

## ГЕОГРАФИЯ ЗА РУБЕЖОМ

УДК 556.06:551.482.212

DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2018-2(172-180)

НГУЕН ВАН ЛУЕН\*, О. Г. САВИЧЕВ\*\*

\*Вьетнамский институт геонаук и минеральных ресурсов,  
100000, Ханой, ул. Чьен Тханг, 67, Вьетнам, Luyennv@yahoo.com

\*\*Томский политехнический университет,  
634050, Томск, пр. Ленина, 30, Россия, OSavichev@mail.ru

### ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ РАЗРАБОТКИ ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ НА СОСТОЯНИЕ ВОДОТОКОВ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ БАСЕЙНА РЕКИ КРАСНОЙ (ВЬЕТНАМ)

*Исследовано влияние добычи свинцово-цинковых руд в северной части Вьетнама (бассейн р. Красной, уезд Чодонь провинции Баккан, водосборы рек Дай, Бан Тхи, Та Диенг, Кау). Определены фоновые концентрации макро- и микроэлементов, биогенных элементов в речных водах и водных вытяжках из донных отложений малых водотоков рассматриваемой территории. На участках верхнего течения рек Бан Тхи и Дай выявлено значительное превышение фоновых концентраций, обусловленное сочетанием природных и антропогенных факторов. Установлено, что речные воды вблизи источников загрязнения содержат повышенные (по сравнению с геохимическим фоном) концентрации Zn, Pb, Fe, Ni, Co, As, Bi, Cd, Cs, Sb, Ag,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и оцениваются как средне- и сильнозагрязненные, а в прочих пунктах — как минимально загрязненные. Определено, что уровень накопления веществ в водных вытяжках из донных отложений относительно геохимического фона вблизи горно-обогатительных фабрик соответствует слабо- и сильнозагрязненным донным отложениям, а ниже по течению — минимальному уровню загрязнения. Показано, что влияние добычи свинцово-цинковых руд на состояние малых водотоков наблюдается на участках до 11–12 км (максимальное — на участках до 4,5 км). Разработана и апробирована математическая модель распространения Pb и Zn в речных водах района исследований.*

Ключевые слова: антропогенное влияние, фоновые концентрации, загрязнение речных вод, Северный Вьетнам, бассейн реки Красной.

NGUYEN VAN LUYEN\*, O. G. SAVICHEV\*\*

\*Vietnam Institute of Geosciences and Mineral Resources, Chien Thang Street,  
67, Hanoi City, 100000, Vietnam, Luyennv@yahoo.com

\*\*Tomsk Polytechnic University, pr. Lenina, 30, Tomsk, 634050, Russia, OSavichev@mail.ru

### ASSESSING THE INFLUENCE OF THE MINING OPERATIONS ON THE STATE OF STREAMS IN THE NORTHERN PART OF THE RED RIVER BASIN (VIET NAM)

*A study was made of the influence of extraction of lead and zinc ores in the northern part of Viet Nam (the Red river basin, Chodon district of Bac Can Province, and the basins of the Dai, Ban Thi, Ta Dieng and Cau rivers). Background concentrations of macro- and microelements and biogenic elements are determined in the river waters and water extracts from bottom sediments of small streams of the study area. A significance exceedance of background concentrations was revealed in stretches of the headwaters of the Ban Thi and Dai rivers caused by a combination of natural and anthropogenic factors. It is established that the river waters near the pollution sources contain increased (compared with the geochemical background) concentrations of Zn, Pb, Fe, Ni, Co, As, Bi, Cd, Cs, Sb, Ag,  $\text{NO}_2^-$  and  $\text{SO}_4^{2-}$ . The waters are estimated as moderately and heavily polluted, and at the other points as minimally polluted. It is determined that the level of accumulation of matter in water extracts from bottom sediments with respect to the geochemical background in the vicinity of the ore dressing factories corresponds to weakly and heavily polluted bottom sediments, and further downstream, to the minimum level of pollution. It is shown that the influence of*

extraction of lead and zinc ores on the state of small streams is observed in stretches as long as 11–12 km (with a maximum in stretches of up to 4.5 km). The mathematical model of distribution of Pb and Zn distribution in the river waters of the study area has been developed and tested.

Keywords: anthropogenic influence, background concentrations, pollution of river waters, Northern Vietnam, Red river basin.

## ВВЕДЕНИЕ

Гидрогеоэкологические исследования, направленные на изучение состояния водных объектов и природно-антропогенных условий его формирования, — важный этап планирования и реализации мероприятий по рациональному использованию природных ресурсов и охране окружающей среды. Их актуальность особенно высока для Юго-Восточной Азии, где важность обеспечения водой необходимого качества многократно возрастает вследствие высокой плотности населения и наличия ряда нерешенных водохозяйственных проблем.

