

УДК 574.64(28)(597)

СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В КОМПОНЕНТАХ ЭКОСИСТЕМ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ ПРОВИНЦИИ КХАНЬ ХОА (ЦЕНТРАЛЬНЫЙ ВЬЕТНАМ)

© 2011 г. Н. В. Лобус*, В. Т. Комов*, Нгуен Тхи Хай Тхань**

*Институт биологии внутренних вод Российской академии наук
152742 пос. Борок Некоузского района Ярославской обл.

**Совместный Российско-Вьетнамский научно-исследовательский и технологический центр
Вьетнам, г. Нячанг

Поступила в редакцию 29.03.2010 г.

Определено общее содержание ртути в воде, сестоне, грунтах и мышечной ткани рыб водоемов провинции Кхань Хоа. Концентрации Hg в воде не превышают 40 нг/л. Их миграция в реке происходит главным образом в растворенной форме. Содержание Hg в грунтах исследованных водоемов меняется от 0.01 до 0.05 мг/(кг сухой массы), а в мышечной ткани рыб в среднем не превышает 1.4 мг/(кг сухой массы).

Ключевые слова: ртуть, Вьетнам, Юго-Восточная Азия.

Ртуть и ее соединения относятся к числу наиболее токсичных веществ, так как при прохождении по трофическим цепям концентрация металла возрастает в каждом последующем звене, что может создавать угрозу для здоровья и существования некоторых видов животных [30]. В отличие от других тяжелых металлов, Hg обнаруживается повсеместно, что связано с ее уникальными физико-химическими свойствами (летучесть, длительное пребывание в атмосфере, растворимость в воде и липидах, образование металлорганических соединений) и возможностью атмосферного переноса и осаждения на значительных расстояниях от источников [4].

В настоящее время накоплен большой фактический материал по закономерностям миграции и накоплению ртути в водных экосистемах умеренной зоны, что обусловлено высокой концентрацией промышленных объектов в этих регионах. Показано, что процессы накопления Hg в рыбе зависят от биотических и абиотических факторов. Наиболее интенсивное накопление металла окунем (*Perca flavescens* L.) происходит в озерах с низкими значениями pH воды и содержанием общего фосфора, низким трофическим статусом и обедненным составом ихтиофауны, а наличие заболоченных территорий на водосборах озер ускоряет процесс накопления ртути в рыбе [1, 15].

Ртутное загрязнение носит глобальный характер, однако масштабы этого процесса в тропических регионах до настоящего времени мало изучены. Имеющиеся на сегодняшний день публикации касаются преимущественно районов, где ртуть используется при получении золота [2, 6, 26].

Цель исследований — определить уровни содержания ртути в компонентах водных экосистем водоемов и водотоков провинции Кхань Хоа.

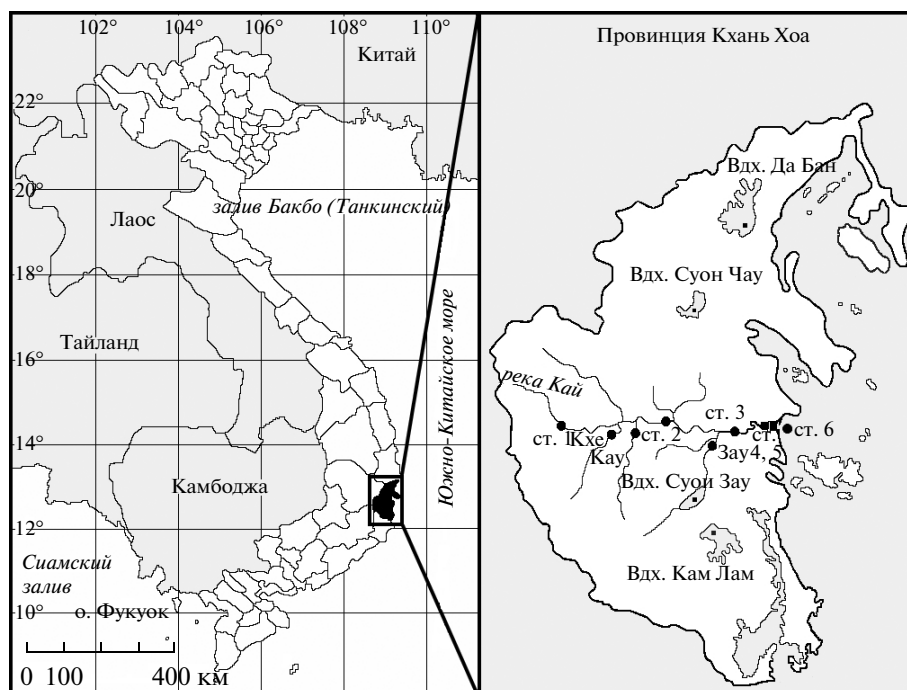
МАТЕРИАЛ, МЕТОДЫ И РАЙОН ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проводились на водоемах и водотоках провинции Кхань Хоа: на р. Кай с притоками Кхе, Кау, Зау и водохранилищах Суои Зау, Суои Чау, Кам Лам и Да Бан, среди которых только Суои Зау относится к бассейну р. Кай. (рисунок).

