

УДК 504.453.054:574.632

ВЛИЯНИЕ ВЫХОДОВ ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКИХ РУДОПРОЯВЛЕНИЙ НА НАКОПЛЕНИЕ РТУТИ ГИДРОБИОНТАМИ В РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

© 2021 г. М. И. Шаповалов^{а, *}, В. А. Гремячих^б, В. Т. Комов^б

^аАдыгейский государственный университет, Майкоп, Республика Адыгея, Россия

^бИнститут биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия

*e-mail: shapmaksim2017@yandex.ru

Поступила в редакцию 20.04.2020 г.

После доработки 13.01.2021 г.

Принята к публикации 28.01.2021 г.

Представлены данные по содержанию металла в теле личинок веснянок *Perla pallida* Guerin-Menville, 1838 (Plecoptera, Perlidae) и в мышцах рыб семейства Cyprinidae из малых притоков р. Белая (Республика Адыгея, Северо-Западный Кавказ), в бассейне которой сконцентрированы проявления рудной минерализации разных металлов, в том числе и ртути. Выявлено, что концентрации Hg в веснянках из этих рек сопоставимы с таковыми у амфибионтных насекомых из водоемов и водотоков, не имеющих на площади водосборного бассейна локальных источников поступления металла. Сезонные изменения содержания металла в веснянках свидетельствуют об их более интенсивном накоплении ртути на ранних стадиях развития в зимний период, чем в теплое время года. Установленные концентрации Hg 0.01–0.72 мг/кг сухой массы, могут быть причиной патоморфологических отклонений в строении жизненно-важных органов и тем самым снижения приспособляемости и конкурентоспособности популяции веснянок данного вида в целом. Исследованные виды рыб (быстрянка, голянь, пескарь и усач) накапливали Hg до уровней (0.09–0.69 мг/кг сухой массы), сходных с таковыми у личинок веснянок, что может быть связано с низкими размерно-массовыми показателями рыб в выборках, и схожестью спектров питания гидробионтов.

Ключевые слова: ртуть, гидробионты, речные экосистемы, рудопроявления на водосборах

DOI: 10.31857/S0320965221050193

ВВЕДЕНИЕ

Глобальное поступление ртути Hg из природных и антропогенных источников в атмосферу, с последующей миграцией и осаждением на поверхность водных и наземных экосистем, до настоящего времени является основной причиной повышения ее содержания и негативного воздействия на биоту (Kolka et al., 2011; Eagles-Smith et al., 2016). Различные соединения металла, в том числе наиболее токсичная и биодоступная метилированная ртуть, образуют прочные химические связи с соединениями, входящими в состав тканей живых организмов, и аккумулируются в опасных для здоровья человека концентрациях. Экспериментально установлено, что у позвоночных высокие уровни содержания Hg в тканях приводят к хромосомным aberrациям, патологии крови, негативно воздействуют на нервную систему и эмбриональное развитие плода (Topashka-Ancheva et al., 2003; Scheuhammer, 2007; Tavshunsky et al., 2017). У беспозвоночных это связано с де-

формациями жизненно важных структур, замедлением роста личинок, процессов метаморфоза и регенерации поврежденных органов (Medvedev, Komov, 2005; Гремячих и др., 2006; Jensen et al., 2007). Исследования зависимости накопления Hg живыми организмами от параметров среды обитания проводили и проводят в основном на водных и околководных экосистемах, где высока активность бактериального метилирования, способствующая включению металла в трофические сети (Gilmour et al., 2013; Tavshunsky et al., 2017). Повышенные концентрации Hg в мышцах рыб из рек и озер России регистрировали как при поступлении металла с промышленными стоками (Леонова и др., 2006), так и в отсутствие локальных источников на площади водосборного бассейна, например, в кислых (рН воды <5.0) озерах северо-запада России (Haines et al., 1992, 1995; Stepanova, Komov, 1997). Самые значительные концентрации Hg в литосфере связаны с районами ее месторождений и рудопроявлений, хотя в них заключено лишь 0.02% всей ртути (Сауков, 1975). Основная

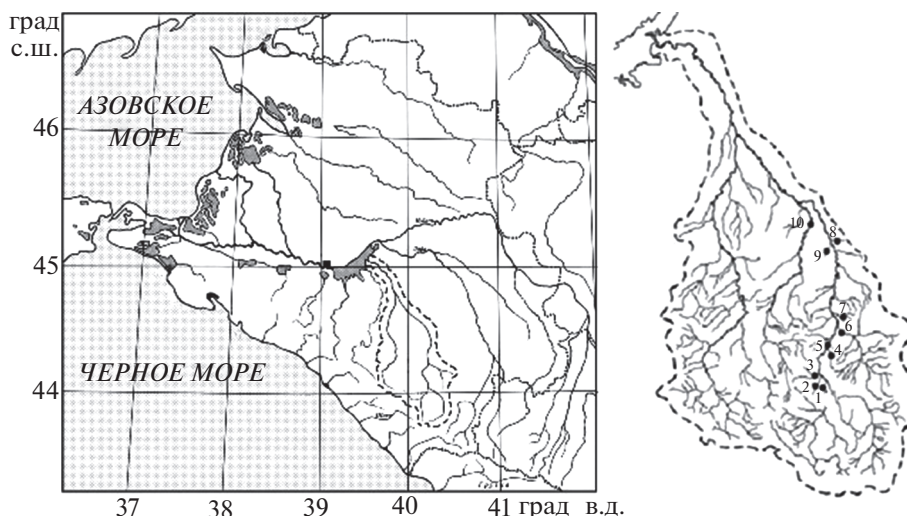


Рис. 1. Местонахождение станций отбора проб в притоках р. Белая (нумерация от ее истока к устью): 1 – р. Липовая, 2 – р. Хамышинка, 3 – р. Бзыха, 4 – р. Сюк, 5 – р. Белая, у пос. Никель, 6 – р. Дах, ниже моста, 7 – р. Мишоко, 8 – р. Майкопская, 9 – р. Шунтук, 10 – р. Курджипис, около пос. Красный мост.

масса Hg находится в виде соединений в самостоятельных ртутных минералах и в качестве изоморфных или механических примесей в составе других минералов и часто сопутствует металлам платиновой группы. Поэтому при наличии полиметаллических и особенно ртутных руд на площади водосборного бассейна увеличивается вероятность включения Hg в трофические сети водных экосистем.

В предгорных районах Северного Кавказа в бассейне р. Белая выделено несколько рудных полей с обособленными точками рудопроявлений вольфрама, полиметаллов, рудного и россыпного золота, ртути, марганца (Волкодав,

2012). Однако исследований по содержанию ртути в водных экосистемах этого региона ранее не проводили.

Цель работы – исследовать влияние выходов полиметаллических рудопроявлений, выявленных на площади водосборного бассейна р. Белая, на накопление Hg представителями амфибионтных беспозвоночных (личинок Plescoptera) и рыб.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Река Белая – второй по длине и самый мощный по водоносности левобережный приток р. Кубань, расположенный на границе западной и северо-западной частей Большого Кавказа в предгорном районе республики Адыгея. Она берет начало на склонах горного массива Фишт-Оштен и впадает в Краснодарское водохранилище. Протяженность реки 277 км, площадь водосборного бассейна 5990 км² (Мельникова, Комлев, 2003).

Бассейн реки представляет собой систему, в пределах которой взаимодействуют естественные (природные), заселенные территории и аграрные ландшафты. Важнейшими составляющими природно-ландшафтных комплексов бассейна р. Белая служат малые водотоки, исследование которых проводили на 10 станциях (рис. 1, табл. 1).