С учетом этого изучалось состояние речных вод и донных отложений малых водотоков в северной части Социалистической Республики Вьетнам. Исследуемая территория административно соответствует уезду Чодонь провинции Баккан, а географически — междуречью крупных притоков р. Красной (Хонгха) — рек Ло и Кау (рис. 1). В ее пределах выявлены месторождения и рудопроявления Pb и Zn. Наиболее интенсивная добыча свинцово-цинковых руд (преимущественно шахтным методом) проводится в водосборе р. Бан Тхи (приток р. Гам, впадающей в р. Ло); несколько меньше объем добычи в водосборах рек Та Диенг (впадает в оз. Ба Бё) и Дай (приток р. Ло). Обнаружены и другие полезные ископаемые [1].

Цель исследования — определение влияния разработки твердых полезных ископаемых на состояние водных объектов северной части бассейна р. Красной с разной степенью антропогенной нагрузки.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Рассмотрены р. Дай и ее притоки Фо Дай и Намду, р. Бан Тхи и ее приток Ченгу, реки Та Диенг и Кау. Минимальную антропогенную нагрузку испытывает р. Кау на участке верхнего течения, максимальную — реки Дай и Бан Тхи. Основные задачи исследования: определение фонового химического состава речных вод на рассматриваемой территории; оценка отклонений от гидрохимического фона, связанных с добычей свинцово-цинковых руд; анализ условий самоочищения рек, испытывающих влияние горнодобывающей промышленности. С учетом указанных задач методика включала: проведение полевых работ по отбору проб речных вод и донных отложений, измерению расходов воды исследуемых рек; аналитические работы по определению химического состава проб речных вод, водных вытяжек из донных отложений рек; статистический анализ полученных данных; термодинамические расчеты; разработку и апробацию математической модели миграции микроэлементов в речных водах.

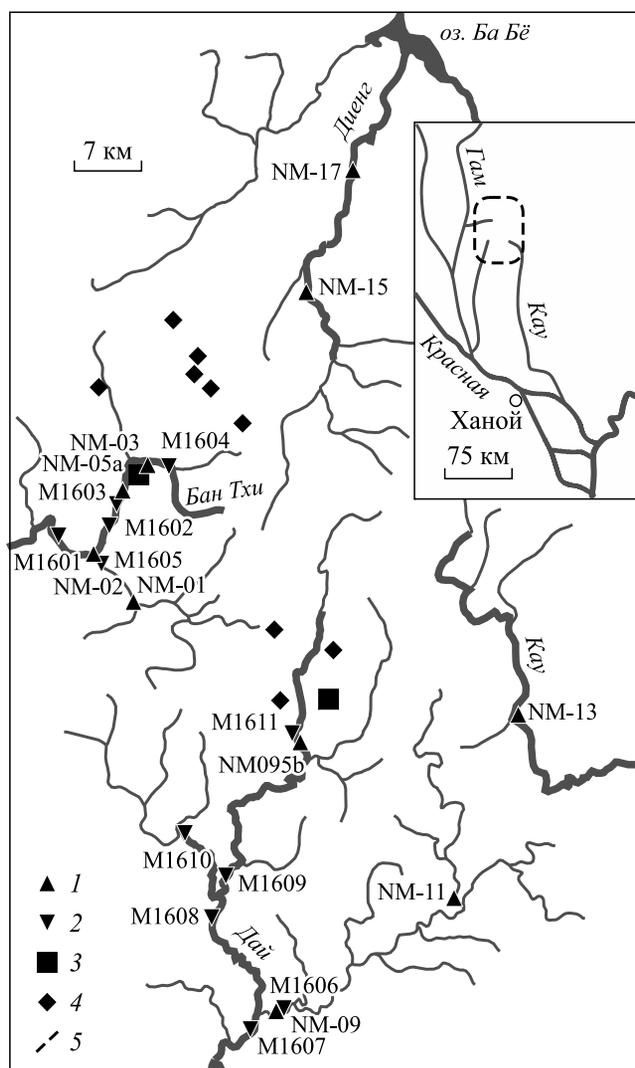


Рис. 1. Схема расположения объектов исследования в междуречье рек Ло и Кау.

1 — пункты отбора проб воды в 2015 г.; 2 — пункты отбора проб воды и донных отложений в 2016 г.; 3 — горно-обогатительные фабрики; 4 — рудники; 5 — район исследования.

Пробы речных вод (одновременно с измерением температуры воды и pH) отбирались 14–16 февраля 2015 г. (10 проб из рек Дай, Фо Дай, Кау, Бан Тхи, Та Диен) и 19–20 февраля 2016 г. (11 проб из рек Дай, Фо Дай, Намду, Бан Тхи, Ченгу) по фарватеру рек из слоя 0,3–0,5 м от поверхности в специально подготовленные емкости с учетом требований [2, 3]. Отбор проб донных отложений водотоков (речных отложений) выполнялся только в 2016 г. в тех же точках, что и отбор речных вод (см. рис. 1), с учетом рекомендаций [4] из верхнего слоя около 0,2 м с помощью донного шупа. Пробы донных отложений высушивались при температуре 100 °С и измельчались до фракции с диаметром частиц менее 0,5 мм. Измерение скоростей течения выполнялось согласно указаниям [5] с помощью поверхностных поплавков путем пересчета к средней скорости. Время пробоотбора соответствовало межennomу периоду, длящемуся в среднем с ноября по апрель и характеризующемуся атмосферными осадками в диапазоне от 1 до 5 % их годовой суммы [6].

