially toxic elements (Hg, As, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Sb, Se) distribution in the waters and bottom sediments of the Yarly-Amry and the Chibitka Rivers and assess the environmental state of bottom sediments based on Russian and International guidelines as well as identify their toxicity to living organisms.

Study area. The Chibitka River and its tributary, the Yarly-Amry River (Ulagan District, Aktash village) are located within the Kurai mercury zone and are additionally influenced by the Aktash Mining and Metallurgical Enterprise wastes stored on the Yarly-Amry River bank.

Methods. pH and Eh were measured in waters by potentiometry. The dissolved C_{org} was determined by IR spectroscopy. The anions were studied by capillary electrophoresis. The potentially toxic elements contents in river waters were determined by flame and electrothermal atomic absorption spectrometry, as well as by mass spectrometry with inductively coupled plasma; Hg was determined by «cold vapor» atomic absorption spectrometry. The PTE contents in bottom sediments were determined by SR-XRF, flame and electrothermal atomic absorption spectrometry and «cold vapor» atomic absorption spectrometry. The geochemical features of bottom sediments were identified calculating their enrichment degree relative to the upper continental crust. The pollution degree of bottom sediments and the toxic impact probability on living organisms were estimated based on a comparison of potentially toxic elements content with Russian and International guidelines.

Results. The increase of Cu, Cd, Hg and Se total contents in river water takes place due to the effect of Aktash Mining and Metallurgical Enterprise wastes on the Yarly-Amry River. The contents of Ni, Zn, As, Pb, Sb are higher in the source of Yarly-Amry River than in the part of the river affected by Aktash Mining and Metallurgical Enterprise wastes. The Chibitka River water above the mouth of the Yarly-Amry River (section 1) contains more Zn and Sb than section 2 (below the mouth), where the contents of Ni, Cu, As, Hg increase. The exceedances of the maximum permissible concentration for water bodies of fishery importance for Zn, Cu and Hg are 4,9; 1,7 and 46 times in the waters of both rivers. The bottom sediments of both rivers are significantly enriched by Hg, As, Ni, Sb, Se than the upper continental crust. The contents of Hg, As, Sb, Se in the sediments of the section 1 of the Chibitka River increase with distance from the river source. Hg and Sb sharp increase in the sediments of the section 2 of the Chibitka River was found. Hg, As, Se and Sb pollution of bottom sediments of both rivers varies from moderate to very strong and even dangerous levels (according to the guidelines of permissible concentrations, contamination factor, degree of contamination and sediment quality index); Ni, Cu, Zn, Pb, Cd pollution is from low to moderate levels. Bottom sediments of the Yarly-Amry River and section 2 of the Chibitka River have the 50–100 % probability of the toxic effect on the microbiota (according to the ERL/ERM and TEL/PEL) due to the effect of Aktash Mining and Metallurgical Enterprise wastes and high contents of Hg, Ni, As, Cu. The probability of bottom sediments toxicity of both rivers is estimated at 5–30 % and it is due to the content of Zn, Pb and Cd. The mean effect range median (M-ERM-Q) shows the total toxicity of bottom sediments of the Chibitka and the Yarly-Amry Rivers, and varies from 21 to 76 % depending on the distance from Aktash Mining and Metallurgical Enterprise wastes. Bottom sediments of the Chibitka River near Aktash village is also highly toxic; the probability of toxicity decreases to moderate (21 %) only 9,2 km from the Yarly-Amry River mouth. The key factor of bottom sediments and river waters pollution is the Kurai mercury zone high natural geochemical background with accompanying ore mineralization and technogenic anomalies formed as a result of the Aktash Mining and Metallurgical Enterprise activity. The change in environmental state and quality of water bodies (mainly bottom sediments) is selectively determined by geochemical specifics of the area and depends on the content of Hg and, to a lesser extent, As, Cu, Ni, Se, Sb. The obtained results are important for assessing the environmental state of the Gorny Altai tourist region. Also, they make it possible to carry out a comparative analysis of environmental conditions with other world mercury zones in order to identify the features of pollution and migration of potentially toxic elements.

Key words:

Kurai mercury zone, Aktash mercury mine, dispersion train, river waters, bottom sediments, pollution, mercury, potentially toxic elements.

The authors thank to the analysts: Zhimnit O. Badmaeva, Lidya N. Bukreeva, Olga A. Savina (the Analytical Center for Multi-Elemental and Isotope Research, the Institute of Geology and Mineralogy SB RAS) and Yuri P. Kolmogorov (the Research Center SSTRC based on the Novosibirsk FEL at BINP SB RAS).