Протяженность р. Кай составляет 79 км, площадь водосборного бассейна ~1450 км². Река берет начало в горах Гиа Ле и впадает в зал. Нячанг Южно-Китайского моря. Ширина ее варьирует от 3 м в верхнем течении до 400 м в нижнем. Дно преимущественно песчаное с гравием и илистым наносом в нижнем течении. Водная растительность скудная [31]. Расход воды колеблется в течение года от 12 м³/с в сухой сезон до 600 м³/с в сезон дождей.

В нижнем течении построена дамба, препятствующая поступлению морских вод вверх по течению, в результате чего образуется эстуарий длиной 8 км, в котором соленость воды меняется в течение года. Р. Кай имеет большое хозяйственное значение для местного населения, она — основной источник водоснабжения г. Нячанг.

В р. Кай впадают горные ручьи и ряд более крупных притоков: Кхе, Кау, Зау. Реки Кхе и Кау характеризуются быстрым течением, они протекают по гористой и малонаселенной местности. Р. Зау — равнинная, с медленным течением, она протекает через густонаселенные районы, принимает большое количество бытовых стоков.



Карта района исследований.

Исследованные водохранилища имеют разный возраст, имеют разные площади акватории: Да Ван — 6.7 км² (26 лет), Суои Зау — 3 (4 года), Кам Лам — 2.4 (9 лет), Суои Чау — 0.6 км² (20 лет). Самое мелководное — Суои Чау, а Кам Лам, Суои Зау и Да Ван — глубоководные. По содержанию хлорофилла “а” водохранилище Суои Чау относят к категории эвтрофных, а Да Ван, Кам Лам, Суои Зау — мезотрофных [17].

Пробы воды (в трех повторностях на каждой станции) отбирали в июне 2009 г. в верхнем (ст. 1), среднем (ст. 2), нижнем (ст. 3) течении р. Кай, в эстуарии реки (станции 4, 5) и прилегающей части акватории зал. Нячанг в 1.5 км от устья (ст. 6), в притоках Кхе, Кау, Зау, а также из поверхностного слоя водохранилищ Суои Зау, Суои Чау, Кам Лам, Да Ван.

Воду фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор 0.45 мкм. Для химического анализа фильтрат фиксировали азотной кислотой (ОСЧ). Фильтр высушивали и определяли содержание Hg на взвешенном веществе (сестоне) с последующим пересчетом на объем профильтрованной воды. В качестве холостой пробы использовали дистиллированную воду, зафиксированную аналогичным способом. Для пресноводных станций реки и водохранилищ определялась электропроводность воды, мкСм/см, а в эстуарии и прилегающей акватории залива — соленость воды, ‰.

Донные отложения (ДО) отбирали дночерпателем с глубиной захвата 0–10 см. Каждый образец делили на две части, одну высушивали при комнат-

ной температуре, после чего определяли содержание Hg, вторую высушивали при $t = +105^{\circ}\text{C}$ для определения гигроскопической влажности с последующим пересчетом концентрации металла на абсолютно сухой вес.

Рыбу для анализа с января по июнь 2009 г. приобретали у местных рыбаков в поселках Кхай Винь (верхнее течение р. Кай) и Диень Кхай (нижнее течение р. Кай), а также у местных жителей, проживающих на побережье водохранилищ Суои Чау и Кам Лам. Мышечную ткань высушивали до постоянного веса при $t = +40^{\circ}\text{C}$.

Массовая концентрация общей ртути в пробах воды измерялась методом атомной абсорбции холодного пара, в сложных средах (пробы сестона, ДО и мышечной ткани рыб) — методом беспламенной атомной абсорбции на анализаторе ртути РА-915⁺ (с использованием приставок РП-91 и ПИРО-915⁺ ООО “ЛЮМЕКС”, Санкт-Петербург).

Точность аналитических методов измерения концентраций Hg контролировали при использовании сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLT-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада) и образцов почв СДПС ГСО 2498-83–2500-83 (НПО “Тайфун”, г. Обнинск, Россия).

Результаты обрабатывали статистически с помощью пакета программ STATGRAPHICS Plus 6.0. и представляли в виде средних значений и их ошибок ($x \pm mx$). Достоверность различий оценивали,

Таблица 1. Краткая гидрохимическая характеристика водоемов провинции Кхань Хоа (здесь и в табл. 4 *a, b, c* – различия достоверны при $p < 0.05$; прочерк – отсутствие данных)

Станция	Координаты станции, с.ш./в.д.	t воды, °С	рН	Электропроводность, мкСим/см	Концентрация ртути		
					вода, нг/л (растворенная форма)	сестон, нг/л (взвешенная форма)	ДО, мг/кг
Р. Кай							
1	12°16'09"/108°49'20"	26.5	6.7–7.3	20	40 ± 10.4 ^b	0.7 ± 0.17 ^a	0.014 ± 0.01 ^a
2	12°17'10"/109°00'05"	29.7	6.9–7.3	26	26 ± 3.4 ^{ab}	1.8 ± 0.1 ^b	0.013 ± 0.01 ^a
3	12°15'46"/109°06'34"	31.2	6.8–7.1	40	14 ± 1.5 ^a	2.8 ± 0.4 ^c	0.024 ± 0.01 ^{ab}
4	12°15'38"/109°10'55"	31.8	7.8–8.3	2.8*	34 ± 4.5 ^{ab}	2.3 ± 0.2 ^{b,c}	–
5	12°15'45"/109°11'48"	31.6	7.8–8.3	5.6*	26 ± 4.4 ^{ab}	1.9 ± 0.1 ^b	0.036 ± 0.01 ^b
6	12°15'35"/109°12'40"	30.1	8.4–8.7	15.4*	25 ± 9.8 ^{ab}	1.1 ± 0.1 ^a	0.028 ± 0.01 ^{ab}
Притоки							
Кхе	12°16'59"/108°56'35"	28.5	7.3–7.7	42	<2	0.6 ± 0.2	0.008 ± 0.01 ^a
Кау	12°16'43"/108°54'40"	27.2	6.8–7.6	26	»	1.3 ± 0.7	0.009 ± 0.01 ^a
Зау	12°15'27"/109°05'13"	31.8	6.9–7.2	70	»	6.9 ± 1.1	0.027 ± 0.01 ^b
Водохранилища							
Да Бан	12°38'54"/109°6'34"	31.8	8.4–8.7	34	<2	0.6 ± 0.1	0.041 ± 0.01 ^a
Кам Лам	12°06'14"/109°5'5"	31.1	7.9–8.8	84	»	0.6 ± 0.2	0.051 ± 0.01 ^a
Суои Зау	12°08'35"/109°3'26"	31.5	7.3–8.1	34	»	0.9 ± 0.1	0.054 ± 0.01 ^a
Суои Чау	12°29'52"/109°2'20"	29.8	7.1–8.8	166	»	4.6 ± 0.1	0.049 ± 0.01 ^a

* – для станций 4–6 соленость воды указана в ‰.

используя метод дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p \leq 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Вода. Температура и значения рН воды в продольном разрезе р. Кай увеличиваются при приближении к береговой линии моря (табл. 1). Существенных различий на пресноводном участке не наблюдается и для такого параметра как электропроводность. В эстуарии реки имеется горизонтальный градиент солёности воды. Среди изученных притоков более высокую электропроводность (70 мкСим/см) имеет загрязненная бытовыми стоками р. Зау.

Активная реакция среды поверхностного слоя водохранилищ варьирует от нейтральной до слабощелочной. Максимальные показатели электропроводности (160–170 мкСим/см) установлены в воде эвтрофного водохранилища Суои Чау.

Содержание общей растворенной ртути в поверхностном слое р. Кай не равномерно и изменяется от 13 до 40 нг/л. Максимальная концентрация выявлена на ст. 1 (верхнее течение реки, выше пос. Кхань Винь), минимальная – на ст. 3, ниже пос. Диень Кхань. В эстуарии реки (станции 4, 5) и прилегающей части акватории зал. Нячанг (ст. 6) содержание ртути возрастает по сравнению со станцией 3 в два раза и составляет в среднем 28 нг/л.

Содержание Hg в поверхностном слое притоков Кхе, Кау, Зау, водохранилищ Суои Чау, Суои Зау, Да Бан, Кам Лам ниже порога определения (<2нг/л).

Сестон. В большинстве отобранных проб воды р. Кай содержание растворенной Hg в несколько раз выше такового в сестоне. В целом от 83 до 98% Hg в реке мигрирует в растворенной форме. В притоках и водохранилищах аналогичной картины не наблюдается.

ДО. Содержание Hg в ДО р. Кай колеблется в пределах 0.01–0.04 мг/(кг сухой массы). В верхнем и среднем течении оно варьирует в узком интервале и имеет минимальное значение (0.009–0.019 мг/(кг сухой массы)). Максимальные концентрации Hg в грунтах (0.04 мг/кг) приурочены к акватории реки в пределах г. Нячанг.

Низкие значения показателя выявлены и для ДО притоков Кхе и Кау – 0.008 мг/кг, содержание металла в грунтах р. Зау составило в среднем 0.027 мг/(кг сухой массы).

ДО водохранилищ представлены илами (центральная глубоководная часть) с увеличением доли песчаного и глинистого материала на мелководьях и в прибрежной части водоемов. Различия в содержании в исследованных водохранилищах (Суои Чау, Суои Зау, Да Бан, Кам Лам) незначительны, и средняя концентрация Hg в грунтах составляет 0.05 мг/(кг сухой массы).

Таблица 2. Содержание ртути в рыбе из водоемов провинции Кхань Хоа (числитель – средние значения и стандартное отклонение, знаменатель – диапазон варьирования)

Вид	Масса, г	Длина, см	<i>n</i>	C, Hg, мг/кг
Р. Кай				
Anabas testudineus	18.4 ± 1.4 10–46	7.9 ± 0.18 6.5–11	37	0.18 ± 0.02 0.05–0.5
Channa gachua	125.4 ± 26.1 11–584	18.0 ± 1.45 9.0–35	30	0.65 ± 0.04 0.23–1.19
Ch. striata	112.4 ± 7.6 50–307	20.8 ± 0.5 14–35	55	0.53 ± 0.05 0.07–1.91
Clarias batrachus	150 ± 17.8 25–520	26.0 ± 2.69 12–45	54	1.18 ± 0.13 0.22–3.26
Monopterus albus	68.6 ± 5.2 31–130	41.1 ± 1.04 34–51	22	0.18 ± 0.04 0.04–0.81
Mystacoleucus marginatus	201.8 ± 88.2 72–450	18.4 ± 1.9 15–23.5	4	0.13 ± 0.03 0.08–0.18
Notopterus notopterus	63.9 ± 5.5 31–130	18.0 ± 0.51 12–23	35	0.50 ± 0.05 0.17–1.84
Oreochromis niloticus	90.6 ± 17.2 43–336	13.6 ± 0.66 10.5–22	17	0.04 ± 0.004 0.01–0.08
Osteochilus hasselti	107.1 ± 23.1 71–150	16.3 ± 0.7 150–175	3	0.45 ± 0.19 0.40–0.50
Xenetodont cancila	18.0 ± 1.76 9–44	19.1 ± 0.55 15.5–25	26	1.40 ± 0.07 0.81–2.33
Водохранилище Суои Чау				
Channa striata	174.1 ± 15.5 75–415	22.3 ± 0.7 17–31	25	0.39 ± 0.06 0.13–1.3
Clarias batrachus	264.3 ± 72.1 120–337	27.8 ± 3.4 21–32	3	0.08 ± 0.04 0.03–0.16
Водохранилище Кам Лам				
Anabas testudineus	14.1 ± 1.8 7–35	7.5 ± 0.3 6–10	15	0.29 ± 0.02 0.2–0.44
Channa striata	315.7 ± 80.8 71–860	26.3 ± 2.2 18–40	10	1.26 ± 0.22 0.08–1.26
Notopterus notopterus	83.9 ± 7.5 40–174	19.6 ± 0.54 16–23	26	0.62 ± 0.07 0.27–1.3
Oreochromis niloticus	74 ± 7.9 52–180	13 ± 0.42 12–18	15	0.13 ± 0.01 0.11–0.19
Xenetodont cancila	27	21.5	2	0.80

Мышечная ткань рыб. Для рыб характерно высокое межвидовое различие в содержании Hg. Максимальные показатели (1.18–1.40 мг/кг) отмечены у сома (*Clarias batrachus*) и пресноводного саргана (*Xenetodont cancila*), минимальные (0.04–0.13 мг/кг) – у нильской тилапии (*Oreochromis niloticus*) и пунтуса (*Mystacoleucus marginatus*) (табл. 2).

Достоверная положительная корреляция содержания Hg и массы тела установлена для большинства видов рыб, обитающих в р. Кай. Однако у этих же видов из водохранилищ Кам Лам и Суои Чау аналогичной зависимости не выявлено (табл. 3).

Для отдельных видов (*Anabas testudineus*, *Clarias batrachus*, *Notopterus notopterus*) установлено увеличение массы тела и концентрации Hg у особей, выловленных в нижнем течении. Применительно к змеоголовам (*Channa striata* и *Ch. gachua*) имеется обратная зависимость: рыба, выловленная в нижнем течении, более крупная, но содержит меньше Hg (табл. 4).

Типичный представитель ихтиофауны данного региона – змееголов (*Channa striata*), он занимает высокое положение в трофической цепи рек и водохранилищ. При сопоставлении данных по концентрации Hg в змееголове из трех водоемов видно, что самое высокое содержание металла характерно для особей из водохранилища Кам Лам, а самое низкое – из Суои Чау, рыбы из р. Кай занимают промежуточное положение.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Незагрязненные пресные воды северных и умеренных широт, как правило, содержат 5–15 нг/л общей Hg [18]. В цветных водах озер и рек, богатых гуминовым веществом, оно может достигать до 20 нг/л Hg [32].

Данные о концентрации Hg в водоемах тропического региона существенно отличаются друг от друга. В воде рек Южной Америки, не подверженных локальному ртутному воздействию, содержание металла в воде колеблется от 3 до 10 нг/л [5]. Воды р. Бунг (провинция Хуе, Центральный Вьетнам) содержат его от 1 до 21 нг/л [34]. В то же время сообщается, что концентрация металла в поверхностных водах Ямайки – в среднем 400 нг/л [22]. Реки Таиланда содержат от 50 до 1500 нг/л общей Hg [9]. В морских водах Юго-Восточной Азии отмечены более высокие концентрации Hg, чем в реках: в зал. Ха Лонг и прилегающей части акватории моря (Северный Вьетнам) – от 100 до 240 нг/л Hg [28], зал. Хонда (Филлипины) – до 240, прибрежных водах Сингапура – до 2700, зал. Семаранд (между Индонезией и Яввой) – до 1800, зал. Джакарта (Индонезия) – от 3000 до 7000 нг/л общей Hg [12].

Полученные авторами статьи данные отражают гетерогенность содержания Hg в поверхностных водах провинции Кхань Хоа. На разных участках р. Кай концентрации Hg различаются в 3–4 раза, в то время как ее концентрации в притоках и водохранилищах ниже порога определения. Концентрация Hg в воде р. Кай изменяется от 13 до 40 нг/л. Эти значения несколько выше по сравнению с величинами, указанными для незагрязненных пресных вод умеренных и северных широт, а также незагряз-

Таблица 3. Зависимость содержания ртути от массы рыбы для особей из разных водоемов

Вид	<i>n</i>	<i>r</i>	Уровень значимости <i>p</i>
Р. Кай			
<i>Anabas testudineus</i>	38	0.580	<0.001
<i>Channa gachua</i>	30	-0.203	0.284
<i>Ch. striata</i>	54	-0.140	0.313
<i>Clarias batrachus</i>	54	0.837	<0.001
<i>Monopterus albus</i>	22	0.347	0.113
<i>Notopterus notopterus</i>	38	0.437	0.006
<i>Oreochromis niloticus</i>	17	0.713	0.001
<i>Xenotodon cancellata</i>	26	0.455	0.019
Водохранилище Суои Чау			
<i>Channa striata</i>	25	0.04	0.848
Водохранилище Кам Лам			
<i>Ch. striata</i>	10	0.11	0.750
<i>Anabas testudineus</i>	15	-0.27	0.323
<i>Oreochromis niloticus</i>	15	0.40	0.156
<i>Notopterus notopterus</i>	26	0.25	0.224

ненных вод Амазонки. В то же время установленные концентрации значительно ниже имеющихся данных о содержании Hg в пресных водах стран Юго-Восточной Азии.

В водоемах главные растворенные формы металла — элементарная ртуть (Hg⁰) и соединения Hg²⁺ с различными лигандами. Показано, что поверхностные воды могут быть перенасыщены Hg⁰ по сравнению с атмосферой и из-за ее высокой летучести (элементарная ртуть быстро испаряется) [11, 35]. Высокая температура поверхностных вод в тропиках может увеличивать скорость этого процесса, способствуя снижению концентрации металла в поверхностном слое стоячих водоемов и мелководных рек.

Исторически побережье рек используется населением в сельском хозяйстве под посевы риса или других культур и выпас скота. Активная хозяй-

ственная деятельность на территории водосборного бассейна реки увеличивает поступление с поверхностным стоком аллохтонного вещества, в составе которого могут быть различные лиганды, проявляющие комплексообразующие свойства по отношению к тяжелым металлам. Вместе с увеличением биомассы фитопланктона [17] это способствует формированию на пресноводном участке реки (станции 1–3) условий, определяющих повышение доли ртути (с ~2 до ~17%), мигрирующей на взвешенном веществе. Эстуарии относятся к сложным системам, в которых при смешении морских и речных вод преобразуются миграционные формы химических элементов и формируется геохимический барьер река/море [32], что может приводить к снижению доли ртути, переносимой на взвешенном веществе, как было отмечено авторами статьи на станциях 4–6.

Данные о фоновых концентрациях Hg в грунтах неоднозначны. Для северного полушария эта величина определяется в диапазоне 0.01–0.07 мг/(кг сухой массы) [3, 26]. В то же время в ряде работ для незагрязненных ДО водоемов указывается область концентраций 0.02–0.4 мг/кг общей Hg [10, 25]. Отмечено, что территория Амазонии, не подверженная антропогенному воздействию, отличается от регионов северного полушария фоновым содержанием данного элемента, для ДО пресных водоемов типичны значения в пределах 0.01–0.03 мг/кг [23].

Данные о концентрации Hg в грунтах внутренних водоемов Юго-Восточной Азии немногочисленны. Концентрация Hg в ДО канала Ден (Хошимин, Южный Вьетнам) составляет 0.007–0.014 [14], в р. Бунг (провинция Хуе, Центральный Вьетнам) — 0.067–0.11 мг/(кг сухой массы). Содержание Hg в отложениях р. Чао Прая (Таиланд) колеблется в пределах 0.05–0.4 и 0.3–5 мг/(кг сухой массы) в сухой и влажный сезоны соответственно [9]. Более разнородно содержание Hg в морских отложениях: в зал. Ха Лонг (провинция Куан Нинь, Северный Вьетнам) до 0.28 [34], Семаранд (Индонезия) — 0.024–0.046, бух. Хонда (Филиппины) — 0.001–2.4, Таиландский зал. — 0.07–3.2 мг/(кг сухой массы) [12].

Таблица 4. Среднее содержание ртути ± стандартное отклонение в мышечной ткани рыб из верхнего и нижнего течения р. Кай (различия достоверны в соответствующих строках)

Вид	Верхнее течение			Нижнее течение		
	масса, г	длина, см	Hg, мг/кг	масса, г	длина, см	Hg, мг/кг
<i>Anabas testudineus</i>	15.2 ± 1.1	7.5 ± 0.2	0.16 ± 0.03	22.6 ± 2.6	8.4 ± 0.3	0.21 ± 0.03
<i>Channa gachua</i>	65.3 ± 8.0	15.4 ± 0.6	0.69 ± 0.05	365.8 ± 65.2	28.2 ± 2.3	0.50 ± 0.05
<i>Ch. striata</i>	86.9 ± 8.4	20.7 ± 0.8	0.86 ± 0.08 ^a	130.0 ± 10.5	20.9 ± 0.8	0.30 ± 0.03 ^b
<i>Clarias batrachus</i>	75.8 ± 7.2	19.8 ± 0.6	0.65 ± 0.05 ^a	235.0 ± 29.6	33.1 ± 5.5	1.80 ± 0.21 ^b
<i>Notopterus notopterus</i>	54.0 ± 9.2	16.5 ± 0.9	0.38 ± 0.06	69.0 ± 6.7	18.9 ± 0.6	0.56 ± 0.07

Концентрация металла в грунтах исследованных водоемов провинции Кхань Хоа колеблется в пределах 0.0–0.05 мг/(кг сухой массы) и находится на уровне кларка земной коры (0.03–0.09 мг/кг) [3]. Учитывая данные о содержании Hg в ДО канала Ден и р. Бунг (Южный и Центральный Вьетнам), можно отметить, что для грунтов пресноводных водоемов Вьетнама характерны более низкие концентрации элемента по сравнению с ДО незагрязненных водоемов умеренных и северных широт Европы и Северной Америки.

Содержания Hg в гидробионтах из различных регионов мира сильно варьирует. Концентрация ртути в мышечной ткани пресноводных рыб колеблется в интервале 0.07–0.26 мг/кг сырой массы у хариуса из рек Аляски [20], 0.2–1.1 – у детритофагов р. Магдалена (Северная Америка) [29], 0.02–2.4 – у рыб из р. Рио-Негро (Бразилия) [5], 0.05–0.18 – у рыб из р. Бунг (Вьетнам) [34], 0.15–1.0 мг/кг сухой массы у рыб дельты р. Меконг [19], от 0.05 до 0.53 – у рыб из рек Таиланда [9].

Помимо межвидовых различий практически у всех исследованных рыб отмечен высокий внутривидовой разброс показателя. Например, у особей змеоголова *Channa striata* с массой не более 100 г концентрация Hg изменяется от 0.11 до 1.9, а у особей с массой выше 100 г – от 0.07 до 1.48 мг/кг сухой массы. Большинство рассмотренных рыб относится к обширной экологической группе эврифагов. Тропические экосистемы отличаются высоким видовым разнообразием, сложностью организации пищевых сетей, их длиной и разветвленностью [13]. Можно предположить, что в условиях повышенной конкуренции, в том числе за пищевой ресурс, происходит узкое разделение по характеру питания (мелкие беспозвоночные, крупные беспозвоночные, рыба и т.д.). Широкий диапазон внутривидовых колебаний содержания Hg определяется возрастом особи, ее миграционными особенностями и местонахождением объектов питания. На процессы бионакопления металла так же могут влиять особенности онтогенетического развития рыб, обусловленные сменой спектра и типа питания на разных этапах жизненного цикла [5].

Анализ факторов, определяющих накопление тяжелых металлов в гидробионтах, выявил возрастную изменчивость их содержания у многих видов животных. Однако на сегодняшний день имеющиеся в литературе данные неоднозначны. Отсутствие корреляции между содержанием Hg и массой особей отмечено для *Cichla* spp. из р. Рио Мадейра и озер северной части бассейна Амазонки [16]. В ряде работ описывается достоверная положительная корреляция у *Cichla* spp. и *Noplias malabarius* из рек Тапажос и Рио-Негро (Бразилия) [7, 8]. Для этих же видов рыб сообщается об отрицательной взаимозависимости рассматриваемых параметров (масса и концентрация ртути) [24].

Полученные авторами отличия зависимости содержания Hg от массы у рыб, обитающих в р. Кай и водохранилищах Кам Лам и Суои Чау, могут быть отражением разных условий обитания и роста рыб в указанных водоемах.

В целом, живые организмы в тропических регионах показывают более быстрый рост, что может способствовать накоплению меньшего количества Hg даже на более высоком трофическом уровне [19].

Имеющиеся в литературе данные о повышенном содержании Hg в рыбе из водохранилищ позволяет сделать вывод, что это – типичное явление для искусственных водоемов в первые годы существования. Создание водохранилища не вызывает какого-либо суммарного возрастания Hg в окружающей среде [33]. Увеличение концентрации металла в рыбе обусловлено поступлением ртути из верхнего слоя затопленных почв и остатков растительного покрова.

Водохранилища Кам Лам и Суои Чау имеют разный возраст – 9 и 20 лет соответственно. Содержание Hg в змеоголове из водохранилища Кам Лам в 4 раза выше по сравнению с водохранилищем Суои Чау. Для искусственных водоемов умеренных и северных широт (Скандинавия, США, Канада) [33] было установлено, что по мере их старения и повышения состояния трофности происходит снижение содержания Hg в рыбе. Очевидно, что данная тенденция – универсальная для водохранилищ разных климатических зон.

ВЫВОДЫ

Установленные концентрации Hg в воде на разных участках р. Кай не превышают 40 нг/л. Миграция металла в реке происходит главным образом в растворенной форме, а в во взвешенном веществе переносится не более 17% Hg. ДО водоемов исследованного региона отличаются более низким содержанием Hg по сравнению с незагрязненными грунтами в водоемах умеренных и северных широт. Средние значения концентрации Hg в мышечной ткани рыб не превышают 1.4 мг/кг сухой массы. Отмечены единичные экземпляры сомов (*Clarias batrachus*) с содержанием металла более 3 мг/кг сухой массы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Степанова И.К., Комов В.Т. Роль трофической структуры экосистемы водоемов Северо-запада России в накоплении ртути в рыбе // Гидробиол. журн. 2004. Т. 40. № 2. С.87–96.
2. Adimado A.A., Baah D.A. Mercury in Human Blood, Urine, Hair, Nail, and Fish from the Ankobra and Tano River Basins in Southwestern Ghana // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2002. V. 68. № 3. P. 339–346.
3. Anderson A., Nriagu J.O. Mercury in Soils. Amsterdam: Elsevier, 1979. 254 p.

4. Arctic pollution (AMAP). Oslo, 2002. 212 p.
5. *Barbosa A.C., Souza J., Dorea J.D. et al.* Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water (Rio Negro, Brazil) // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2003. V. 45. № 2. С. 235–246.
6. *Bastos W.R., Jose R.A., Dorea G. et al.* Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon) // *Ecotoxicology.* 2007. V. 16. 3 № 3. P. 341–346.
7. *Brabo E.S., Santos E.D., Faial K.D.* Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Para State, Brazil // *Environ. Res.* 2000. V. 84. № 3. P. 197–203.
8. *Castilhos Z.C., Bidone E.D.* Hg biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajos River Region, Amazonia, Brazil // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2001. V. 64. № 5. P. 693–700.
9. *Chongprasith P., Utoomprurkporn W., Wilairatanadilok W.* Mercury situation in Thailand // *Regional Awareness Raising Workshop on Mercury Pollution 26–29 April. Bangkok, 2004* // <http://www.chem.unep.ch/mercury/WS-Bangkok-Apr04.htm>
10. *Craig P.J.* Organometallic compounds in the Environment. London: Wiley, 2003. 380 p.
11. *Demagalhaes M.E., Tubino M.* A possible path for mercury in biological systems the oxidation of metallic mercury by molecular oxygen in aqueous solutions // *Sci. Total Environ.* 1995. V. 170. № 3. P. 229–235.
12. *Deocadiz E.S., Diaz V.R., Otico J.P.* Asean marine water quality criteria for mercury // *Asean-Canada cooperative programmer on marine science.* 1999. 42 p.
13. *Dudgeon D.* The Ecology Of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2000. V. 31. P. 239–263.
14. Final report Den canal water and sediment quality monitoring. Ho Chi Minh City: Vietnam Institute for Tropical Technology and Environmental Protection, 2004. 19 p.
15. *Greenfield B.K., Hrabik T.R., Harvey C.J. et al.* Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology and spatial taints // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2001. V. 58. № 7. P. 1419–1429.
16. *Guimaraes J.R., Fostier A.H., Forti M.C. et al.* Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapa, Brazilian Amazon // *Ambio.* 1999. V. 28. № 4. P. 296–301.
17. *Gusev E.S., Nguyen Thi Hai Thanh.* Trophic State of streams and reservoirs in the Middle Vietnam (Khanh Hoa province) // *Joint Meeting of Association for Tropical Biology and Conservation and Society for Tropical Ecology “Impacts of Global Change on Tropical Ecosystems – cross-cutting the Abiotic, Biotic and Human Spheres”.* Marburg, 2009. P. 112.
18. *Horvat M.* Mercury analysis and speciation in environmental samples // *Global and Regional Mercury Cycles.* Dordrecht: Acad. Publ., 1996. 257 p.
19. *Ikemoto T., Nguyen Phuc Cam Tu, Okuda N. et al.* Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis // *Arch. of Environ. Contam. Toxicol.* 2008. V. 54. № 3. P. 504–515.
20. *Jewett S., Zhang X., Naidu S. et al.* Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers // *Chemosphere.* 2003. V. 50. № 3. P. 383–392.
21. *Kambey J.L., Farrell A.P., Bendell-Young L.I.* Influence of illegal gold mining on mercury levels in fish of North Sulawesi’s Minahasa Peninsula (Indonesia) // *Environ. Poll.* 2001. V. 114. № 3. P. 299–302.
22. *Knight C., Kaiser J., Lalor G.C. et al.* Heavy metals in surface water and stream sediments in Jamaica // *Environ. Geochem. Health.* 1997. V. 19. № 2. P. 63–66.
23. *Lacerda L.D.* Evolution of Mercury Contamination in Brazil // *Water, Air, Soil Poll.* 1997. V. 97. № 3–4. P. 247–255.
24. *Lima A.P., Muller R.C., Sarkis J.E. et al.* Mercury contamination in fish from Santarem, Para, Brazil // *Environ. Res.* 2000. V. 83. № 2. P. 117–122.
25. *Lindqvist O., Jernelov A., Johansson K. et al.* Mercury in the Swedish Environment. Global and Local Sources // *National Swedish Environ. Protection Agency. Stockholm, 1984. Report 1816.* 121 p.
26. *Martin J.M., Meybeck M.* Elemental mass balance of material carried by major world rivers // *Mar. Chem.* 1979. V. 7. № 3. P. 173–206.
27. *Miller J.R., Lechler P.J., Bridge G.* Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni river basins, Guyana // *Water, Air, Soil Poll.* 2003. V. 148. № 4. P. 139–166.
28. *Nguyen Xuan Tuyen.* Pollution Survey in Water, Sediment and Biota of Ha Long Coastal Marine Area with Focus on Mercury // [http://www.library.ait.ac.th/ThesisSearch/summary Nguyen%20Xuan%20Tuyen.pdf](http://www.library.ait.ac.th/ThesisSearch/summary%20Nguyen%20Xuan%20Tuyen.pdf)
29. *Olivero U.J., Solano B.* Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America // *The Science of the Total Environ.* 1998. V. 217. № 1–2. P. 83–89.
30. *Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B. et al.* Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish // *Ambio.* 2007. V. 36. № 1. P. 12–18.
31. *Serov D.V., Nezdolij V.K., Pavlov D.S.* Fishes of the river Cai. M.: GEOS, 2003. 164 p.
32. *Ullrich S.M., Tanton T.W., Abdrashitova S.A.* Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation // *Environ. Science Technology.* 2001. V. 31. № 3. P. 241–293.
33. *Verta M.* Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs: anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish // *Publications of the Water and Environ. Res. Inst. National Board of Water and the Environ.* 1990. № 6. P. 1–33.
34. Viet Nam Song Bung 4 Hydropower Project Phase II // *Environ. Assessment Report. 2006* // <http://www.adb.org/Documents/Environment/Vie/36352-VIE-SEIA.pdf>
35. *Yamamoto M.* Stimulation of elemental mercury oxidation in the presence of chloride ion in aquatic environments // *Chemosphere.* 1996. V. 32. № 6. 1217–1225.