Аналитические работы проводились в аккредитованной гидрогеохимической лаборатории Томского политехнического университета (номер государственной аккредитации № РОСС RU. 0001.511901 от 12.07.2011 г.). При этом использовались потенциометрический, титриметрический, турбидиметрический, фотометрический, инверсионно-вольтамперометрический, атомно-абсорбционный методы, ионная хроматография, масс-спектрометрический метод с индуктивно связанной плазмой (масс-спектрометр NexION 300D).

Обработка полученных данных велась с учетом требований [7] и включала оценку статистических параметров, исключение экстремальных значений, корреляционный и регрессионный анализ. На первом этапе статистического анализа выявлялись экстремальные значения по условиям:

$$\frac{C_{\max} - C_a}{\sigma} \geq K_{\text{ex}}, \quad (1)$$

$$\frac{C_a - C_{\min}}{\sigma} \geq K_{\text{ex}}, \quad (2)$$

где  $C_a$ ,  $C_{\max}$ ,  $C_{\min}$  — средняя (арифметическая), максимальная и минимальная концентрации вещества соответственно;  $\sigma$  — среднее квадратическое отклонение значений концентраций вещества;  $K_{\text{ex}}$  — значение, определяемое в зависимости от объема выборки  $N$  [7]. В случае несоблюдения хотя бы одного из условий (2), (3) экстремальное значение исключалось из выборки и проводился перерасчет статистических параметров. В качестве характеристики фоновых концентраций, согласно [8], использованы среднее геометрическое  $C_G$  и верхняя граница его определения  $C_{\text{GUP}}$ :

$$C_{\text{GUP}} = C_G \exp\left(\frac{3\sigma_{\ln C}}{\sqrt{N}}\right), \quad (3)$$

где  $\sigma_{\ln C}$  — среднее квадратическое отклонение логарифма концентрации. Согласно [9], к аномальным отнесены значения, превышающие  $C_{\text{GUP}}$  в два раза и более. Общая оценка геохимического состояния компонента окружающей среды проводилась по индексу:

$$Z = \sum \frac{C}{C_{\text{GUP}}} - (N_m - 1), \quad (4)$$

где  $N_m$  — количество случаев, когда  $C/C_{\text{GUP}} > 2$  [9].

Корреляционная связь между величинами  $X$  и  $Z$  принималась значимой (при уровне значимости 5 %), если выполнялось условие (5), а уравнение связи — удовлетворительным при условии (6):

$$r_{X,Z} \geq 2 \frac{1 - r_{X,Z}^2}{\sqrt{N-1}}, \quad (5)$$

$$\frac{S}{\sigma} = \frac{1}{\sigma} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Z_{1,i} - Z_{2,i})^2}{N - m}} \leq 0,8, \quad (6)$$

где  $r_{X,Z}$  — коэффициент корреляции;  $N$  — объем выборки;  $m$  — число параметров в зависимости;  $Z_1$  и  $Z_2$  — измеренное и вычисленное значения величины  $Z$  соответственно;  $\sigma$  — среднее квадратическое отклонение  $Z_1$  [10, 11].

Расчет индекса насыщения  $\eta$  осуществлялся с использованием программного комплекса Solution+ [12]:

$$\eta = \lg \text{ПА} - \lg K_{\text{неq}} \quad (7)$$

где ПА — произведение активностей группы веществ;  $K_{\text{неq}}$  — константа неустойчивости. Методика термодинамических расчетов применительно к рассматриваемой территории приведена в [13].

Анализ условий самоочищения рек проводился как путем сопоставления гидрохимических показателей, полученных на участках рек с разной антропогенной нагрузкой, так и посредством разработки и апробации математической модели распространения и трансформации веществ в речных водах (учет процессов, оказывающих значимое влияние на соответствие результатов моделирования данным наблюдений). Модель основана на аналитическом решении уравнения турбулентной диффузии в потоке [14–16] с включением в функцию источника содержания исследуемого вещества в донных отложениях и региональной зависимости удельной скорости изменения концентраций вещества в речных водах от модуля водного стока и гидравлических условий.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Анализ полученной информации показал, что по фоновым значениям гидрохимических показателей речные воды исследуемой территории по классификациям О. А. Алёкина [17] характеризуются в среднем как пресные с малой и средней минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые второго и третьего типов; согласно [18]: по рН — слабощелочные, по жесткости — очень мягкие, по величине перманганатной окисляемости — с очень малой окисляемостью, по содержанию органических и биогенных веществ — от олиготрофного до бета-мезосапробного класса [13]. Водные вытяжки из донных отложений рек, как и речные воды, пресные, гидрокарбонатные кальциевые третьего типа, но характеризуются более высоким содержанием органических веществ, соответствующим водам с повышенной перманганатной окисляемостью (табл. 1).

Превышение российских нормативов качества воды в объектах хозяйственно-питьевого назначения [19] наблюдается по содержанию Si, Fe, Al, As, Pb. Нарушение российских рыбохозяйственных нормативов [20] в большинстве случаев отмечается по концентрации  $\text{NO}_2^-$ , Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Pb. Превышения вьетнамских нормативов качества вод в объектах хозяйственно-питьевого назначения [21] зафиксированы по содержанию Fe, Al, As, Pb, в объектах рыбохозяйственного назначения [22] — по содержанию  $\text{NO}_2^-$  и Pb. В целом состояние речных вод оценивается, с учетом [9], как неудовлетворительное вследствие превышения нормативов качества для Pb более чем в 5 раз, а также Al — более чем в 2 раза и As — более чем в 1,5 раза.

Повышенные фоновые концентрации Pb, Zn, Cd, Ag, Hg, As и ряда других элементов как в речных водах, так и в водных вытяжках из донных отложений в большинстве случаев отмечены в истоках рек Бан Тхи (пункт М1603, см. рис. 1, табл. 2) и Дай (пункт М1611, см. рис. 1, см. табл. 2), особенно вблизи горно-обогатительных фабрик, где индекс комплексного превышения геохимического фона  $Z$  составляет для речных вод 26,1 и 82,7, а для донных отложений — 54,4 и 13,0 соответственно. В первом приближении это позволяет связать выявленные высокие значения геохимических показателей с добычей свинцово-цинковых руд. Так, двукратное превышение величины  $C_{\text{GUP}}$  в феврале 2016 г. на р. Бан Тхи наблюдалось по содержанию Zn и Pb примерно в 1 км ниже по течению от горно-обогатительной фабрики, а на р. Дай — на участке от 3 до 12 км.

Для более детального изучения влияния горной промышленности была рассмотрена модель распространения загрязняющих веществ в водном потоке в виде:

$$C = \frac{k_s}{k_c} S + \left( C_0 - \frac{k_s}{k_c} S \right) \exp \left( x \frac{v}{2D} \left( 1 - \sqrt{1 + \frac{4k_c D}{v^2}} \right) \right), \quad (8)$$

где  $C$  и  $C_0$  — концентрация вещества в речной воде на расстоянии  $x$  от источника загрязнения и в створе выпуска сточных вод;  $S$  — концентрация вещества в водной вытяжке из донных отложений;  $v$  — средняя скорость течения;  $D$  — коэффициент гидродисперсии;  $k_c$  и  $k_s$  — удельные скорости изменения концентраций вещества в речной воде и донных отложениях соответственно [14–16]. Концентрации веществ (в мг/дм<sup>3</sup>), скорости течения и глубины рек приняты по данным наблюдений в феврале 2016 г., значения  $k_c$  и  $k_s$  определялись подбором для каждого расчетного створа, а значения  $D$  рассчитаны по формулам:

$$D = \frac{9,81vh}{k_M k_{\text{Ch}}}, \quad (9)$$

$$k_M = \begin{cases} 0,7k_{\text{Ch}} + 6, & 10 \leq k_{\text{Ch}} \leq 60 \\ 48, & k_{\text{Ch}} > 60 \end{cases}, \quad (10)$$

где  $k_{\text{Ch}}$  — коэффициент Шези;  $k_M$  — функция коэффициента Шези;  $h$  — средняя глубина реки [23].

Статистические параметры химического состава речных вод и водных вытяжек из донных отложений в междуречье рек Ло и Кау в 2015–2016 гг.

Речные воды					Водная вытяжка из донных отложений				
Показатель	$C_G$	$C_{GUP}$	$C_{max}$	$N$	Показатель	$C_G$	$C_{GUP}$	$C_{max}$	$N$
pH, ед.	7,65	7,81	8,03	21	pH, ед.	7,70	7,87	8,00	11
$\Sigma_{m/i}$ , мг/дм <sup>3</sup>	218,4	300,9	335,7	21	$\Sigma_{m/i}$ , мг/кг	661,8	883,4	1922,4	10
Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	44,6	69,5	83,2	21	Ca <sup>2+</sup> , мг/кг	183,3	257,5	540,0	10
Mg <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	5,0	5,9	7,3	21	Mg <sup>2+</sup> , мг/кг	5,9	7,9	23,5	9
Na <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	2,0	2,9	4,1	21	Na <sup>+</sup> , мг/кг	5,0	7,6	9,4	11
K <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	1,3	1,9	3,5	21	K <sup>+</sup> , мг/кг	25,5	34,0	61,0	10
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	150,9	209,5	238,0	21	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/кг	320,2	387,1	415,0	11
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	8,8	12,9	26,2	21	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/кг	104,3	225,9	870,0	10
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	1,4	1,6	2,0	21	Cl <sup>-</sup> , мг/кг	3,0	4,5	6,5	11
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	1,716	2,583	4,340	21	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/кг	0,250	0,250	2,000	10
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,017	0,026	0,500	20	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/кг	0,541	0,934	2,500	10
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,060	0,111	0,210	21	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/кг	12,769	31,284	39,000	11
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,025	0,025	0,080	18	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/кг	0,554	1,560	6,100	10
P, мг/дм <sup>3</sup>	0,006	0,015	0,050	10	P, мг/кг	0,317878	0,479356	0,630000	11
Si, мг/дм <sup>3</sup>	6,05	7,50	11,29	21	Si, мг/кг	10,93	13,69	15,56	11
Fe, мг/дм <sup>3</sup>	0,127	0,172	0,662	18	Fe, мг/кг	2,144	3,891	12,540	10
Al, мг/дм <sup>3</sup>	0,0308	0,0784	0,4640	19	Al, мг/кг	0,8598	2,0086	3,0300	11
ПО, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	0,42	0,64	1,13	21	ПО, мг/кг	188,56	325,15	460,00	11
БО, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	3,83	5,64	8,20	11	БО, мг/кг	355,86	402,16	400,50	11
Ti, мкг/дм <sup>3</sup>	0,341	0,539	0,808	11	Ti, мг/кг	0,01214	0,02603	0,11000	10
V, мкг/дм <sup>3</sup>	0,309	0,518	0,591	11	V, мг/кг	0,00555	0,00816	0,02300	10
Cr, мкг/дм <sup>3</sup>	0,636	0,830	0,838	11	Cr, мг/кг	0,00339	0,00484	0,00570	11
Mn, мкг/дм <sup>3</sup>	31,154	55,811	73,942	11	Mn, мг/кг	3,92434	11,09017	17,32000	11
Co, мкг/дм <sup>3</sup>	0,073	0,076	0,164	11	Co, мг/кг	0,04430	0,07697	0,23000	10
Ni, мкг/дм <sup>3</sup>	0,032	0,046	0,771	10	Ni, мг/кг	0,02211	0,03764	0,04400	11
Cu, мкг/дм <sup>3</sup>	0,978	1,623	2,495	21	Cu, мг/кг	0,08822	0,12628	0,34000	10
Zn, мкг/дм <sup>3</sup>	13,08	34,07	140,00	20	Zn, мг/кг	0,14037	0,63410	3,69000	10
As, мкг/дм <sup>3</sup>	3,556	8,193	17,855	11	As, мг/кг	0,04689	0,09869	0,72000	9
Se, мкг/дм <sup>3</sup>	0,304	0,537	0,786	11	Se, мг/кг	0,00700	0,01358	0,02200	11
Rb, мкг/дм <sup>3</sup>	2,409	5,179	7,737	11	Rb, мг/кг	0,066984	0,088728	0,210000	10
Sr, мкг/дм <sup>3</sup>	103,43	135,53	141,34	11	Sr, мг/кг	0,29053	0,40768	0,91000	10
Ag, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0067	0,0103	0,0664	8	Ag, мг/кг	0,000046	0,000087	0,002000	7
Cd, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0513	0,0907	0,4974	18	Cd, мг/кг	0,001183	0,003699	0,019000	9
Sn, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0221	0,0566	0,0868	11	Sn, мг/кг	0,000087	0,000243	0,000900	9
Sb, мкг/дм <sup>3</sup>	0,2865	0,7025	1,5059	11	Sb, мг/кг	0,010526	0,019870	0,035000	11
Ba, мкг/дм <sup>3</sup>	20,405	31,533	33,640	11	Ba, мг/кг	0,13062	0,22263	0,73000	9
La, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0800	0,1892	0,2452	11	La, мг/кг	0,003007	0,004181	0,012000	8
Ce, мкг/дм <sup>3</sup>	0,1503	0,3437	0,5006	11	Ce, мг/кг	0,010232	0,017224	0,027000	11
Sm, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0112	0,0297	0,0417	11	Sm, мг/кг	0,000804	0,001432	0,002300	11
Eu, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0051	0,0083	0,0096	11	Eu, мг/кг	0,000165	0,000233	0,000660	9
Yb, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0035	0,0098	0,0115	11	Yb, мг/кг	0,000208	0,000299	0,001000	11
Au, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0025	–	0,0025	11	Au, мг/кг	0,000037	0,000074	0,000170	10
Hg, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0025	–	0,0025	5	Hg, мг/кг	0,000299	0,000578	0,006700	8
Pb, мкг/дм <sup>3</sup>	2,490	5,024	58,690	19	Pb, мг/кг	0,158401	0,571616	4,070000	10
Bi, мкг/дм <sup>3</sup>	0,0022	0,0045	0,1705	10	Bi, мг/кг	0,000222	0,001161	0,002100	11

Примечание.  $\Sigma_{m/i}$  – сумма главных ионов; ПО и БО – перманганатная и бихроматная окисляемость соответственно;  $C_G$  – среднее геометрическое;  $C_{GUP}$  – верхний предел погрешности определения среднего геометрического по формуле (3).

**Геохимические аномалии в речных водах и водных вытяжках донных отложений  
в междуречье рек Ло и Кау**

Номер пробы	Река	Расстояние от истока, км	Вещества и кратность превышения фоновых концентраций	
			в речных водах	в водных вытяжках из донных отложений
M1604	Бан Тхи	3,7	Ag 3,2; Z = 3,2	Zn 3,2; Pb 2,5; Fe 3,2; As 7,3; Cd 2,2; Sn 2,1; La 2,9; Eu 2,8; Z = 24,9
M1603	Бан Тхи	7,8	Zn 2,2; Pb 2,4; NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 19,0; Ag 2,1; Cd 4,4; Z = 26,1	Zn 2,7; Pb 7,1; Cu 2,7; As 2,4; Ag 23,0; Au 2,3; Hg 5,5; Cd 5,1; Sn 3,7; La 2,1; Yb 2,5; Z = 54,4
M1602	Бан Тхи	9,0	Zn 2,1; Z = 2,1	Zn 2,4; Pb 2,7; Ag 7,8; Z = 10,9
M1601	Бан Тхи	13,14	Z = 1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 2,7; Hg 2,1; Z = 3,8
M1605	Ченгу	8,0	Z = 1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 8,0; Z=8,0
M1611	Дай	16,1	Zn 2,6; Pb 11,7; SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 2,0; P 3,2; Ni 16,8; As 2,2; Ag 6,4; Cd 5,5; Bi 37,6; Z = 82,7	Σ <sub>m/i</sub> 2,2; Ca <sup>2+</sup> 2,1; Mg <sup>2+</sup> 3,0; SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 3,9; Ba 3,3; Rb 2,4; Sr 2,2; Z = 13,0
M1609	Дай	29,6	Z = 1	Ba 2,0; Hg 11,6; Z = 12,6
M1607	Дай	41,7	Fe 2,1; Z = 2,1	Co 3,0; Z = 3,0
M1610	Намду	11,3	Sb 2,1; Z = 2,1	Ag 4,9; Z = 4,9
M1606	Фо Дай	32,9	Fe 3,9; Co 2,1; Z = 5,0	Ti 4,2; Z = 4,2

Примечание. Z – индекс геохимического состояния компонента окружающей среды по формуле (4); использованные геохимические показатели приведены в табл. 1; в точке M1608 Z = 1 для воды и водной вытяжки.

Модель (8)–(10) дополнена уравнением (11) для определения удельной скорости изменения концентрации вещества в зависимости от модуля водного стока и гидравлических условий. С учетом [22] эта зависимость может интерпретироваться как функция связи между  $k_C$  и площадью контакта воды и твердых частиц A:

$$k_C = k_{C,0} \left( \frac{Q}{F} \right)^{k_1} \left( \frac{k_M k_{Ch}}{v^2} \right)^{k_2} = k_{C,0} A, \quad (11)$$

где  $Q$  – расход воды;  $F$  – площадь водосбора;  $k_{C,0}$  – удельная скорость изменения концентрации вещества в речной воде при отсутствии течения;  $k_1$ ,  $k_2$  – эмпирические коэффициенты. Компонент  $\left( \frac{Q}{F} \right)^{k_1}$  выступает характеристикой суммарного количества взвешенных и влекомых наносов, а  $\left( \frac{k_{Ch}}{v^2} \right)^{k_2}$  – функцией, обратной диаметру речных наносов [23].

Анализ результатов моделирования и их сопоставление с данными наблюдений, во-первых, подтвердили возможность использования модели (8)–(11) для расчета изменений концентраций Zn и Pb (рис. 2). Во-вторых, с помощью модели (8)–(11) получена более точная оценка влияния горно-обогатительных фабрик на состояние исследуемых рек. Так, в водах р. Бан Тхи снижение концентраций Zn до уровня  $2C_{GUP}$  достигается на участке длиной около 4,2–4,5 км, уменьшение содержания Pb при изменении площади контакта воды с твердыми частицами – в 3,3 км от источника загрязнения, а при постоянной площади – 11,3 км. В водах р. Дай снижение концентраций Zn до уровня  $2C_{GUP}$  наблюдается в 3,2–3,3 км от источника загрязнения, Pb – в 11,2–12,2 км (см. рис. 2, см. табл. 2).

Таким образом, статистически значимое антропогенное влияние обнаружено на участках до 11–12 км, наиболее выраженное – до 4,5 км. При этом необходимо отметить, что наличие горнодобывающей промышленности по определению приурочено к природным геохимическим аномалиям. Соответственно, геохимические аномалии в речных водах и донных отложениях исследуемой территории могут рассматриваться как природно-антропогенные. Об этом свидетельствует, во-первых, превышение местного геохимического фона в пункте M1604 на р. Бан Тхи, расположенном в 1,2–1,4 км выше по течению от горно-обогатительной фабрики (см. табл. 2). Во-вторых, концентрации ряда веществ в речных водах и донных отложениях и на участках с явно выраженным антропогенным

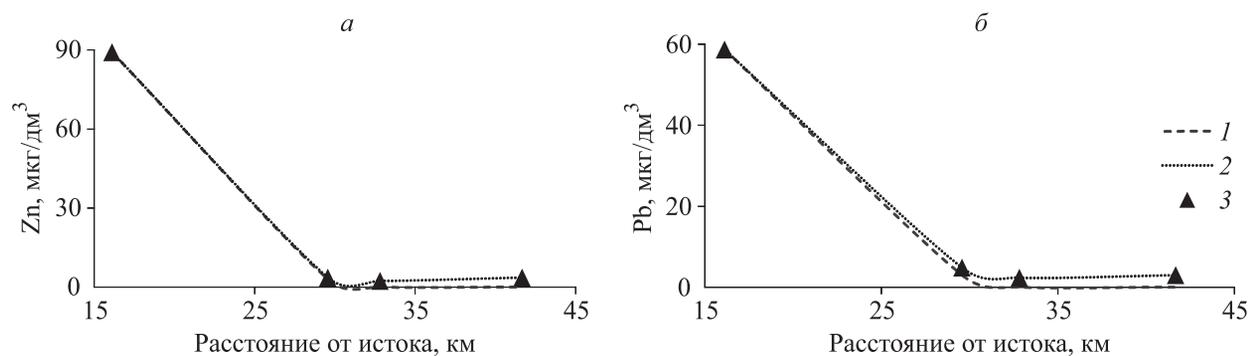


Рис. 2. Вычисленные и измеренные концентрации Zn (а) и Pb (б) в водах р. Дай в феврале 2016 г.

1 — расчет по модели (8) при постоянном значении  $k_C$  для створа 4,9 км от истока; 2 — расчет по модели (8) при переменных значениях  $k_C$  (11); 3 — измеренные значения.

влиянием, а также за их пределами подчиняются общим закономерностям распространения веществ в водных потоках (в речных водах и особенно в донных отложениях), которые при определенных допущениях могут быть ориентировочно описаны уравнением:

$$C = C_0 \frac{Y_0}{Y} \left( \frac{F_0}{F} \right)^b, \quad (12)$$

где  $C$  и  $Y$  — концентрация вещества и слой водного стока исследуемой реки соответственно;  $C_0$  и  $Y_0$  — концентрация вещества и слой водного стока в верховьях реки без выраженной речной сети соответственно;  $b$  — коэффициент, отражающий комплекс гидрогеохимических и геоморфологических условий водосбора [25].

В изученных водотоках междуречья рек Ло и Кау подобная зависимость была выявлена в 2015 г. для речных вод [13], а в 2016 г. — для донных отложений. Их анализ позволил сделать следующие выводы: 1) концентрации Zn, измеренные вблизи источников загрязнения и на значительном удалении выше и ниже по течению от них, фактически образуют одну совокупность; 2) точки, соответствующие природным аномалиям и участкам с максимальным антропогенным влиянием, расположены преимущественно в верхней части графика зависимостей вида (12).

Снижение концентраций Zn, Pb и ряда других химических элементов в водах рек Дай и Бан Тхи ниже по течению от рудников и горно-обогатительных фабрик, согласно [26], связано с комплексом процессов взаимодействия речных вод с донными отложениями и речными наносами, в том числе с осаждением малорастворимых соединений тяжелых металлов и их соосаждением с гипергенными новообразованиями. Подтверждением этому служат результаты апробации модели (8)–(11) и термодинамических расчетов. Первые свидетельствуют о связях концентраций веществ в речных водах с содержаниями в донных отложениях и гидравлическими параметрами, вторые — о потенциальной способности речных вод растворять первичные алюмосиликаты с образованием глинистых минералов и пересыщении вод относительно кварца (среднее значение индекса насыщения для всех изученных водотоков  $\eta = 0,39$ ), соединений кальция и магния с гуминовыми кислотами ( $\eta = 0,65$ – $0,88$ ). При этом необходимо отметить, что воды рек Дай и Бан Тхи в целом ближе к равновесию или более пересыщены относительно карбонатных минералов ( $\eta = 0,31$ – $0,64$ ), чем воды других изученных рек с меньшей антропогенной нагрузкой ( $\eta = -0,47$ ).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Получены фоновые концентрации главных ионов, биогенных веществ и микроэлементов в водах и донных отложениях малых водотоков в северной части бассейна р. Красной (см. табл. 1). Значительное превышение фоновых концентраций, соответствующее геохимическим аномалиям, отмечено прежде всего на участках верхнего течения рек Бан Тхи и Дай и связано с сочетанием природных и антропогенных факторов. Среди последних важнейшим является поступление в водные объекты загрязняющих веществ при добыче свинцово-цинковых руд. Воздействие этого фактора на малые реки прослеживается на протяжении 11–12 км (максимальное влияние — на участках до 4,5 км).

По сравнению с речными водами, для донных отложений характерно более неравномерное распределение концентраций микроэлементов по длине рек. В водных вытяжках из донных отложений обнаружено повышенное содержание Zn, Pb, Fe, Co, Ti, As, Cd, Sn, Ag, Rb, Sr, Hg, Ba, La, Eu, Yb,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , а уровень накопления веществ относительно геохимического фона, согласно [9], вблизи горно-обогатительных фабрик соответствует слабо- и сильнозагрязненным донным отложениям, ниже по течению от фабрик — минимальному уровню загрязнения (см. табл. 2). Речные воды вблизи источников загрязнения характеризуются повышенными (по сравнению с геохимическим фоном) концентрациями Zn, Pb, Fe, Ni, Co, As, Bi, Cd, Cs, Sb, Ag,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и оцениваются как средне- и сильнозагрязненные, а в прочих пунктах — минимально загрязненные. Уровень загрязнения речных вод снижается по мере удаления водных масс от источников загрязнения за счет разбавления сточных вод, процессов осаждения и соосаждения загрязняющих веществ.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (17–05–00042).*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Nguyen K. Q.** The Map of Geological Conditions and Mineral Resources in Scale 1:200,000 of Bac Kan Province, Sheet F48-XV. — Hanoi: Main Department of Geology and Minerals of Vietnam, 2001. — 10 p. In Vietnamese.
2. **Вода.** Общие требования к отбору проб. ГОСТ Р 51592–2000. — М.: Изд-во стандартов, 2000. — 34 с.
3. **Отбор** проб поверхностных вод и очищенных сточных вод. Р 52.24.353–2012. Министерство природных ресурсов и экологии РФ. Росгидромет. — Ростов-на-Дону: Изд-во Гидрохим. ин-та, 2012. — 34 с.
4. **Организация** и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях. РД 52.24.609–99. — СПб.: Гидрометеоздат, 2002. — 33 с.
5. **Наставление** гидрометеорологическим станциям и постам / Под ред. И. Р. Карасёва, Н. Н. Фёдорова. — Л.: Гидрометеоздат, 1975. — Вып. 2, ч. 2. — 264 с.
6. **Строкова Л. А., Фи Х. Т.** Особенности инженерно-геологических условий г. Ханой (Вьетнам). — Томск: Изд-во Том. политехн. ун-та, 2013. — 336 с.
7. **Проведение** расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. РД 52.24.622–2001. — М.: Росгидромет, 2001. — 68 с.
8. **Инструкция** по геохимическим методам поисков рудных месторождений. — М.: Недра, 1965. — 228 с.
9. **Требования** к производству и результатам многоцелевого геохимического картирования масштаба 1:200 000. — М.: Изд-во Ин-та минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов, 2002. — 92 с.
10. **Nash J. E., Sutcliffe J. V.** River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles // Journ. of Hydrology. — 1970. — Vol. 10 (3). — P. 282–290.
11. **Крицкий С. Н., Менкель М. Ф.** Гидрологические основы управления водохозяйственными системами. — М.: Наука, 1982. — 271 с.
12. **Савичев О. Г., Колоколова О. В., Жуковская Е. А.** Состав и равновесие донных отложений р. Томь с речными водами // Геоэкология. — 2003. — № 2. — С. 108–119.
13. **Савичев О. Г., Нгуен В. Л.** Гидроэкологическое состояние междуречья рек Гам и Кау (Северный Вьетнам) // Изв. Том. политехн. ун-та. — 2015. — Т. 326, № 7. — С. 96–103.
14. **Jakob A.** Modelling Solute Transport Using the Double Porous Medium Approach // Modelling in aquatic Chemistry. — Paris: Nuclear energy agency, 1997. — P. 525–576.
15. **Loucks D. P., Beek E. van.** Water Resources Systems Planning and Management. An Introduction to Methods, Models and Applications. — Turin: UNESCO, 2005. — 680 p.
16. **Benedini M., Tsakiris G.** Water Quality Modelling for Rivers and Streams. — Dordrecht: Springer, 2013. — 288 p.
17. **Алёкин О. А.** Основы гидрохимии. — Л.: Гидрометеоздат, 1970. — 444 с.
18. **Показатели** состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. ГОСТ 17.1.2.04–77. — М.: Изд-во стандартов, 1977. — 17 с.
19. **Гигиенические нормативы.** Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. ГН 2.1.5.1315–03. — М.: Минздрав РФ, 2003. — 94 с.
20. **Приказ** Минсельхоза РФ от 13.12.2016 г. № 552 «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.: Минсельхоз РФ, 2016. — 116 с.
21. **Национальный** технический стандарт качества питьевых вод. Вьетнам. QCVN 01:2009/ ВУТ. — Ханой: Изд-во Мин-ва здравоохранения Вьетнама, 2009. — 9 с.
22. **Национальный** технический стандарт качества рыбохозяйственных водных объектов. Вьетнам. QCVN 38:2011/ ВТНМТ. — Ханой: Изд-во Мин-ва природных ресурсов и охраны окружающей среды, 2011. — 6 с.

23. **Караушев А. В.** Речная гидравлика. — Л.: Гидрометеиздат, 1969. — 416 с.
24. **White A. F.** Chemical Weathering Rates of Silicate Minerals in soils // *Reviews in Mineralogy. Chemical Weathering Rates of Silicate Minerals.* Mineralogical Society of America. — 1995. — Vol. 31. — P. 405–462.
25. **Савичев О. Г., Домаренко В. А.** Закономерности изменения химического состава речных отложений и их использование в поисках полезных ископаемых // *Фундаментальные исследования.* — 2014. — № 6 (3). — С. 520–525.
26. **Крайнов С. Р., Рыженко Б. Н., Швец В. М.** Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. — М.: Наука, 2004. — 677 с.

*Поступила в редакцию 4 апреля 2017 г.*

---