The field and some analytical works were performed on a government assignment to the Institute of Geology and Mineralogy SB RAS. Determination of the Hg content in waters and bottom sediments was carried out with the support of the RSF project no. 18-77-10056.

REFERENCE

- Sinyavsky I.V., Knyazeva T.G. Tyazhelye metally v sisteme «pochva–rasteniye–chelovek» v promyshlennykh gorodakh gornolesnoy zony Yuzhnogo Urala [Heavy metals in the soil-plant-man system in industrial cities of the mountain-forest zone of the Southern Urals]. *Agri-food policy of Russia*, 2016, no. 4, pp. 59–62.
- Essien J.P., Inam E.D., Ikpe D.I., Udofia G.E., Benson N.U. Ecotoxicological status and risk assessment of heavy metals in municipal solid wastes dumpsite impacted soil in Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2019, vol. 11, Article 100215.
- Buch A.C., Niemeyer J.C., Marques E.D., Silva-Filho E.V. Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, vol. 403, Article 123852.
- Ojelede M.E., Annegarn H.J., Kneen M.A. Evaluation of aeolian emissions from gold mine tailings on the Witwatersrand. *Aeolian Research*, 2012, vol. 3 (4), pp. 477–486.
- Wang Z., Zhang G., Chen X., Zhao Q., Wang W., Sheng L., Bian H., Li Zh., Wang D. Measurement and scaling of mercury on soil and air in a historical artisanal gold mining area in Northeastern China. *Chinese Geographical Science*, 2019, vol. 29 (2), pp. 245–257.
- Bortnikova S.B., Yurkevich N.V., Abrosimova N.A., Devyatova A.Y., Edelev A.V., Makas A.L., Troshkov M.L. Assessment of emissions of trace elements and sulfur gases from sulfide tailings. *Journal of Geochemical Exploration*, 2018, vol. 186, pp. 256–269.
- Rimondi V., Gray J.E., Costagliola P., Vaselli O., Lattanzi P. Concentration, distribution, and translocation of mercury and methylmercury in mine-waste, sediment, soil, water, and fish collected near the Abbadia San Salvatore mercury mine, Monte Amiata district, Italy. *Science of the total environment*, 2012, vol. 414, pp. 318–327.
- Wu W., Qu S., Nel W., Ji J. The impact of natural weathering and mining on heavy metal accumulation in the karst areas of the Pearl River Basin, China. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 734, Article 139480.
- El Azhari A., Rhouijati A., El Hachimi M.L., Ambrosi J.P. Pollution and ecological risk assessment of heavy metals in the soil-plant system and the sediment-water column around a former Pb/Zn-mining area in NE Morocco. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2017, vol. 144, pp. 464–474.
- De Souza Neto H.F., Da Silveira Pereira W.V., Dias Y.N., De Souza E.S., Teixeira R.A., De Lima M.W., Ramos S.J., Do Amarante C.B., Fernandes A.R. Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. *Environmental Pollution*, 2020, Article 114969.
- Berzas Nevado J.J., García Bermejo L.F., Rodríguez Martín-Doimeadios R.C. Distribution of mercury in the aquatic environment at Almadé'n, Spain. *Environmental Pollution*, 2003, vol. 122, pp. 261–271.
- Kocman D., Kanduć T., Ogrinc N., Horvat M. Distribution and partitioning of mercury in a river catchment impacted by former mercury mining activity. *Biogeochemistry*, 2011, vol. 104 (1), pp. 183–201.
- Taylor S.R., McLennan S.M. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of geophysics*, 1995, vol. 33 (2), pp. 241–265.
- Sun Y., Guo Z., Du J., Zhao W. Diffuse emission and transport of gaseous elemental mercury (GEM) in the Mapamuyum geothermal system, Western Tibet (China). *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 2020, vol. 397, Article 106825.
- Kokh S.N., Sokol E.V., Gustaytis M.A., Sokol I.A., Deviatiiarova A.S. Onshore mud volcanoes as a geological source of mercury: case study from the Kerch Peninsula, Caucasus continental collision zone. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 751, Article 141806.