В бассейне р. Белая сконцентрированы проявления рудной минерализации разных металлов, в том числе и Hg. Хамышинское (Шаханское) поле минерализации занимает большую часть междуречья рек Бзыха и Хамышинка, левых притоков р. Белая (ст. 1–3) (Волкодав, 2012). Из пяти обособленных рудопроявлений наибольшее со-

Таблица 1. Гидрографическая характеристика малых рек, впадающих в р. Белая

Река	Станция	Длина водотока, км	Высота над уровнем моря (верховье/устье)
Липовая	1	8	1340/560
Хамышинка	2	7	1330/550
Бзыха	3	11	1710/530
Сюк	4	14	990/470
Белая	5	273	2300/30
Дах	6	27	–
Мишоко	7	9.4	890/410
Майкопская	8	9.5	640/280
Шунтук	9	12	–/276
Курджипис	10	100	2300/224

Примечание. “–” – данные отсутствуют.

держание Hg отмечено в Шаханском (0.012%–0.2%). Здесь в поперечных вертикальных трещинах, в жилах других минералов в виде вкраплений и налетов встречается киноварь, которой часто сопутствует самородная ртуть. Содержание Hg в других рудопроявлениях обычно не превышает сотых долей процента.

В долине р. Сюк (ст. 4), впадающей в р. Белая ниже пос. Никель (ст. 5), расположено Белореченское месторождение. Ведущие рудообразующие минералы Белореченского баритового месторождения – барит, кварц, кальцит, анкерит, киноварь относится к редким минералам. Ртутную минерализацию содержат и триасовые толщи района р. Сахрай, притока р. Дах (ст. 6) (Пекков и др., 2010). Остальные станции (7–10), расположенные ниже по течению р. Белая, не имеют в пределах своих водосборных бассейнов проявлений рудной минерализации металлов.

Изученные реки относятся к типичным малым водотокам с каменистым грунтом. В составе донных зооценозов реки Белой и ее основных притоков, выявлено 238 видов беспозвоночных, 87.0% от числа которых составляют насекомые. В них преобладают кавказские литореофильные представители зообентоса: на быстром течении – *Epeorus*–*Simuliidae*–*Baetis*–*Blephariceridae*, умеренном – *Ecdyonurus*–*Baetis*–*Rhyacophila*–*Hydropsich*–*Perla*–*Gammarus*, замедленном – *Gammarus*–*Limnephilidae* (Шаповалов, 2020).

Было проанализировано 326 экз. личинок веснянки *Perla pallida* Guerin-Meneville, 1838 (Plecoptera, Perlidae), амфибиотического насекомого, ведущего на стадии личинки водный образ жизни, из рыб – 35 экз. кубанской быстрянки *Alburnoides kubanicus* Bănărescu, 1964, 29 экз. голяна *Phoxinus* sp., 9 экз. пескаря *Gobio* cf. *holurus* Fowler, 1976 и 3 экз. кубанского усача *Barbus kubanicus* Berg, 1912. Личинки веснянок собраны в 2012 и 2013 гг., рыбы – в 2014 и 2015 гг.

Личинки веснянок широко распространены во всех биотопах р. Белая и ее притоках не ниже 200 м над уровнем моря. Обитают в щелях на нижней стороне камней (избегая очень быстрого течения), под крупными камнями, где залегает слой рыхлой гальки. Для крупных видов из сем. Perlidae характерен длительный период развития в водотоке (до трех лет) и подвижный образ жизни. Веснянки, как и личинки других насекомых, могут потреблять детрит разного происхождения, микофлору, одноклеточные и нитчатые водоросли, ткани макрофитов и мхов, а также всевозможных беспозвоночных (Монаков, 2003). Представители хищных видов веснянок, к которым относится *Perla pallida*, по мере роста переходят на животную пищу, питаясь вначале преимущественно личинками двукрылых, доля которых от общего числа пищевых компонентов составляет

68.6–74.3%, а затем более крупными организмами – личинками ручейников и поденок (Шаповалов, 2020). Спектры питания личинок веснянок могут расширяться по мере их роста и развития. Различия в составе пищи, чаще всего определяются составом населения водотока в конкретный период.

Отловленные в притоках р. Белая рыбы – реофильные представители сем. Surrinidae, в пищевом рационе которых в разной степени представлены личинки насекомых (Троицкий, Цуникова..., 1988; Атлас..., 2003).

Длину и массу животных измеряли до взятия образцов и последующего их высушивания при 36°C (насекомых использовали целиком, у рыб брали фрагмент спинных скелетных мышц). Содержание ртути определяли в двух–трех повторностях атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс) без предварительной подготовки проб. Точность аналитических методов измерения контролировали с помощью сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада).

Данные о концентрациях Hg представлены в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm m_x$) с указанием min–max. Поскольку распределение данных отличалось от нормального (критерий Шапиро–Уилка), для выявления корреляционных связей между исследуемыми показателями использован непараметрический критерий Спирмена (r_s), для оценки значимости различий между выборками – медианный Краскела–Уоллиса (различия достоверны при $p < 0.05$) (Sokal, Rohlf, 1995).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Размерно-массовые показатели личинок веснянок варьировали в широких пределах: длина – 5.0–32.0 мм, масса – 7.0–455.0 мг. Минимальная и максимальная концентрации Hg в теле насекомых достигали 0.01 и 0.72 соответственно, в среднем по водотокам – 0.06–0.38 мг/кг сухой массы (табл. 2). Содержание металла у животных, отобранных на самой близкой к истоку и расположенной в зоне рудопроявлений ст. 1, статистически значимо было самым высоким (рис. 2). Накопление Hg веснянками на ст. 2 превышало таковое на ст. 3–5, 7 и 10, на ст. 6 превышало таковое на ст. 4 и 5. Для выборок со ст. 1, 2, 4, 6 и 10 отмечена достоверная отрицательная связь концентраций Hg в личинках с их массой: $r_s = (-0.56)–(-0.78)$ при $p \leq 0.05$, для выборок со ст. 2, 4, 6 и 10 – еще и с длиной тела: $r_s = (-0.55)–(-0.72)$ при $p \leq 0.05$.

Всю выборку разделяли на две группы: в первую вошли животные из водотоков, расположенных в районах рудопроявлений (ст. 1–6), во

Таблица 2. Содержание ртути в личинках веснянок из притоков р. Белая

Номер станции	Дата	<i>n</i>	Длина, мм	Масса, мг	Hg, мг/кг сухой массы
1	IV.2012	25	$\frac{15.9 \pm 0.9}{9.0-27.5}$	$\frac{96.7 \pm 16.3}{16.0-325.5}$	$\frac{0.38 \pm 0.03}{0.17-0.72}$
	04.V.2013	20	$\frac{19.4 \pm 1.4}{10.0-29.8}$	$\frac{166.7 \pm 28.3}{19.0-403.0}$	$\frac{0.24 \pm 0.02}{0.14-0.42}$
	19.VI.2013	19	$\frac{13.5 \pm 1.5}{7.8-31.2}$	$\frac{84.2 \pm 28.2}{15.0-455.0}$	$\frac{0.26 \pm 0.02}{0.12-0.38}$
Всего по ст. 1	2012–2013	64	Среднее		
			$\frac{16.3 \pm 0.8}{7.8-31.2}$	$\frac{114.9 \pm 14.2}{15.0-455.0}$	$\frac{0.31 \pm 0.02}{0.12-0.72}$
2	04.V.2013	43	$\frac{21.5 \pm 0.6}{15.0-32.0}$	$\frac{185.2 \pm 14.0}{69.0-450.0}$	$\frac{0.11 \pm 0.02}{0.05-0.55}$
	19.VI.2013	28	$\frac{18.3 \pm 1.0}{10.8-29.0}$	$\frac{136.1 \pm 19.7}{26.0-396.0}$	$\frac{0.15 \pm 0.01}{0.07-0.22}$
	Всего по ст. 2	2013	71	Среднее	
$\frac{20.3 \pm 0.6}{10.8-32.0}$				$\frac{165.8 \pm 11.8}{26.0-450.0}$	$\frac{0.13 \pm 0.01}{0.05-0.55}$
3	04.V.2013	11	$\frac{23.1 \pm 1.0}{18.0-28.6}$	$\frac{192.4 \pm 21.9}{97.0-314.0}$	$\frac{0.06 \pm 0.006}{0.03-0.11}$
4	19.VI.2013	39	$\frac{18.2 \pm 0.9}{8.0-28.1}$	$\frac{139.5 \pm 16.6}{17.0-376.0}$	$\frac{0.06 \pm 0.003}{0.03-0.11}$
5	X.2012	33	$\frac{12.1 \pm 0.5}{5.0-22.5}$	$\frac{54.5 \pm 6.3}{7.0-212.0}$	$\frac{0.07 \pm 0.006}{0.02-0.17}$
6	X.2012	32	$\frac{15.7 \pm 0.5}{10.0-21.0}$	$\frac{77.2 \pm 6.1}{19.0-163.0}$	$\frac{0.14 \pm 0.005}{0.08-0.19}$
	04.V.2013	20	$\frac{19.5 \pm 1.0}{13.0-28.2}$	$\frac{144.0 \pm 21.2}{42.0-363.0}$	$\frac{0.06 \pm 0.006}{0.03-0.10}$
	Всего по ст. 6	2012–2013	52	Среднее	
$\frac{17.2 \pm 0.5}{10.6-28.2}$				$\frac{102.9 \pm 9.9}{19.0-363.0}$	$\frac{0.11 \pm 0.01}{0.03-0.19}$
7	V.2013	15	$\frac{16.5 \pm 1.2}{8.0-24.0}$	$\frac{136.0 \pm 25.5}{18.0-368.0}$	$\frac{0.06 \pm 0.01}{0.01-0.09}$
8	18.V.2013	26	$\frac{19.9 \pm 0.7}{13.0-30.5}$	$\frac{179.7 \pm 19.6}{39.0-451.0}$	$\frac{0.09 \pm 0.01}{0.02-0.16}$
10	03.VI.2013	15	$\frac{20.3 \pm 1.2}{12.2-28.0}$	$\frac{179.8 \pm 24.8}{52.0-330.0}$	$\frac{0.07 \pm 0.006}{0.04-0.13}$
Все станции	2012–2013	326	Среднее		
			$\frac{17.8 \pm 0.3}{5.0-32.0}$	$\frac{132.6 \pm 5.5}{7.0-455.0}$	$\frac{0.13 \pm 0.01}{0.01-0.72}$

Примечание. Здесь и в табл. 3: над чертой – среднее значение и его ошибка, под чертой – min–max, *n* – количество исследованных веснянок. Нумерация станций – в соответствии с рис. 1.

вторую – из водотоков без проявления руд на водосборе (ст. 7–10, на ст. 9 анализировали только рыб). Концентрации металла в веснянках из первой группы были статистически значимо выше (тест Краскела–Уоллиса, $H = 21.6$, $p < 0.000$), чем

из второй – 0.15 ± 0.01 и 0.07 ± 0.004 мг/кг сухой массы соответственно. Длина и масса тела личинок первой группы были достоверно меньше, чем личинок второй группы: 17.5 ± 0.3 и 19.1 ± 0.6 мм ($H = 5.9$, $p < 0.02$), 125.3 ± 6.0 и 168.0 ± 13.2 мг ($H =$

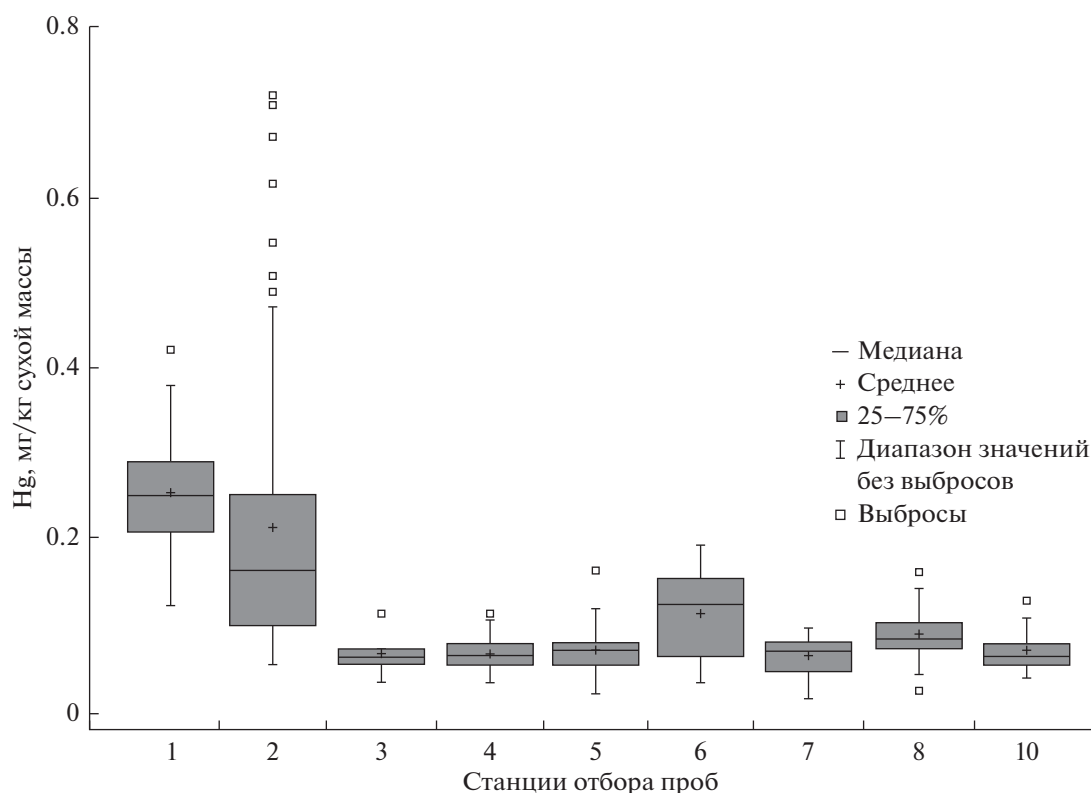


Рис. 2. Содержание Hg в личинках веснянок на станциях отбора проб, расположенных в зоне рудопроявлений (ст. 1–6) и вне ее (ст. 7, 8 и 10).

= 13.9, $p < 0.002$). С увеличением размеров (L) они менее интенсивно набирали массу тела (W): у личинок первой группы $W = -158.56 + 16.18L$, у второй – $W = -228.52 + 20.75L$ (рис. 3).

Для веснянок из первой группы выявлена одинаковая статистически значимая отрицательная связь содержания ртути от длины и массы: $r_s = -0.24$, $p < 0.05$. Для веснянок из второй группы снижение концентрации металла с ростом животных также достоверно, но менее выражено – с длиной $r_s = -0.17$, $p < 0.05$, массой $r_s = -0.11$, $p < 0.05$.

Отмечено сезонное (от весны к осени) снижение средних показателей длины и массы личинок веснянок (в обоих случаях $r_s = -0.38$, $p < 0.05$) при относительно устойчивом уровне накопления Hg. В двух разноразмерных группах (в первой длина веснянок ≤ 15 мм, во второй – > 15 мм), отобранных в притоках зоны оруденения, весенние особи были значимо крупнее летне-осенних. В первой группе (более мелких особей) содержание металла от весны к осени снижалось, во второй – значимо не менялось (рис. 4).

Минимальные и максимальные концентрации Hg в мышцах исследованных видов рыб варьировали в пределах 0.09–0.69 мг/кг сухой массы (табл. 3, рис. 5). Содержание металла в мышцах голяна статистически значимо выше, чем у

быстрянки. Накопление ртути голянами на ст. 1, 2 не различалось, у быстрянок на ст. 9 оно было выше, чем у рыб на ст. 2, 10, как и масса животных. Для быстрянок отмечена достоверная положительная связь концентраций Hg в мышцах с массой рыб: $r_s = 0.53$ при $p \leq 0.05$. Содержание металла в мышцах быстрянки со станций, располо-

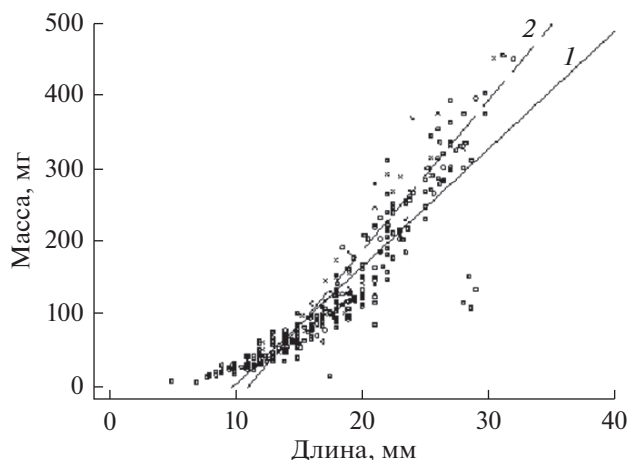


Рис. 3. Зависимость между длиной и массой личинок веснянок на станциях, расположенных в зоне рудопроявлений (1) и вне ее (2).

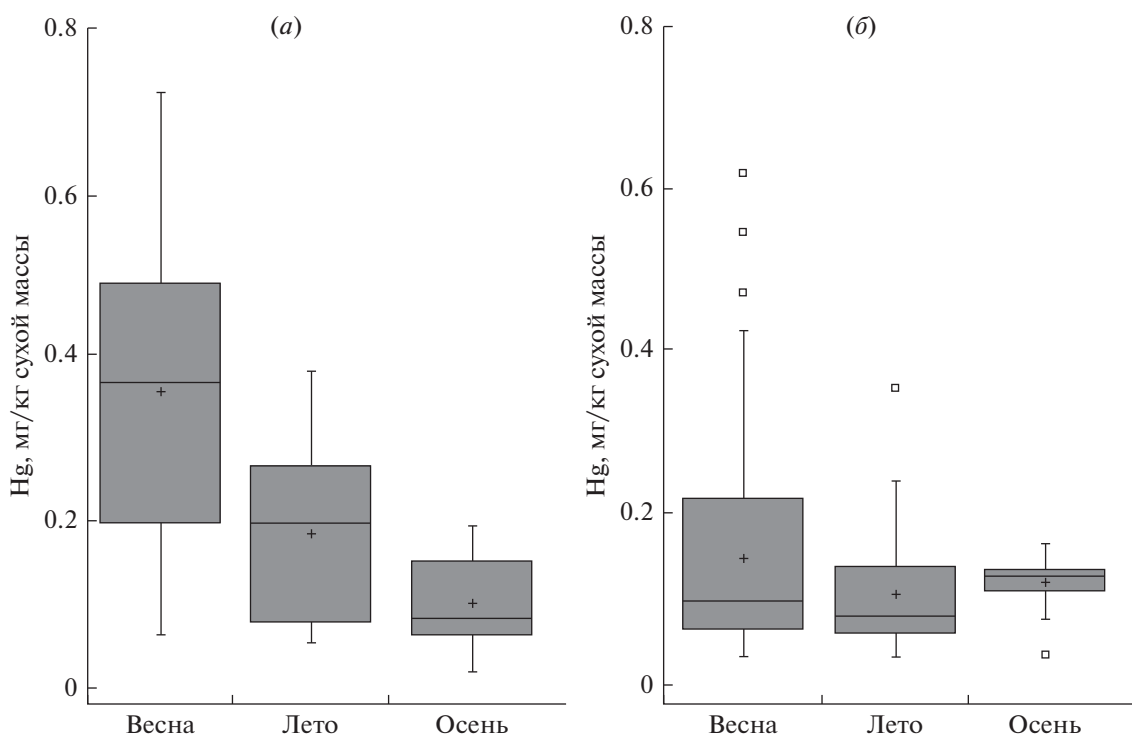


Рис. 4. Сезонные изменения содержания Hg в личинках веснянок длиной ≤ 15 мм (а) и > 15 мм (б), отобранных в при-токах зоны оруденения. Здесь и на рис. 5 легенда та же, что на рис. 2.

женных в зоне оруденения и вне их, статистически значимо не различалось.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Поступление Hg с водосборных бассейнов с выходами полиметаллических рудопроявлений в водоемы и водотоки носит природный и антропогенный характер. В первом случае это связано с естественной, во втором – более быстрой эрозией

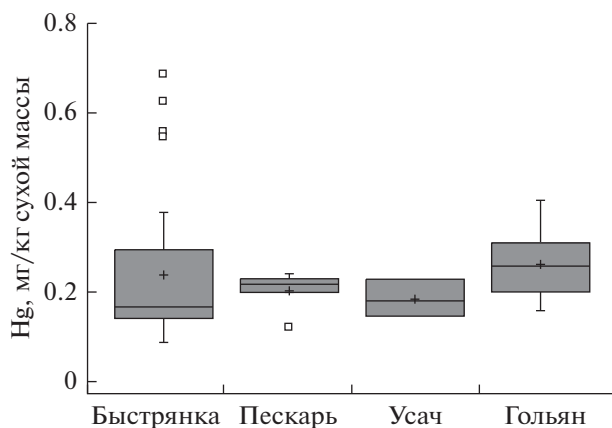


Рис. 5. Содержание Hg в мышцах рыб из водотоков р. Белая.

зон минерализации вследствие хозяйственной деятельности человека по добыче, предварительной переработке полезных ископаемых, хранению и утилизации отвальных отходов их обогащения (Kocman et al., 2011; Hsu-Kim et al., 2018). По последним оценкам, кустарная и мелкомасштабная промышленная добычи золота могут быть значительными источниками Hg для пресноводных экосистем (880 т/год), как промышленное производство и выбросы сточных вод (220 т/год), мобилизация наземных ресурсов – изменения в землепользовании, ведении лесного хозяйства, частоте и интенсивности природных пожаров (170–300 т/год) (Obrist et al., 2018).

Бассейн р. Белая в верхнем участке течения расположен в зоне золотосодержащих, медных и свинцово-цинковых оруденений с вкраплениями ртутьсодержащих минералов (в частности, киновари и самородной Hg) (Волкодав, 2012). Разработка золоторудных россыпей р. Белая была начата в 1932 г. и продолжалась до 1941 г., хотя поисковые работы 1934 и 1935 гг. новых россыпей на реке и промышленного оруденения не выявили (Волкодав, 2012).

Малые долины бассейна р. Белая разрабатывались старателями в начале прошлого века, и продолжают интересовать местных добытчиков металла по сей день. Любая хозяйственная деятельность на водосборе рек (добыча полиметаллических руд,

вырубка леса, зарегулирование водотоков) может привести к увеличению выноса в них мелкодисперсной взвеси ртутного минерала киновари и накоплению Hg в донных отложениях слабопроточных участков (Hsu-Kim et al., 2018).

Содержание металла в личинках веснянок и мышцах исследованных видов рыб из р. Белая и ее притоков в зоне рудных полей и вне ее сопоставимо с установленным для личинок амфибионтных насекомых и представителей ихтиофауны из водоемов и водотоков различных регионов, не имеющих локальных источников загрязнения в зоне водосборных бассейнов и подверженных преимущественно атмосферному загрязнению. Так, концентрации общей Hg в хирономидах из озер канадской Арктики варьируют в пределах 0.09–0.50 мг/кг сухой массы (Ganter et al., 2010). У личинок стрекоз из субтропического пресноводного оз. Каддо (Техас и Луизиана, США) – 0.17–0.31 (Chumchal et al., 2011), р. Лоша (Вологодская обл.), р. Савала (Воронежская обл.), искусственно-вырытого канала, открывающегося в Рыбинское водохранилище и р. Суножка (Ярославская обл.) – 0.02–0.07, 0.04–0.15, 0.01–0.38 соответственно (Гремячих и др., 2013).

Сезонное снижение размерно-массовых показателей личинок *Perla pallida* Guerin-Meneville, 1838 связано с тем, что в весенних выборках значительная часть животных представлена крупными перезимовавшими экземплярами (цикл развития у веснянок из водотоков Адыгеи составляет около трех лет). В более поздних выборках присутствуют вылупившиеся весной (гораздо реже летом и осенью) особи на ранних стадиях развития (Черчесова, Жильцова, 2013). Невысокие концентрации Hg у летних и осенних личинок в мелкоразмерной группе связаны с сезонным изменением состава пищи: в конкретный временной период животные выбирают самые многочисленные и доступные по размеру пищевые объекты (Мопаков, 2003). Зимой и ранней весной – это преимущественно детрит и развившиеся в нем и на нем бактерии, с поздней весны до осени – водоросли и беспозвоночные. По мнению де Вит с соавт. (de Wit et al., 2012), поглощение с пищей бактерий, трансформирующих более эффективно, чем водоросли, неорганические формы ртути в металлорганические, объясняет повышенное содержание металла у гидробионтов в зимне-весенний период. К тому же, зимующие личинки не линяют, а каждая линька в вегетационный период сопровождается быстрым ростом и, соответственно, разбавлением накопленной Hg (Росс и др., 1985). У крупных личинок веснянок содержание металла со сменой сезонов значимо не меняется в силу облигатной зоофагии: детрит и водоросли попадают в желудки хищников из кишечника съеденных жертв (Мопаков, 2003).

Таблица 3. Содержание ртути в мышечной ткани рыб из притоков р. Белая

Номер станции	n	Масса рыб, г	Hg, мг/кг сухой массы
Быстрянка			
2	6	0.11 ± 0.02 0.06–0.17	0.15 ± 0.005 0.15–0.18
8	7	3.1 ± 0.7 1.6–6.6	0.26 ± 0.03 0.13–0.34
9	6	5.1 ± 1.1 2.9–8.9	0.51 ± 0.07 0.26–0.69
10	16	3.2 ± 0.7 0.8–13.4	0.16 ± 0.01 0.09–0.30
Среднее		3.0 ± 0.5 0.06–13.4	0.24 ± 0.03 0.09–0.69
Гольян			
1	14	0.03 ± 0.007 0.02–0.15	0.27 ± 0.02 0.16–0.40
2	15	0.11 ± 0.009 0.07–0.18	0.25 ± 0.01 0.17–0.40
Среднее		0.07 ± 0.01 0.02–0.18	0.26 ± 0.01 0.16–0.40
Пескарь			
9	5	1.6 ± 0.7 0.4–4.2	0.20 ± 0.02 0.12–0.24
Усач			
9	3	2.0 ± 0.8 0.8–3.6	0.19 ± 0.02 0.15–0.23

В реках и озерах природных заповедников европейской части России, удаленных от источников поступления Hg, встречаются рыбы как с невысокими, так и повышенными концентрациями металла в мышцах, что определяется биогеохимическими (экологическими) особенностями водных объектов и их водосборных бассейнов. В окуне из р. Усмань Воронежского заповедника зарегистрировано 0.35–1.30 мг/кг сухой массы, озер Рдейского заповедника – 0.20–12.00 (Комов и др., 2009), Дарвинского – 0.10–4.95 (Stepanova, Kотов, 1997), Окского – 0.10–2.50 (Гремячих и др., 2012).

В отличие от веснянок, уровни содержания металла в мышцах кубанской быстрянки из р. Белая и ее притоков, расположенных ближе к истоку реки в зоне рудных полей (ст. 2) и вне ее (ст. 7, 8, 10) невысоки и с приближением к устью реки, напротив, увеличиваются. Однако связано это с мелкими размерами рыб, отловленными в верхо-

вье: для многих видов отмечена корреляционная зависимость между размерами и содержанием ртути во внутренних органах и мышечной ткани (Комов и др., 2009; Гремячих и др., 2012). Содержание металла в мышцах хищных рыб из р. Тапажос (Бразилия), одного из основных притоков р. Амазонка, с середины 1980-х гг. подвергающегося воздействию традиционной золотодобычи, достигает 20 мг/кг сухой массы (Nevado et al., 2010). С увеличением расстояния от мест добычи вниз по течению реки оно снижается, так же как в реках Катунь и Селенга с многочисленными зонами оруденения на площади водосборных бассейнов (Vasil'ev, Sukhenko, 1993; Комов и др., 2014), в которых концентрации Hg в рыбах варьируют в диапазоне 0.25–0.55 и 0.24–2.33 мг/кг сухой массы соответственно.

В воде Hg присутствует в малых количествах в смеси различных форм: преимущественно взвешенных и коллоидных частиц и в меньшей степени истинного раствора (Han, Gill, 2005; Hsu-Kim, Sedlak, 2005; Balogh et al., 2008; Schuster et al., 2008; Dittman et al., 2010). В исследовании, проведенном на р. Идрийца (Словения), дренирующей территорию бывшего ртутного рудника, установлено, что именно в виде тонковзвешенного материала, включающего коллоиды, Hg транспортируется вниз во время коротких, но экстремальных гидрометеорологических условий, когда происходит ремобилизация металла из донных отложений реки (Kocman et al., 2011). В это время концентрации Hg в воде и донных отложениях быстро снижаются, и одновременно происходит бактериальное метилирование металла, увеличивающее долю метилртути (MeHg) от общего содержания Hg и, соответственно, риск аккумуляции биотой (Ullrich et al., 2007; Kocman et al., 2011; Jackson et al., 2019).

Доступность Hg для биоты сложным нелинейным образом зависит от разнообразных биологических и экологических факторов, влияющих на форму и пути миграции металла по пищевым сетям (Lavoie et al., 2013; Karimi et al., 2016; Polito et al., 2016; Eagles-Smith et al., 2018; Hsu-Kim et al., 2018). Именно поэтому содержащим относительно высокие концентрации Hg донным отложениям водных объектов и почвам на водосборной площади при низкой биологической доступности металла могут соответствовать низкие уровни его накопления в гидробионтах. Так, в мышцах леща из оз. Серебры, расположенного в непосредственной близости от Карабинского медеплавильного комбината в Челябинской обл., зарегистрированы концентрации Hg в разы меньшие, чем в мышцах леща из оз. Селигер Тверской обл., в окрестностях которого промышленное производство фактически отсутствует (Tatsii et al., 2017).

Поскольку со второй половины прошлого века в бассейне р. Белая не ведется активной промышленной и кустарной добычи золота и полиметаллических руд, поступление Hg происходит преимущественно с атмосферными выпадениями, стоком с площади водосборного бассейна реки в результате эрозии (выщелачивания) горных пород, горных, пойменно-луговых и лесных почв (Волкодав, 2012). Особенности гидрологического режима реки (ближе к истоку ледниковое, снеговое и ливневое питание; быстрое течение) ни в толще воды, ни в донных отложениях не создают благоприятных условий для бактериального метилирования соединений ртути, повышающих ее биодоступность. Процесс накопления Hg животными зависит от многих экологических факторов: уровня pH воды, площади заболоченных территорий на водосборном бассейне, концентрации растворенного органического вещества (Harding et al., 2006). Однако основной механизм увеличения концентрации металла в каждом последующем звене – трофический перенос его по пищевой сети (Eagles-Smith et al., 2018).

Хищные личинки веснянок участвуют в переносе Hg по трофической сети водных экосистем как вторичные и третичные консументы, находящиеся на одном трофическом уровне с представителями ихтиофауны и одновременно представляющие пищевой объект для всеядных и хищных видов рыб. В составе донной фауны горных водотоков амфибионтные насекомые – одна из наиболее массовых и широко распространенных групп беспозвоночных животных. Потенциальными пищевыми объектами хищных личинок веснянок служат >40% видового состава донных беспозвоночных изученных рек (Шаповалов, 2011, 2020). Поедая крупных личинок насекомых (в конкретном случае, стрекоз), рыбы в водотоке ограничивают поток Hg в наземную экосистему, но не влияют на поток ртути, проходящий через мелких личинок хирономид и ручейников (Tweedy et al., 2013).

Концентрации Hg в личинках веснянок и мышцах рыб из исследованных нами малых водотоков Адыгеи невысоки и сопоставимы: 0.01–0.72 и 0.09–0.69 мг/кг сухой массы соответственно, что может быть связано с низкими размерно-массовыми показателями рыб в выборках, и, вследствие этого, схожестью спектров питания гидробионтов. Как пищевые объекты личинки веснянок (а также имаго, даже с учетом возможного увеличения концентрации металла в результате метаморфоза), аккумулирующие Hg в границах установленных значений, не могут нанести существенный вред хищным представителям водной, околородной и наземной экосистем в бассейне р. Белая.

В процессе метаморфоза (показано на хирономидах из арктических озер) происходит увеличение концентрации метилированных форм ртути в 2–3 раза (Chetelat et al., 2008). Вылетевшие из водоемов имаго насекомых способствуют выносу металла в наземные экосистемы (Speir et al., 2014; Chumchal, Drenner, 2015; Williams et al., 2017) и одновременно представляют угрозу для представителей арахно- и орнитофауны, как околородной, так и не связанной с водными экосистемами (Cristol et al., 2008).

Могут ли зарегистрированные концентрации Hg привести к негативным последствиям для исследованных видов и представителей околородной биоты? Немногочисленные экспериментальные работы и полевые исследования по оценке потенциальной токсичности Hg проводили по схеме доза–эффект. Устанавливали концентрации металла в среде (воде, донных отложениях или субстрате), вызывавшие летальные (смертность, % за определенное количество часов), сублетальные (замедляющие рост, двигательную и дыхательную активность, метаморфоз, воспроизводство, обладающие тератогенным действием) и не вызывающие видимых эффектов реакции живых организмов. Так, содержание личинок *Chironomus riparius* Meigen, 1804 в растворе хлорида Hg (1.58 мг/л) приводило через 48 ч к обездвиживанию 50% особей (Rodrigues et al., 2013), а в донных отложениях с концентрациями общей Hg 0.93, 2.42 и 3.84 мг/кг сухой массы – к снижению выживаемости хирономид (88, 80 и 26% соответственно), подавлению роста и скорости развития по сравнению с контролем (процент вылупившихся из яиц особей 94, 74 и 8% соответственно) (Chibunda, 2009).

Однако об опасности Hg для биоты (совокупности негативных отклонений в развитии и функционировании биологических систем всех уровней) предпочтительнее судить по концентрациям ее неорганической и органической форм не в абиотических компонентах среды, а в живых организмах разных звеньев трофической сети, которые отражают особенности биогеохимических превращений металла в условиях конкретных экосистем (Jain et al., 2007). У личинок *C. riparius*, выращенных на ртутьсодержащих корме или донных отложениях, при накоплении 0.6–0.8 мг Hg/кг сухой массы замедляется процесс метаморфоза, до 19–20% увеличивается доля особей с деформациями ротовых структур головной капсулы (Гремячих и др., 2006; Томилина, Гребенюк, 2019). Выявленные у личинок веснянок концентрации Hg (0.01–0.72 мг/кг сухой массы), как и у хирономид, входящих с ними в группу амфибионтных насекомых, могут приводить к патоморфологическим отклонениям в формировании жизненно-важных структур и, соответственно, снижению конкурен-

тоспособности животных за пищевой ресурс, повышая их доступность для хищников.

Выводы. Концентрации Hg в веснянках из малых притоков р. Белая сопоставимы с таковыми у амфибионтных насекомых из водоемов и водотоков, не имеющих локальных источников Hg на площади водосборных бассейнов и подверженных преимущественно атмосферному загрязнению. Более высокие уровни накопления металла выявлены у личинок веснянок из водотоков зоны Хамышинского поля минерализации (ст. 1, 2), сток с которого – дополнительный, хотя и незначительный, источник поступления металла в экосистему водотоков. Исследованные четыре вида рыб (в выборках преобладали мелкие экземпляры) накапливали Hg в тех же концентрациях, что и веснянки – хищные и крупные личинки веснянок не столько объекты питания для мелких рыб, сколько их пищевые конкуренты. У веснянок, аккумулирующих ртуть в концентрациях 0.01–0.72 мг/кг сухой массы возможно увеличение доли особей с патоморфологическими отклонениями в строении структур ротового аппарата, приводящее к снижению жизнеспособности популяции, и, соответственно, обеспеченности кормом животных более высоких трофических уровней.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания “Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды” № г/р АААА-А18-118012690123-4.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Атлас пресноводных рыб России. 2003. Т. 1. Москва: Наука.
- Волкодав И.Г. 2012. Благородные металлы в рудах и россыпях Адыгеи // Вест. Адыгейского гос. ун-та. Сер. 4: Естественно-математические и технические науки. № 4(110). С. 163.
- Гремячих В.А., Гребенюк Л.П., Комов В.Т., Степанова И.К. 2006. Накопление ртути и ее тератогенное действие на личинок *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) // Биология внутр. вод. № 1. С. 99.
- Гремячих В.А., Комов В.Т., Иванчев В.П. и др. 2012. Содержание ртути в мышцах рыб Окского заповедника и окрестных территорий // Тр. Окского гос. природного биосферного заповедника. № 27. С. 377.
- Гремячих В.А., Комов В.Т., Транквилевский Д.В. и др. 2013. Содержание ртути в водных и амфибиотических насекомых различных водоемов и водотоков европейской части России // Гидроэнтомология в России и сопредельных странах: Материалы V Всерос. симп. по амфибиотическим и водным насекомым. С. 46.

- Комов В.Т., Гремячих В.А., Камишилова Т.Б., Лобус Н.В. 2009. Содержание ртути в мышцах окуня из озер Полисто-Ловацкого верхового болотного массива // Тр. Гос. природного заповедника "Рдейский". № 1. С. 102.
- Комов В.Т., Пронин Н.М., Мэндсайхан Б. 2014. Содержание ртути в мышцах рыб реки Селенга и озер ее бассейна (Россия) // Биология внутр. вод. № 2. С. 89.
<https://doi.org/10.7868/s0320965214020053>
- Леонова Г.А., Колмычков Г.В., Гелетий Ф.Г., Андрулайтис Л.Д. 2006. Содержание и характер распределения ртути в абиотических и биотических компонентах экосистемы Братского водохранилища // Биология внутр. вод. № 2. С. 97.
- Мельникова Т.Н., Комлев А.М. 2003. Водоносность рек Северо-Западного Кавказа. Майкоп: "Качество".
- Пеков И.В., Левицкий В.В., Кривовичев В.Г. 2010. Минералогия Белореченского месторождения (Северный Кавказ, Россия) // Белореченское месторождение. Минерал. альманах. Т. 15. Вып. 2. С. 17.
- Росс Г., Росс Ч., Росс Д. 1985. Энтомология. Москва: Мир. (Ross H.H., Ross C.A., Ross J.R.P. 1982. A textbook of entomology. New York: John Wiley & Sons).
- Томилина И.И., Гребенюк Л.П. 2019. Индукция деформаций жестких ротовых структур личинок *Chironomus riparius* при разном содержании стойких органических веществ в донных отложениях // Биология внутр. вод. № 3. С. 84.
<https://doi.org/10.1134/S0320965219040168>
- Троицкий С.К., Цуникова Е.П. 1988. Рыбы бассейнов Нижнего Дона и Кубани: Руководство по определению видов. Ростов-на-Дону: Книжное изд-во.
- Сауков А.А. 1975. Геохимия. Москва: Наука.
- Черчесова С.К., Жильцова Л.А. 2013. Определитель веснянок (Plecoptera) Кавказа. Москва: ФГОУ ВПО РГАУ – МСХА им. К.А. Тимирязева.
- Шановалов М.И. 2011. Насекомые в зообентосных сообществах горных рек Северо-Западного Кавказа // Сб. матер. VI Междунар. науч. конф. "Вулканизм, биосфера и экологические проблемы". Майкоп: Адыгейский гос. ун-т. С. 296.
- Шановалов М.И. 2020. Водные и амфибиотические насекомые (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera) Северо-Западного Кавказа: фауна, экология, биоресурсный потенциал: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Владикавказ.
- Balogh S.J., Swain E.B., Nollet Y.H. 2008. Characteristics of mercury speciation in Minnesota rivers and streams // Environ. Pollut. V. 154. P. 3.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.014>
- Chetelat J., Amyot M., Cloutier L., Poulain A. 2008. Metamorphosis in chironomids, more than mercury supply, controls methylmercury transfer to fish in High Arctic lakes // Environ. Sci. Technol. V. 42. № 24. P. 9110.
<https://doi.org/10.1021/es801619h>
- Chibunda R.T. 2009. Chronic toxicity of mercury (HgCl₂) to the benthic midge *Chironomus riparius* // Int. J. Environ. Res. V. 3. № 3. P. 455.
<https://doi.org/10.22059/IJER.2010.99>
- Chumchal M.M., Rainwater T.R., Osborn S.C. et al. 2011. Mercury speciation and biomagnification in the food web of Caddo Lake, Texas and Louisiana, USA, a subtropical freshwater ecosystem // Environ. Toxicol. Chem. V. 30. № 5. P. 1153.
<https://doi.org/10.1002/etc.477>
- Chumchal M.M., Drenner R.W. 2015. An environmental problem hidden in plain sight? Small Human-made ponds, emergent insects, and mercury contamination of biota in the Great Plains // Environ. Toxicol. Chem. V. 34. № 6. P. 1197.
<https://doi.org/10.1002/etc.2954>
- Cristol D.A., Brasso R.L., Condon A.M. et al. 2008. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs // Science. V. 320. P. 335.
<https://doi.org/10.1126/science.1154082>
- de Wit H.A., Kainz M.J., Lindholm M. 2012. Methylmercury bioaccumulation in invertebrates of boreal streams in Norway: Effects of aqueous methylmercury and diet retention // Environ. Pollut. V. 164. P. 235.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.041>
- Dittman J.A., Shanley J.B., Driscoll C.T. et al. 2010. Mercury dynamics in relation to dissolved organic carbon concentration and quality during high flow events in three northeastern U.S. streams // Water Res. V. 46. W07522.
<https://doi.org/10.1029/2009WR008351>
- Eagles-Smith C.A., Wiener J.G., Eckley C.S. et al. 2016. Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife // Sci. Total Environ. V. 568. P. 1213.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.094>
- Eagles-Smith C.A., Silbergeld E.K., Basu N. et al. 2018. Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change // Ambio. V. 47. № 2. P. 170.
<https://doi.org/10.1007/s13280-017-1011-x>
- Ganter N., Power M., Iqaluk D. et al. 2010. Mercury concentrations in landlocked arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian Arctic. Part I: Insights from trophic relationships in 18 lakes // Environ. Toxicol. Chem. V. 29. № 3. P. 621.
<https://doi.org/10.1002/etc.95>
- Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L. et al. 2013. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments // Environ. Sci. Technol. V. 47. P. 11810.
<https://doi.org/10.1021/es403075t>
- Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H. 1992. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // Environ. Pollut. V. 78. P. 107.
[https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90017-5](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90017-5)
- Haines T.A., Komov V.T., Matey V.E., Jagoe C.H. 1995. Perch mercury content is related to acidity and color of 26 Russian lakes // Water, Air, Soil Pollut. V. 85. P. 823.
- Han S., Gill G.A. 2005. Determination of mercury complexation in coastal and estuarine waters using competitive ligand exchange method // Environ. Sci. Technol.

- V. 39. № 17. P. 6607.
<https://doi.org/10.1021/es048667z>
- Harding K.M., Gowland J.A., Dillon P.J. 2006. Mercury concentration in black flies *Simulium* spp. (Diptera, Simuliidae) from soft-water streams in Ontario, Canada // *Environ. Pollut.* V. 143. P. 529.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.040>
- Hsu-Kim H., Sedlak D.L. 2005. Similarities between inorganic sulfide and the strong Hg(II)-complexing ligands in municipal wastewater effluent // *Environ. Sci. Technol.* V. 39. № 11. P. 4035.
<https://doi.org/10.1021/es050013>
- Hsu-Kim H., Eckley C.S., Acha' D. et al. 2018. Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes // *Ambio.* V. 47. P. 141.
<https://doi.org/10.1007/s13280-017-1006-7>
- Jackson A.K., Eagles-Smith C.A., Emery C. 2019. Spatial variation in aquatic invertebrate and riparian songbird mercury exposure across a river-reservoir system with a legacy of mercury contamination // *Ecotoxicology.* V. 29. № 200. P. 1.
<https://doi.org/10.1007/s10646-019-02043-z>
- Jain C.K., Malik D.S., Rashmi Yadav. 2007. Metal Fractionation Study on Bed Sediments of Lake Nainital, Uttaranchal, India // *Environ. Monit. Assess.* V. 130. P. 129.
<https://doi.org/10.1007/s10661-006-9383-6>
- Jensen P.D., Sorensen M.A., Walton W.E., Trumble J.T. 2007. Lethal and sublethal responses of an aquatic insect *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) challenged with individual and joint exposure to dissolved sodium selenate and methylmercury chloride // *Environ. Toxicol.* V. 22. P. 287.
<https://doi.org/10.1002/tox.20254>
- Karimi R., Chen C.Y., Folt C.L. 2016. Comparing nearshore benthic and pelagic prey as mercury sources to lake fish: the importance of prey quality and mercury content // *Sci. Total Environ.* V. 565. P. 211.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.162>
- Kocman D., Kanduc T., Ogrinc N., Horvat M. 2011. Distribution and partitioning of mercury in a river catchment impacted by former mercury mining activity // *Biogeochemistry.* V. 104. P. 183.
<https://doi.org/10.1007/s10533-010-9495-5>
- Kolka R.K., Sebestyen S.D., Verry E.S., Brooks K.N. 2011. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental Forest. Florida. USA. CRC Press. Boca Raton.
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M. et al. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: A worldwide meta-analysis // *Environ. Sci. Technol.* V. 47. P. 13385.
<https://doi.org/10.1021/es403103t>
- Medvedev I.V., Komov V.T. 2005. Regeneration of freshwater planarians *Dugesia tigrina* and *Polycelis tenuis* under the influence of methyl mercury compounds of natural origin // *Russ. J. Dev. Biol.* T. 36. № 1. P. 29.
- Monakov A.V. 2003. Feeding of freshwater invertebrates. Ghent: Kenobi Productions. 2003.
- Nevado J.J.B., Martín-Doimeadios R.C.R., Bernardo F.J.G. et al. 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review // *Environ. Int.* P. 593.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.011>
- Obrist D., Kirk J.L., Zhang L. et al. 2018. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use // *Ambio.* V. 47. P. 116.
<https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9>
- Polito M.J., Brasso R.L., Trivelpiece W.Z. et al. 2016. Differing foraging strategies influence mercury (Hg) exposure in an Antarctic penguin community // *Environ. Pollut.* V. 218. P. 196.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.097>
- Rodrigues A.C.M., Jesus F.T., Fernandes M.A.F. et al. 2013. Mercury Toxicity to Freshwater Organisms: Extrapolation Using Species Sensitivity Distribution // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* V. 91. P. 191.
<https://doi.org/10.1007/s00128-013-1029-0>
- Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish // *Ambio.* V. 36. P. 12.
[https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:EOE-MOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:EOE-MOT]2.0.CO;2)
- Schuster P.F., Shanley J.B., Marvin-Dipasquale M. et al. 2008. Mercury and organic carbon dynamics during runoff episodes from a northeastern USA watershed // *Water, Air, Soil Pollut.* V. 187. P. 89.
<https://doi.org/10.1007/s11270-007-9500-3>
- Sokal R.R., Rohlf F.J. 1995. Biometry: the principals and practice of statistics in biological research. New York: W.H. Freeman and Co.
- Speir S.L., Chumchal M.M., Drenner R.W. et al. 2014. Methyl mercury and stable isotopes of nitrogen reveal that a terrestrial spider has a diet of emergent aquatic insects // *Environ. Toxicol. Chem.* V. 33. P. 2506.
<https://doi.org/10.1002/etc.2700>
- Stepanova I.K., Komov V.T. 1997. Mercury accumulation in fish from water bodies of the Vologodscaja Oblast // *Russ. J. Ecol.* V. 28. № 4. P. 260.
- Tatsii Y.G., Udachin V.N., Aminov P.G. 2017. Environmental Geochemistry of Mercury in the Area of Emissions of the Karabashmed Copper Smelter // *Geochem. Int.* V. 55. № 10. P. 935.
<https://doi.org/10.1134/S0016702917100093>
- Tavshunsky I., Eggert S.L., Mitchell C.P.J. 2017. Accumulation of Methylmercury in Invertebrates and Masked Shrews (*Sorex cinereus*) at an Upland Forest—Peatland Interface in Northern Minnesota, USA // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* V. 99. № 6. P. 673.
<https://doi.org/10.1007/s00128-017-2198-z>
- Topashka-Ancheva M., Metcheva R., Teodorova S. 2003. A comparative analysis of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria II: chromosomal aberrations and blood pathology // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* V. 54. P. 188.
[https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00052-0](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00052-0)
- Tweedy B.N., Drenner R.W., Chumchal M.M., Kennedy J.H. 2013. Effects of fish on emergent insect-mediated flux of

- methyl mercury across a gradient of contamination // Environ. Sci. Technol. V. 47. P. 1614.
<https://doi.org/10.1021/es303330m>
- Ullrich S.M., Ilyushchenko M.A., Kamberov I.M., Tanton T.W. 2007. Mercury contamination in the vicinity of a derelict chlor-alkali plant. Part I: Sediment and water contamination of Lake Balkyldak and the River Irtysh // Sci. Total Environ. V. 381. № 1–3.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.02.033>
- Vasil'ev O.F., Sukhenko S.A. 1993. Ecology and hydraulic engineering ecological risk in creating the Katun reservoir in connection with the presence of mercury anomalies on the drainage basin area // Hydrotech. Constr. V. 27. № 10. P. 563.
<https://doi.org/10.1007/BF01545063>
- Williams E.B., Chumchal M.M., Drenner R.W., Kennedy J.H. 2017. Seasonality of odonate-mediated methylmercury flux from permanent and semipermanent ponds and potential risk to red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*) // Environ. Toxicol. Chem. V. 36. № 10. P. 2833.
<https://doi.org/10.1002/etc.3844>

Effects of the Outcrop of Polymetallic Ore Occurrences on Mercury Accumulation by Hydrobionts in the River Ecosystems

M. I. Shapovalov^{1,*}, V. A. Gremyachikh², and V. T. Komov²

¹Adyghe State University, Maykop, Republic of Adygea, Russia

²Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, Russia

*e-mail: shapmaksim2017@yandex.ru

Mercury (Hg) and its compounds are among the most dangerous environmental pollutants that are capable of toxic effects on human and animal health even at low concentrations. Human activities, including the extraction, pre-processing of polymetallic mercury-containing ores, storage and disposal of waste produced from ore concentration sites, account for a large involvement of toxic metal in the global cycle. The mercury content was measured in the larvae of the stone fly *Perla pallida* Guerin-Meneville, 1838 (Plecoptera, Perlidae), and in muscles of fish of the family Cyprinidae from small tributaries of the Belaya River (Republic of Adygea), in which basin numerous occurrences of ore mineralization of various metals, including mercury, are known. Concentrations of Hg in the stone flies are comparable to those in amphibiontic insects from water bodies and watercourses with no local sources of the metal input in the catchment area. Seasonal changes in the metal content have been found, indicating that at the early stages of the stone flies' development in winter the accumulation of mercury is a more intense than in the warm season. Concentrations of Hg 0.01–0.72 mg/kg found for particular biotopes can cause morphological abnormalities in the structure of vital organs and thereby reduce adaptability and competitiveness of a stone fly population as a whole. The studied fish species accumulated Hg 0.09–0.69 mg/kg to levels similar to those in stone fly larvae, which is explained mainly by a non-predatory way of feeding and small size and weight indices in the fish samples.

Keywords: mercury, hydrobionts, river ecosystems, ore occurrences in catchment areas