- Vasiliev O.F., Obolenskiy A.A., Yagolnitsner M.A. Mercury as a pollutant in Siberia: sources, fluxes and a regional budget. *Science of the total environment*, 1998, vol. 213 (1–3), pp. 73–84.
- Shevyrev L.T. Zakonomernosti v raspredelenii letuchikh elementov v poverkhnostnoy obolochke Zemli: veroyatnaya istorikomineragenicheskaya interpretatsiya. Statya 1. Rtut [Regularities in the distribution of volatile elements in the surface shell of the Earth: a probable historical and mineragenic interpretation. Article 1. Mercury]. *Voronezh State University Bulletin. Series: Geology*, 2013, no. 2, pp. 106–117.
- Han R., Zhou B., Huang Y., Lu X., Li S., Li N. Bibliometric overview of research trends on heavy metal health risks and impacts in 1989–2018. *Journal of Cleaner Production*, 2020, vol. 276, Article 123249.
- Kotliyanets E.A., Konovalov S.K. Tyazhelye metally v donnykh otlozheniyakh Kerchenskogo proliva [Heavy metals in bottom sediments of the Kerch Strait]. *Marine Hydrophysical Journal*, 2012, no. 4, pp. 50–60.
- Zhao Q., Guo F., Zhang Y., Ma S., Jia X., Meng W. How sulfate-rich mine drainage affected aquatic ecosystem degradation in northeastern China, and potential ecological risk. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 609, pp. 1093–1102.
- Santos M.V.S., Da Silva Júnior J.B., De Carvalho C.E.V., Dos Santos Vergilio C., Hadlich G.M., De Santana C.O., De Jesus T.B. Geochemical evaluation of potentially toxic elements determined in surface sediment collected in an area under the influence of gold mining. *Marine pollution bulletin*, 2020, vol. 158, Article 111384.
- Kolomiytsev N.V., Korzhenevsky B.I., Tolkachev G.Yu., Getman N.O. Special monitoring of heavy metal pollution in the bottom sediments of water objects. *Geographic Bulletin*, 2020, vol. 1, no. 52, pp. 139–154. In Rus.
- Normy i kriterii otsenki zagryaznennosti donnykh otlozheniy v vodnykh ob'yektakh Sankt-Peterburga. Regionalny normativ. Uтверждено главным государственным санитарным врачом по Санкт-Петербургу 17.06.1996 г. i Комитетом по охране окружающей среды и природных ресурсов Санкт-Петербурга и Ленинградской области 22.07.1996 г. Разработан: ОАО «Ленморнипроект» по заказу Управления по охране окружающей среды мерии Санкт-Петербурга* [Norms and criteria for assessing the pollution of bottom sediments in water bodies of St. Petersburg. Regional standard. Approved by the Chief State Sanitary Doctor for St. Petersburg on June 17, 1996 and the Committee for the Protection of the Environment and Natural Resources of St. Petersburg and the Leningrad Region on July 22, 1996. Developed by Lenmorniiproekt OJSC by order of the Environmental Protection Department of the St. Petersburg City Hall]. St. Petersburg, 1996. 10 p.
- Bonsignore M., Manta D.S., Sharif E.A.A.T., D'Agostino F., Traina A., Quinci E.M., Giaramita L., Monastero C., Benothman M., Sprovieri M. Marine pollution in the Libyan coastal area: environmental and risk assessment. *Marine pollution bulletin*, 2018, vol. 128, pp. 340–352.
- Tan İ., Aslan E. Metal pollution status and ecological risk assessment in marine sediments of the inner Izmit Bay. *Regional Studies in Marine Science*, 2020, vol. 33, Article 100850.
- Bagherifam S., Brown T.C., Fellows C.M., Naidu R. Derivation methods of soils, water and sediments toxicity guidelines: a brief review with a focus on antimony. *Journal of Geochemical Exploration*, 2019, vol. 205, Article 106348.
- Pekey H., Karakaş D., Ayberk S., Tolun L., Bakoğlu M. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine pollution bulletin*, 2004, vol. 48 (9–10), pp. 946–953.
- Vashchenko M.A., Zhadan P.M., Almyashova T.N., Kovalyova A.L., Slinko E.N. Assessment of the contamination level of bottom sediments of Amursky Bay (Sea of Japan) and their potential toxicity. *Russian Journal of Marine Biology*, 2010, vol. 36, no. 5, pp. 359–366.

29. Long E.R., Morgan L.G. *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program*. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington, 1990. 175 p.
30. Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental management*, 1995, vol. 19, no. 1, pp. 81–97.
31. Long E.R., MacDonald D.D., Severn C.G., Hong C.B. Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry: an International Journal*, 2000, vol. 19, no. 10, pp. 2598–2601.
32. MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R., Ingersoll C.G. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 1996, vol. 5, no. 4, pp. 253–278.
33. *US EPA Region III BTAG Freshwater Sediment Screening Benchmarks 8/2006*. US EPA. 2006. Available from: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/r3_bt_ag_fw_sediment_benchmarks_8-06.pdf (accessed 5 June 2021).
34. Robertus Yu.V., Lyubimov R.V., Sakladov A.S. Novye dannye o veshchestvennom sostave syr'ya i otkhodov Aktashskogo GMP [New data on the material composition of raw materials and waste of the Aktash MME]. *Bulletin Natural resources of Gorny Altai*, 2006, vol. 1, pp. 83–85.
35. Arkhipov I.A., Puzanov A.V. Aktash mercury deposit (South-East Altai) as a potential source of mercury input into the environment. *The world of science, culture, education*, 2007, no. 4, pp. 23–26. In Rus.
36. Kulikova A.V., Buslov M.M., Travin A.V. Geochronology of the metamorphic rocks in the Kurai accretionary prism (South-Eastern Gorny Altai). *Geodynamics and Tectonophysics*, 2017, vol. 8, no. 4, pp. 1049–1063.
37. Rogozhin E.A., Platonova S.G. *Ochagovye zony silnykh zemletryaseniy Gornogo Altaya v golotsene* [Focal zones of strong earthquakes in Gorny Altai in the Holocene]. Moscow, OIFZ RAN publ., 2002. 130 p.
38. Gaskov I.V. Features of magmatism-related metallogeny of Gorny Altai and Rudny Altai (Russia). *Russian Geology and Geophysics*, 2018, vol. 59, no. 8, pp. 1010–1021.
39. Aleshko Yu.B., Landa M.N., Stolbina I.V., Rakovets O.A. *Obyasnitelnaya zapiska (m-b 1:200000 list M-45-XVI pervoe pokolenie)* [Explanatory note (1:200000 sheet M-45-XVI first generation)]. Ed. by I.F. Pozharsky. Moscow, Gosgeoltekhizdat Map compiler, 1962. 101 p.
40. Fedak S.I., Turkin Yu.A., Gusev A.I., Shokalsky S.P., Rusanov G.G., Borisov B.A., Belyaev G.M., Leontyeva E.M. *Gosudarstvennaya geologicheskaya karta Rossiyskoy Federatsii. Masshtab 1:1000000 (tretye pokolenie). Seriya Altae-Sayanskaya. List M-45, Gorno-Altaysk. Obyasnitelnaya zapiska* [State geological map of the Russian Federation. Scale 1:1000000 (third generation). Altai-Sayan series. Sheet M-45, Gorno-Altaysk. Explanatory letter]. St-Petersburg, Cartographic factory VSEGEI Publ., 2011. 567 p.
41. Robertus Yu.V., Lyubimov R.V., Arkhipov I.A., Shevchenko G.A., Ivanova V.P. *Nauchno-tekhnicheskii otchet po goskontraktu № 8-KT-VO ot 08.05.2009 g. po otsenke ekologicheskogo sostoyaniya obyektov okruzhayushchey sredy v rayone Aktashskogo GMP i poselka Aktash* [Scientific and technical report on the state contract No. 8-KT-VO dated 05.08.2009 on the assessment of the ecological state of environmental objects in the area of Aktash GMP and the village of Aktash]. Gorno-Altaysk, GNU RA «ARI» Ecology "» Publ., 2009. 71 p.
42. Robertus Yu.V., Puzanov A.V., Lyubimov R.V. Features of mercury pollution of the environment in the area of the Aktash mining and metallurgical enterprise (Altai Republic). *Geography and Natural Resources*, 2015, no. 3, pp. 48–55. In Rus.
43. Roach A.C. Assessment of metals in sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, using normalisation models and sediment quality guidelines. *Marine environmental research*, 2005, vol. 59, no. 5, pp. 453–472.
44. *Prikaz № 552 Ministerstvo selskogo khozyaystva Rossii ot 13 dekabr'ya 2016. Ob utverzhdenii normativov kachestva vody vodnykh obyektov rybkhozyaystvennogo znacheniya, v tom chisle normativov predelno dopustimyykh kontsentratsiy vrednykh veshchestv v vodakh vodnykh obyektov rybkhozyaystvennogo znacheniya* [Order no. 552 Ministry of Agriculture of Russia dated December 13, 2016. On approval of water quality standards for water bodies of fishery significance, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in waters of water bodies of fishery significance]. Moscow, 2016.
45. *US EPA National Recommended Aquatic Life Criteria*. Available at: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table> (accessed 5 June 2021).
46. *Gigienicheskie normativy GN 2.1.5.2280-07. Predelno dopustimyye kontsentratsii khimicheskikh veshchestv v vode vodnykh obyektov khozyaystvenno-pitevogo i kulturno-bytovogo vodopolzovaniya* [Hygienic standards GN 2.1.5.2280-07. Maximum permissible concentration of chemical substances in water of water bodies of household, drinking and cultural and household water use]. Moscow, 2007.
47. *Sanitarnyye pravila i normy SanPiN 2.1.5.980-00. Gigienicheskie trebovaniya k okhrane poverkhnostnykh vod. Minzdrav Rossii* [Sanitary rules and norms SanPiN 2.1.5.980-00. Hygienic requirements for the protection of surface waters. Ministry of Health of Russia]. Moscow, 2000.
48. *WHO. Guidelines for drinking water quality*. 4th ed. with 1st addendum. Geneva, 2017. 631 p.
49. *WHO. Guidelines for drinking-water quality: incorporating 1st and 2nd addenda*. Vol. 1, Recommendations. 3rd ed. Geneva, 2008. 515 p.
50. *The drinking water standards and health advisories tables*. EPA 822-F-18-001. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. US EPA. 2018. Available at: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/dwtable2018.pdf> (accessed 5 June 2021).
51. Robertus Yu.V., Puzanov A.V., Lyubimov R.V., Arkhipov I.A. Ecogeochemistry of mercury in natural environments and man-made objects of the Aktash MME (Altai Republic). *World of science, culture, education*, 2010, vol. 2, no. 21, pp. 280–282. In Rus.
52. Savichev O.G., Paromov V.V. Chemical composition of glacial meltwaters and river waters within the Aktru river basin (Gorny Altai). *Geography and Natural Resources*, 2013, vol. 34, no. 4, pp. 364–370.
53. Panichev A.M., Seredkin I.V., Vakh E.A. New data on the chemical composition of the Buguzun Springs, Gorny Altai, Russia. *Field research in the Altai Biosphere Reserve*, 2019, no. 1, pp. 110–117. In Rus.
54. Yaroshevsky A.A. *Klarki geosfer: spravochnik po geokhimicheskim poiskam poleznykh iskopyayemykh* [Clarke of the geospheres: a handbook of geochemical mineral prospecting]. Moscow, Nedra Publ., 1990. pp. 7–14.
55. Korzh V.D. *Geokhimiya elementnogo sostava gidrosfery* [Geochemistry of the elemental composition of the hydrosphere]. Moscow, Nauka Publ., 1991. 243 p.
56. Vetrov V.A., Kuznetsova A.I., Sklyarova O.A. Baseline levels of chemical elements in the water of Lake Baikal. *Geography and Natural Resources*, 2013, vol. 34, no. 3, pp. 228–238.
57. Gosar M., Žibret G. Mercury contents in the vertical profiles through alluvial sediments as a reflection of mining in Idrija (Slovenia). *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, vol. 110, no. 2, pp. 81–91.
58. Rimondi V., Chiarantini L., Lattanzi P., Benvenuti M., Beutel M., Colica A., Costagliola P., Di Benedetto F., Gabbani G., Gray J.E., Pandeli E., Pattelli G., Paolieri M., Ruggieri G. Metallogeny, exploitation and environmental impact of the Mt. Amiata mercury ore district (Southern Tuscany, Italy). *Italian Journal of Geosciences*, 2015, vol. 134, no. 2, pp. 323–336.
59. Myagkaya I.N., Saryg-ool B.Yu., Gustaitis M.A., Malov V.I., Kirichenko I.S., Surkov O.N., Lazareva E.V. Peculiarities of Hg transport forms in the Yarly-Amry and Chibitka rivers in the zone of influence of the Aktash mining and metallurgical enterprise (Gorny Altai). *Geological evolution of the interaction of water with rocks*, 2020, pp. 250–253.
60. Gao B., Han L., Hao H., Zhou H. Pollution characteristics of mercury (Hg) in surface sediments of major basins, China. *Ecological Indicators*, 2016, vol. 67, pp. 577–585.

61. Da Conceição F.T., Fernandes A.M., Hissler C., Lupinacci C.M., Menegário A.A., Moruzzi R.B. Multi-tracer analysis to estimate the historical evolution of pollution in riverbed sediment of subtropical watershed, the lower course of the Piracicaba River, São

Paulo, Brazil. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 743, Article 140730.

Received: 24 November 2021.

Information about the authors

Irina N. Myagkaya, Cand. Sc., senior researcher, Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS.

Bagai-ool Yu. Saryg-ool, researcher, Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS.

Ivan S. Kirichenko, researcher, Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS.

Mariya A. Gustaytis, Cand. Sc., senior researcher, Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS.

Elena V. Lazareva, Cand. Sc., senior researcher, Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS.