

УДК 597.2/.5

## Тяжелые металлы Hg, Cd, Pb в организме стерляди (*Acipenser ruthenus* L.), Нижний Иртыш

А. А. Чемагин\*, Г. И. Волосников, Д. Н. Кыров, Е. Л. Либерман

\*Тобольская комплексная научная станция Уральского отделения РАН, Тобольск, Россия;  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2515-4244>, e-mail: [ChemaginAA@yandex.ru](mailto:ChemaginAA@yandex.ru)

Информация о статье Реферат

Поступила в редакцию  
01.03.2019;  
получена после  
доработки  
16.05.2019

Ключевые слова:

стерлядь,  
бентофаг,  
тяжелые металлы,  
ртуть, кадмий,  
свинец,  
биоаккумуляция,  
Обь-Иртышский  
бассейн

С целью оценки возможности использования стерляди как вида-биоиндикатора загрязнения донных отложений тяжелыми металлами проведено исследование распределения и аккумуляции рассматриваемых поллютантов в организме данного вида. Изучены закономерности распределения тяжелых металлов (ртуть, кадмий, свинец) в жабрах, мышцах, печени и осевом скелете (хорде) стерляди, обитающей в нижнем течении реки Иртыш. Рассчитан коэффициент биологического накопления в сравнении с донными отложениями (ДО), выполнено сравнение концентраций тяжелых металлов (ТМ) с допустимыми уровнями концентраций данных токсикантов для рыбы-сырца. Концентрацию ТМ определяли атомно-абсорбционным методом. Показано, что максимальные величины отмечены для свинца, причем среди анализируемых органов и тканей наибольшее его значение зафиксировано в жабрах. Ряды распределения ТМ имеют следующий вид: Pb – жабры > печень > мышцы > скелет, Hg – скелет > жабры > печень > мышцы, Cd – жабры > скелет > печень > мышцы. Статистически достоверное отличие распределения в органах и тканях рыб установлено только для ртути. Не выявлено статистически достоверной связи распределения исследуемых ТМ в зависимости от массы и размеров тела рыб. Сравнительный анализ концентраций ТМ и санитарно-эпидемиологических правил и норм показал, что содержание ртути в органах стерляди не превышает допустимый уровень. Для кадмия в жабрах и скелете установлено превышение показателя допустимого уровня на 25 и 9 % соответственно, для свинца в организме стерляди отмечено превышение в жабрах на 48 %. Накопление ТМ в организме стерляди при сравнении с донными отложениями превалирует над их выведением (> 1) для кадмия в жабрах, скелете и печени, для ртути – в скелете и для свинца – в жабрах. В остальных случаях коэффициент биологического накопления в организме стерляди < 1. Распределение ТМ для организма рыб и донных отложений имеет статистически достоверную, прямую корреляционную связь ( $R_S = 0,95$ , при  $p < 0,001$ ), что позволяет рекомендовать использование стерляди как биоиндикатора загрязнения ДО тяжелыми металлами.

Для цитирования

Чемагин А. А. и др. Тяжелые металлы Hg, Cd, Pb в организме стерляди (*Acipenser ruthenus* L.), Нижний Иртыш. Вестник МГТУ. 2019. Т. 22, № 2. С. 225–233.  
DOI: 10.21443/1560-9278-2019-22-2-225-233.

## Heavy metals Hg, Cd, and Pb in the body of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.), the Lower Irtysh River

Andrey A. Chemagin\*, Gleb I. Volosnikov, Dmitriy N. Kyrov, Elizaveta L. Liberman

\*Tobolsk Complex Scientific Station, Ural Branch RAS, Tobolsk, Russia;  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2515-4244>, e-mail: [ChemaginAA@yandex.ru](mailto:ChemaginAA@yandex.ru)

Article info

Received  
01.03.2019;  
received in revised  
16.05.2019

Key words:

sterlet,  
benthovorous fish,  
heavy metals, mercury,  
cadmium, lead,  
bioaccumulation,  
Ob-Irtysh basin

Abstract

For assessing the possibility of using sterlet as a species-bioindicator of heavy metals' contamination in the bottom sediments, a study has been conducted on the distribution and accumulation of these pollutants in the fish body. The patterns of distribution of heavy metals (mercury, cadmium, lead) in the gills, muscles, liver and axial skeleton (chord) of sterlet living in the lower reaches of the Irtysh River have been investigated. The coefficient of biological accumulation in comparison with bottom sediments has been calculated, and heavy metal concentrations have been compared with allowable levels of these toxicants for raw fish. The concentrations of heavy metals (HM) have been determined by the atomic adsorption method. The maximum have been noted for lead, and among the analyzed organs and tissues, its greatest value are in the gills. The rows of HM distribution are as follows: Pb – gills > liver > muscles > skeleton, Hg – skeleton > gills > liver > muscles, Cd – gills > skeleton > liver > muscles. A statistically significant difference in distribution in the organs and tissues of fish is established only for Hg. Any statistically significant correlation between the distribution of the HM and the weight and size of the fish is not found. A comparative analysis of HM concentrations and sanitary-epidemiological regulations has established that Hg content in sterlet organs does not exceed the permissible level, for Cd in the gills and skeleton an excess of the permissible level is 25 and 9 %, respectively. For Pb in the body of sterlet, an excess of the permissible level in the gills is 48 %. It has been established that TM accumulation in the body of sterlet when compared with bottom sediments prevails over their elimination (> 1) for Cd in the gills, skeleton and liver, for Hg – in the skeleton and for Pb – in the gills. In other cases, the biological accumulation coefficient in the body of sterlet is < 1. The HM distribution for the fish organism and BS has a statistically significant, high direct correlation ( $R_S = 0,95$ ,  $p < 0,001$ ), thereby we recommend using sterlet as a bioindicator of heavy metals' contamination in the bottom sediments.

For citation

Chemagin, A. A. et al. 2019. Heavy metals Hg, Cd, and Pb in the body of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.), the Lower Irtysh River. *Vestnik of MSTU*, 22(2), pp. 225–233. (In Russ.)  
DOI: 10.21443/1560-9278-2019-22-2-225-233.

## Введение

Осетровые рыбы относятся к хрящевым ганоидам и являются реликтовыми, данные виды рыб испытывают высокий антропогенный пресс: с одной стороны, это незаконный браконьерский вылов, с другой – загрязнение среды их обитания. Мясо обладает высокой биологической ценностью, в связи с этим осетровые виды рыб интенсивно вылавливаются и употребляются местным населением в пищу в районах, сопряженных с местом их обитания.

Загрязнение окружающей среды сопровождается поступлением тяжелых металлов (ТМ) в гидробиоценозы и их передачей по трофическим цепям. Тяжелые металлы биоаккумулируются в различных органах и тканях гидробионтов, вместе с тем они способны вызывать патологические изменения на клеточном и внутриклеточном уровнях, отдаленные мутагенные эффекты, снижение биохимических показателей и изменение уровня активности антиоксидантных ферментов, гемоглобина и показателей форменных элементов крови и др. (Mohanty et al., 2013; Thangam et al., 2016).

В то же время установлено (Heidary et al., 2012), что на накопление тяжелых металлов в тканях осетровых влияет их концентрация в донных отложениях и кормовых объектах рыб. Отечественными и зарубежными исследователями (Понов и др., 2014; Jarić et al., 2011; Simionov et al., 2016; Rašković et al., 2015) при изучении распределения тяжелых металлов в органах и тканях осетровых рыб анализируются различные части организма рыб, в том числе и не употребляемые в пищу (печень, почки), при этом не исследуются части скелета (хорда), потребляемые населением в качестве пищевых продуктов.

Цель работы – определить концентрацию наиболее токсичных и опасных ТМ – ртуть, кадмий и свинец – в жабрах, мышцах, печени и осевом скелете (хорде) стерляди, обитающей в нижнем течении реки Иртыш, оценить коэффициент биологического накопления в сравнении с донными отложениями (ДО) и с допустимыми уровнями концентраций данных токсикантов для рыбы-сырца.

## Материалы и методы

Материалом для исследований являлась стерлядь, выловленная плавными контрольными сетями в р. Иртыш в границах Уватского района Тюменской области в 2015–2017 гг.

Коэффициент биологического накопления (КБН) рассчитывался как отношение концентрации элемента в организме к его концентрации в ДО (Houserova et al., 2006).

Концентрацию ТМ определяли в особях стерляди, вес и размеры которых находились в пределах 54–238 г и 25–36 см. Исследуемые экземпляры были представлены несколькими возрастными группами: годовики, двух- и трехгодовики. Органы и ткани рыб отбирали в количестве 2–5 г, пробы мышечной ткани – со спинной части тела перед спинным плавником. Для исследования скелета анализировали употребляемый в пищу осевой скелет – спинную струну, или хорду (*chorda dorsalis*), которая у стерляди сохраняется в течение всей жизни и имеет вид непрерывного шнура из плотной пузырчато-клеточной ткани, покрытого слоем волокнистой соединительной ткани с заключенными в нем хрящевыми частями (верхние и нижние дуги) (Donald et al., 2015). Анализировали участок осевого скелета длиной 3–4 см, расположенный в той части туловища рыбы, где отбиралась и мышечная ткань.

Взятые образцы замораживали при  $t = -18$  °С в морозильной камере до проведения химического анализа. Лиофилизацию образцов проводили в лиофилизаторе Labconco FreeZone 2.5 L. Микроволновое разложение (озоление) образцов тканей производили в установке MW-800. Содержание тяжелых металлов определяли с помощью атомно-абсорбционного спектрофотометра Shimadzu AA-6300 с графитовой печью GFA-EX7i. Содержание ртути высчитывали методом холодного пара на ртутной приставке MVU-1A для атомно-абсорбционного спектрофотометра Shimadzu AA-6300. Всего отобрана и проанализирована 61 проба тканей и органов рыб.

Данные статистически обработаны в программе Statistica 10.0 и представлены в виде средних величин. Для выявления различий в накоплении токсикантов в органах и тканях использовали непараметрический ранговый критерий Краскела – Уоллиса. Наличие и величину корреляционной связи между распределением ТМ, массой и длиной рыбы, а также между распределением ТМ в ДО и организме стерляди определяли с помощью показателя Спирмена. Величину корреляции оценивали по следующей шкале: слабая (0,1–0,3), умеренная (0,3–0,5), заметная (0,5–0,7), высокая (0,7–0,9), очень высокая (0,9–1).

Оценку коэффициента биологического накопления (Никитина, 2013) ТМ в рыбе по сравнению с ДО проводили по данным из ранее выполненных работ для района исследований: значения средних концентраций Pb, Cd и Hg в донных отложениях исследуемого участка реки Иртыш составили 46,930, 0,143 и 0,030 мг/кг соответственно (Mikhailova et al., 2016; Чемагин, 2015).

## Результаты и обсуждение

На основании анализа данных о концентрациях Hg, Cd и Pb установлено статистически достоверное различие их аккумуляции в органах и тканях стерляди только для ртути ( $p < 0,05$ ). Среди исследуемых ТМ максимальные концентрации отмечены для свинца. В ряду анализируемых органов и тканей наибольшее его значение отмечено в жабрах – 1,481 мг/кг, в печени и мышцах значения сопоставимы: 0,575 и 0,515 мг/кг, минимальный показатель в скелете – 0,315 мг/кг (рис. 1).

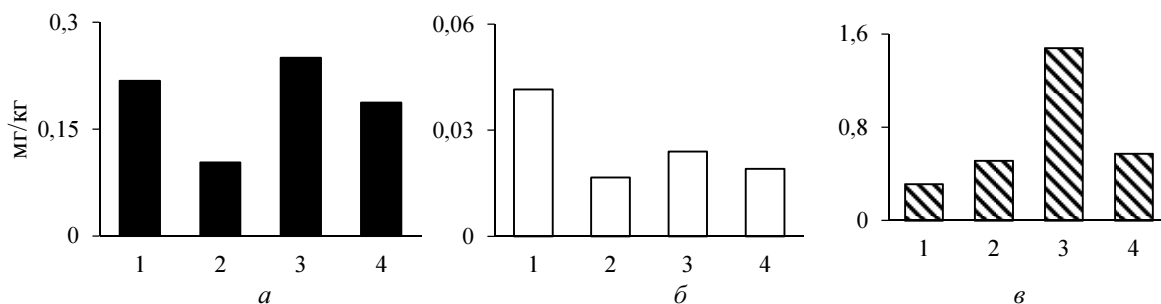


Рис. 1. Средневзвешенные значения концентраций кадмия (а); ртути (б), свинца (в) в организме стерляди: 1 – скелет; 2 – мышцы; 3 – жабры; 4 – печень  
Fig. 1. Weighted average concentrations of cadmium (a); mercury (b), lead (c) in the body of sterlet: 1 – skeleton; 2 – muscles; 3 – gills; 4 – liver

Кадмий концентрируется в меньшей степени, в порядке убывания отмечен в жабрах, скелете, печени и мышцах, его значения 0,250, 0,217, 0,187, 0,103 мг/кг соответственно. Для ртути распределение в органах происходит по-иному: максимальные концентрации в скелете – 0,042 мг/кг, затем в порядке убывания в жабрах, печени и мышцах, значения концентраций составили 0,024, 0,019 и 0,017 мг/кг (рис. 1).

Анализ распределения ТМ в организме стерляди в зависимости от массы и длины рыб показал следующее для всех исследованных органов и тканей: для ртути характерны сопоставимые значения размаха концентрации 0,019–0,064 мг/кг в скелете, мышечная ткань – 0,015–0,020, жабры – 0,015–0,038 и 0,014–0,030 мг/кг – в печени рыб (рис. 2).

Неширокий разброс данных по органам и тканям стерляди установлен также для кадмия, причем для скелета его концентрация возростала в зависимости от массы и длины рыб, размах колебаний составил 0,013–0,569 мг/кг. Такая же картина отмечается и при анализе его концентраций в мышечной ткани, но наряду с этим положительная корреляция накопления прослеживается только в зависимости от массы тела, размах колебаний в мышечной ткани находится в пределах 0,016–0,244 мг/кг. На концентрацию кадмия в жабрах и печени размер и вес рыб влияния не оказывали, данный показатель находился на сопоставимом уровне: 0,089–0,437 и 0,071–0,296 мг/кг соответственно (рис. 2).

Анализ концентрации свинца в осевом скелете стерляди выявил зависимость как от массы, так и от длины рыб: чем крупнее организм, тем больше концентрация, при этом размах концентраций составил 0,101–0,605 мг/кг. Такая же закономерность прослеживается и при анализе мышечной ткани и жабр в зависимости от длины тела и для печени – от массы и длины рыб. В остальных случаях взаимосвязь накопления свинца и массы тела не обнаруживается. Размах колебаний концентраций Pb в мышечной ткани, жабрах и печени составил 0,415–1,066, 0,184–3,648 и 0,185–1,226 мг/кг соответственно. Стоит отметить, что корреляционный анализ не выявил статистически достоверной связи распределения исследуемых ТМ в зависимости от массы и размера тела рыб.

При сравнительном анализе концентраций ТМ и СанПиН 2.3.2.1078-01<sup>1</sup> установлено, что содержание ртути в органах стерляди не превышает допустимый уровень, показатель которого составляет 0,300 мг/г. Для кадмия в жабрах и скелете установлено незначительное превышение показателя допустимого уровня ТМ в 0,200 мг/кг на 25 и 9 % соответственно. Особо стоит отметить превышение допустимого значения концентрации свинца, равного 1,000 мг/г, в жабрах стерляди на 48 %. В остальных случаях превышений ПДК для исследуемых ТМ не наблюдается.

В работе (Heidary et al., 2012) показано, что на накопление тяжелых металлов в тканях осетровых влияет их концентрация в донных отложениях и объектах их питания. Вследствие чего проведен анализ коэффициента биологического накопления исследуемых токсикантов при сравнении с их концентрациями в донных отложениях исследуемого участка реки через их отношение (Никитина, 2013) и рассчитан показатель корреляционной связи (таблица).

<sup>1</sup> Гигиенические требования по безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы : СанПиН 2.3.2.1078-01 : утв. главным санитарным врачом Рос. Федерации 06.11.01. М., 2002. 164 с.

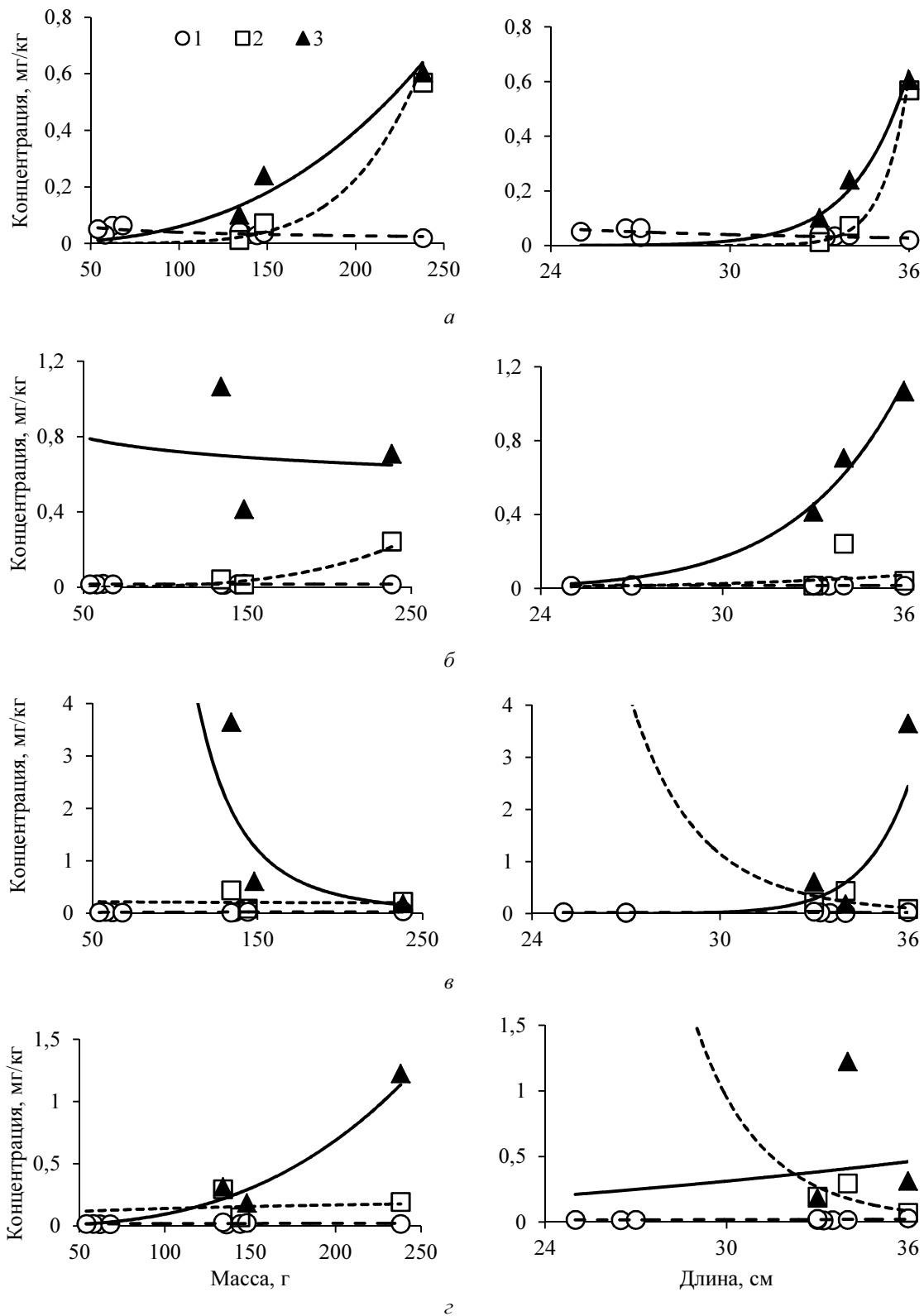


Рис. 2. Концентрация в организме стерляди Hg (1), Cd (2), Pb (3) в зависимости от массы и длины рыб: а – скелет; б – мышцы; в – жабры; г – печень. Линии тренда: длинная прерывистая – Hg, короткая прерывистая – Cd, сплошная – Pb

Fig. 2. Concentration in the body of sterlet Hg (1), Cd (2), Pb (3) depending on the weight and length of the fish: а – skeleton; б – muscles; в – gills; г – liver.

Trend lines: long intermittent – Hg, short intermittent – Cd, solid – Pb

Таблица. Средние значения концентраций (С, мг/кг) и КБН (ед.) в организме стерляди в сравнении с донными отложениями Нижнего Иртыша  
Table. Mean values of concentrations (C, mg/kg) and bioaccumulation coefficient (times) in the body of sterlet compared to the Lower Irtysh bottom sediment

| Донные отложения <sup>2</sup> (Mikhailova et al., 2016; Чемагин, 2015) | Cd    |      | Hg    |      | Pb    |      |
|--|-------|------|-------|------|-------|------|
|  | С     | КБН  | С     | КБН  | С     | КБН  |
| Скелет   | 0,220 | 1,54 | 0,042 | 1,40 | 0,315 | 0,01 |
| Мышцы  | 0,103 | 0,72 | 0,010 | 0,33 | 0,515 | 0,01 |
| Жабры  | 0,250 | 1,75 | 0,024 | 0,80 | 1,481 | 0,03 |
| Печень   | 0,190 | 1,33 | 0,019 | 0,63 | 0,575 | 0,01 |

В результате расчета КБН установлено, что накопление исследуемых ТМ в организме стерляди при сравнении с донными отложениями для кадмия (в жабрах, скелете и печени) и ртути (в скелете) превалирует над их выведением ( $> 1$ ). В остальных случаях коэффициент накопления ТМ в организме стерляди  $< 1$ , т. е. при сравнении с ДО выведение доминирует над накоплением. Анализ связи распределения исследуемых ТМ в целом для организма рыб и ДО показал наличие статистически достоверной, очень высокой прямой корреляционной связи ( $R_s = 0,95$ , при  $p < 0,001$ ).

По данным исследователей (Jarić et al., 2011; Simionov et al., 2016; Rašković et al., 2015) для стерляди определена строгая дифференциация накопления ТМ в тканях: максимальные концентрации Hg отмечают в печени и мышцах – 0,730 и 0,630 мг/кг соответственно, минимальные в жабрах – 0,006, при этом относительно высокий уровень определяют для Cd, значения которого могут достигать в печени 2,862 мг/кг, в мышечной ткани – 0,090, в жабрах – 0,147 мг/кг (Jarić et al., 2011; Simionov et al., 2016; Rašković et al., 2015). Биоаккумуляция ТМ дифференцирована в зависимости от участка водотока, где обитала рыба. В связи с этим стерлядь как типичного бентофага предлагается (Rašković et al., 2015) использовать в качестве биоиндикатора загрязнения водоема ТМ. Возможность использования стерляди в этом качестве подтверждается данными исследований авторов: концентрация изучаемых ТМ – Hg, Cd и Pb – в организме стерляди коррелирует с их распределением в ДО исследуемого участка реки и имеет высокий уровень связи. Данная закономерность обосновывается результатами исследований, в которых показано, что для одного вида рыб из различных типов водоемов или участков водотока характерно отличное друг от друга накопление ТМ (Понов и др., 2014; Lobus et al., 2016), что в свою очередь связывают с особенностями конкретных условий обитания (прежде всего pH воды и донных отложений, количества растворенной органики). Стоит отметить, что концентрация Hg в различных видах рыб варьирует от 0,22 до 0,88 мг/кг и зависит от размеров рыбы: чем крупнее особь, тем больше концентрация (Storelli et al., 2007). Наши исследования показывают, что в различных органах и тканях стерляди уровень Hg в зависимости от веса и длины рыбы практически не изменяется, вместе с тем корреляционный анализ не выявил статистически достоверной связи распределения исследуемых ТМ в зависимости как от линейных, так и весовых параметров особей стерляди.

При этом установлено, что содержание ртути у представителей карповых рыб при исследовании мышц, жабр, печени, почек и кожи максимально в мышечной ткани и сердце, а минимально в печени (Houserova et al., 2006). Также известно, что воздействие ртути снижает показатели гемоглобина и форменных элементов крови, оказывая угнетающее действие на иммунитет рыб (Thangam et al., 2016).

Для различных видов рыб индивидуальное изменение концентрации ртути зависит от массы рыбы (Donald et al., 2015), ее трофического положения (Колов и др., 2014; Donald et al., 2015) и возраста (Donald et al., 2015): от 0,494 мкг/г у крупных хищных видов (судак, щука) до 0,063 мкг/г у мелких планктоядных (озерная ряпушка). Рост концентрации ртути отмечают в течение всей жизни у всех видов рыб. В свою очередь, бентосоядные рыбы по накоплению ртути в организме занимают промежуточное положение между планктофагами и хищниками (Svobodova et al., 1999), в нашем случае у особей стерляди с различными линейно-весовыми характеристиками в пределах возрастных групп годовики – трехгодовики уровень концентрации ртути сопоставим. Данная закономерность по всей видимости обусловлена малыми концентрациями Hg в бентонгах Нижнего Иртыша, в противном случае необходимо увеличивать количество исследуемых проб для данного токсиканта с расширением возрастного диапазона исследуемых рыб.

Исследование концентрации ртути в тканевых структурах (жабры, мышцы, скелет, печень и почки) плотвы и пыжьяна Обь-Иртышского бассейна показало (Крамар и др., 2017), что по мере накопления распределение ртути происходит следующим образом: почки  $\geq$  печень  $\geq$  мышцы  $\geq$  жабры  $\geq$  скелет. В нашем случае в ряду накопления органы и ткани стерляди расположены несколько по-другому: скелет  $>$  жабры  $>$  печень  $>$  мышцы. Закономерность наибольшего накопления в осевом скелете стерляди

<sup>2</sup> Доклад об экологической ситуации в Ханты-Мансийском автономном округе – Югре в 2012 году. Ханты-Мансийск: Департамент экологии Ханты-Мансийского автономного округа – Югры. 2013. 175 с.

обусловлена тем, что поступающая в организм рыб MeHg из-за липофильности достаточно легко разносится по органам и ковалентно связывается с сульфгидрильными (-SH) группами клеточных белков. В результате она депонируется и очень медленно выводится, при этом интенсивнее всего накапливается при повышенном содержании функциональных групп белков (-SH, -NH<sub>2</sub>, -COOH, -OH) (Немова и др., 2014), которые в свою очередь располагаются в белках хрящевой ткани осетровых видов рыб, что подтверждается исследованиями их состава (Фёдоровых и др., 2014).

Опасность накопления Cd для организма рыб показана в работах зарубежных исследователей (Mohanty et al., 2013 и др.), которые отмечают, что наибольшую токсичность у рыб кадмий демонстрирует в мышечной ткани, печени и жабрах. В опытах с беспозвоночными животными на примере гаммарусов *Gammarus pulex* установлено (Wright, 1980), что большая часть кадмия накапливается через поступление внутрь организма при питании, в отличие от адсорбции на поверхности тела, в то же время его наибольшую концентрацию отмечают в гепатопанкреасе и гемолимфе рачков. Кадмий активно замещает кальций в клеточных механизмах регулирования концентрации кальция (через кальциевые каналы). Данный механизм проникновения Cd установлен как для личинок хирономид (Landis et al., 1999), так и для рыб (Reader et al., 1988). Однако в бентонтах р. Нижний Иртыш, являющихся кормовыми объектами стерляди, Cd аналитическим путем не определен (Чемагин, 2015), т. е. его концентрации в исследованных беспозвоночных имеют следовой характер (менее 10<sup>-4</sup> мг/кг). Видимо, поступление в организм стерляди данного токсиканта происходит преимущественно из водной среды через жабры, которые играют большую роль в водно-солевом обмене, регулируя поглощение и выделение воды и солей. Таким образом, максимальная концентрация Cd, равная 0,250 мг/кг, определяется в жабрах стерляди.

В работах (McCahon et al., 1988; Arce-Funck et al., 2018) отмечается, что в период линьки гидробионты, имеющие экзоскелет, наиболее чувствительны к накоплению токсикантов, включая и Cd. В свою очередь, поверхность тела стерляди покрыта жесткой плотной кожей и рядами костных пластинок, которые могут играть ингибирующую роль в поверхностном проникновении кадмия в организм данного вида рыб. Частичная замена ионов кальция кадмием обуславливает его достаточно высокую концентрацию (показатель которой равен 0,220 мг/кг) и в осевом скелете стерляди. Таким образом, распределение Cd по мере накопления в органах и тканях стерляди имеет следующий вид: жабры > скелет > печень > мышцы.

Свинец преимущественно аккумулируется в органах и тканях рыб, контактирующих с водной средой, – чешуя, жабры, причем особенность его накопления не зависит от вида рыб (Никитина, 2013). Это сопоставимо с результатами, полученными при проведении наших исследований. Максимальная концентрация Pb установлена в жабрах – 1,481 мг/кг, минимальные – во внутренних органах и тканях: печень – 0,585, мышцы – 0,515, скелет – 0,315 мг/кг. Исследованиями доказано, что распределения максимальных концентраций свинца в организме стерляди отмечаются в жабрах и достигают показателей 3,760 мг/кг, накопление его в мышечной ткани и печени рыб сопоставимо – 1,810 и 1,680 мг/кг соответственно (Jarić et al., 2011; Simionov et al., 2016; Rašković et al., 2015). При этом данные по концентрации Pb в скелете стерляди отсутствуют.

### Заключение

Таким образом, статистически достоверное отличие распределения в органах и тканях рыб из исследуемых тяжелых металлов установлено только для ртути. Между распределением свинца, ртути и кадмия в организме стерляди и донных отложениях р. Нижний Иртыш имеется статистически достоверная, очень высокая прямая корреляционная связь, что позволяет использовать данный вид рыб в качестве биоиндикатора загрязнения определенного участка водотока.

Ряды распределения тяжелых металлов в органах и тканях стерляди имеют следующий вид:

свинец – жабры > печень > мышцы > скелет;

ртуть – скелет > жабры > печень > мышцы;

кадмий – жабры > скелет > печень > мышцы.

Для кадмия в жабрах, скелете и печени, а также для ртути в скелете коэффициент биологического накопления > 1, т. е. накопление превалирует над выведением. В остальных случаях в организме стерляди данный коэффициент < 1. На уровень накопления тяжелых металлов в организме рыб влияет не только тип питания, размер и возраст, но и особенности химического состава тканей и органов.

В возрастном диапазоне от 1 до 3 лет увеличение концентрации ртути в организме стерляди не установлено.

### Библиографический список

1. Комов В. Т., Пронин Н. М., Мэндсайхан Б. Содержание ртути в мышцах рыб реки Селенга и озер ее бассейна (Россия) // Биология внутренних вод. 2014. № 2. С. 89–96. DOI: <https://doi.org/10.7868/s0320965214020053>.
2. Крамар К. В., Кыров Д. Н. Содержание ртути в органах и тканях рыб // Символ науки. 2017. № 04–3. С. 18–21.

3. Немова Н. Н., Лысенко Л. А., Мещерякова О. В., Комов В. Т. Ртуть в рыбах: биохимическая индикация // Биосфера. 2014. Т. 6, № 2. С. 176–186.
4. Никитина И. А. Индикация экологического состояния экосистем водно-болотных угодий "Болонь" по содержанию элементов в рыбах // X Дальневосточная конференция по заповедному делу : материалы конференции, Благовещенск, 25–27 сентября 2013 г. Благовещенск : БГПУ, 2013. С. 235–238.
5. Попов П. А., Андросова Н. В. Содержание тяжелых металлов в мышечной ткани рыб из водоемов бассейна реки Оби // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2014. № 4(28). С. 108–122.
6. Фёдоровых Ю. В., Пономарёв С. В., Баканёва Ю. М. Возможности получения препарата с хондропротекторными свойствами из вязиги и хрящевой ткани осетровых рыб // Вестник Астраханского государственного технического университета. Сер. Рыбное хозяйство. 2014. № 2. С. 79–84.
7. Чемагин А. А. Современное экологическое состояние реки Иртыш в нижнем течении : дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08. Тюмень, 2015. 231 с.
8. Arce-Funck J., Crenier C., Danger M., Billoir E. et al. High stoichiometric food quality increases moulting organism vulnerability to pollutant impacts: An experimental test with *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda) // Science of the Total Environment. 2018. Vol. 645. P. 1484–1495. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.227>.
9. Craig A., Hare L., Tessier A. Experimental evidence for cadmium uptake via calcium channels in the aquatic insect *Chironomus staegeri* // Aquatic Toxicology. 1999. Vol. 44, Iss. 4. P. 255–262. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00086-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00086-1).
10. Donald D. B., Wissel B., Anas M. M. Species-specific mercury bioaccumulation in a diverse fish community // Environmental Toxicology and Chemistry. 2015. Vol. 34, Iss. 12. P. 2846–2855. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.3130>.
11. Heidary S., Imanpour Namin J., Monsefrad F. Bioaccumulation of heavy metals Cu, Zn, and Hg in muscles and liver of the stellate sturgeon (*Acipenser stellatus*) in the Caspian Sea and their correlation with growth parameters // Iranian Journal of Fisheries Sciences. 2012. Vol. 11, Iss. 2. P. 325–337.
12. Houserova P., Kuban V., Spurny P., Habarta P. Determination of total mercury and mercury species in fish and aquatic ecosystems of Moravian rivers // Veterinarni Medicina. 2006. Vol. 51, Iss. 3. P. 101–110. DOI: <https://doi.org/10.17221/5527-VETMED>.
13. Jarić I., Višnjić-Jeftić Ž., Cvijanović G., Gačić Z. et al. Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES // Microchemical Journal. 2011. Vol. 98, Iss. 1. P. 77–81. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.11.008>.
14. Lobus N. V., Komov V. T. Mercury in the muscle tissue of fish in the Central and South Vietnam // Inland Water Biology. 2016. Vol. 9, Iss. 3. P. 319–328. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1995082916030159>.
15. McCahon C. P., Pascoe D. Cadmium toxicity to the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.) during the moult cycle // Freshwater Biology. 1988. Vol. 19, Iss. 2. P. 197–203. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00342.x>.
16. Mikhailova L. V., Chemagin A. A. Distribution of macro- and microelements in the bottom sediments of the Lower Irtysh // Journal of Fisheries and Aquatic Science. 2016. Vol. 11, Iss. 5. P. 349–360. DOI: <https://doi.org/10.3923/jfas.2016.349.360>.
17. Mohanty B. P., Mahananda M. R., Pradhan S. Cadmium induced toxicity and antioxidant activities in Labeo Rohita (Hamilton) // Environment and Ecology Research. 2013. Vol. 1, Iss. 2. P. 41–47. DOI: [10.13189/eer.2013.010203](https://doi.org/10.13189/eer.2013.010203).
18. Rašković B., Poleksić V., Višnjić-Jeftić Ž., Skorić S. et al. Use of histopathology and elemental accumulation in different organs of two benthophagous fish species as indicators of river pollution // Environmental Toxicology. 2015. Vol. 30, Iss. 10. P. 1153–1161. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.21988>.
19. Reader J. P., Morris R. Effects of aluminium and pH on calcium fluxes, and effects of cadmium and manganese on calcium and sodium fluxes in brown trout (*Salmo trutta* L.) // Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology. 1988. Vol. 91, Iss. 2. P. 449–457. DOI: [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(88\)90058-8](https://doi.org/10.1016/0742-8413(88)90058-8).
20. Simionov I.-A., Cristea V., Petrea Ş.-M., Sîrbu (Bocioc) E. et al. The presence of heavy metals in fish meat from Danube River: An overview // AACL Bioflux. 2016. Vol. 9, Iss. 6. P. 1388–1399.
21. Storelli M. M., Barone G., Piscitelli G., Marcotrigiano G. O. Mercury in fish: Concentration vs. fish size and estimates of mercury intake // Food Additives & Contaminants. 2007. Vol. 24, Iss. 12. P. 1353–1357. DOI: <https://doi.org/10.1080/02652030701387197>.
22. Svobodova Z., Dusek L., Hejtmanek M., Vykusová B. et al. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlick and Kamýk water reservoirs in the Czech Republic // Ecotoxicology and Environmental Safety. 1999. Vol. 43, Iss. 3. P. 231–240. DOI: <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1783>.

23. Thangam Y., Umavathi S., Vysakh V. B. Investigation of mercury toxicity in haematological parameters to fresh water fish "Cyprinus carpio" // International Journal of Science and Research. 2016. Vol. 5, Iss. 2. P. 1039–1043.

24. Wright D. A. Cadmium and calcium interactions in the freshwater amphipod *Gammarus pulex* // Freshwater Biology. 1980. Vol. 10, Iss. 2. P. 123–133. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01187.x>.

## References

1. Komov, V. T., Pronin, N. M., Mindsikhan, B. 2014. The content of mercury in the muscles of the fish of the Selenga River and the lakes of its basin (Russia). *Biologiya vnutrennikh vod*, 2, pp. 89–96. DOI: <https://doi.org/10.7868/s0320965214020053>. (In Russ.)

2. Kramar, K. V., Kyrov, D. N. 2017. The content of mercury in the organs and tissues of fish. *Simvol nauki*, 04–3, pp. 18–21. (In Russ.)

3. Nemova, N. N., Lysenko, L. A., Meshcheryakova, O. V., Komov, V. T. 2014. Mercury in fish: A biochemical indication. *Biosfera*, 6(20), pp. 176–186. (In Russ.)

4. Nikitina, I. A. 2013. Indication of the ecological status of wetlands ecosystems "Bolon" on the content of elements in fish. *Proceedings of the X Far-Eastern conference on nature conservation problems*, Blagoveshchensk, 2013, pp. 235–238. (In Russ.)

5. Popov, P. A., Androsova, N. V. 2014. The content of heavy metals in the muscle tissue of fish from the waters of the Ob River basin. *Tomsk State University Journal of Biology*, 4(28), pp. 108–122. (In Russ.)

6. Fedorovykh, Yu. V., Ponomarev, S. V., Bakaneva Yu. M. 2014. The possibility of obtaining a drug with chondroprotective properties of vyazigi and cartilage tissue of sturgeon fish. *Vestnik of Astrakhan State Technical University. Series: Fishing Industry*, 2, pp. 79–84. (In Russ.)

7. Chemagin, A. A. 2015. The current ecological state of the Irtysh River in the lower reaches. Ph.D. Thesis. Tumen. (In Russ.)

8. Arce-Funck, J., Crenier, C., Danger, M., Billoir, E. et al. 2018. High stoichiometric food quality increases moulting organism vulnerability to pollutant impacts: An experimental test with *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda). *Science of the Total Environment*, 645, pp. 1484–1495. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.227>.

9. Craig, A., Hare, L., Tessier, A. 1999. Experimental evidence for cadmium uptake via calcium channels in the aquatic insect *Chironomus staegeri*. *Aquatic Toxicology*, 44(4), pp. 255–262. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00086-1](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00086-1).

10. Donald, D. B., Wissel, B., Anas, M. M. 2015. Species-specific mercury bioaccumulation in a diverse fish community. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(12), pp. 2846–2855. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.3130>.

11. Heidary, S., Imanpour, N. J., Monsefrad, F. 2012. Bioaccumulation of heavy metals Cu, Zn, and Hg in muscles and liver of the stellate sturgeon (*Acipenser stellatus*) in the Caspian Sea and their correlation with growth parameters. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11(2), pp. 325–337.

12. Houserova, P., Kuban, V., Spurny, P., Habarta, P. 2006. Determination of total mercury and mercury species in fish and aquatic ecosystems of Moravian rivers. *Veterinarni Medicina*, 51(3), pp. 101–110. DOI: <https://doi.org/10.17221/5527-VETMED>.

13. Jarić, I., Višnjić-Jeftić, Ž., Cvijanović, G., Gačić, Z. et al. 2011. Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchemical Journal*, 98(1), pp. 77–81. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.11.008>.

14. Lobus, N. V., Komov, V. T. 2016. Mercury in the muscle tissue of fish in the Central and South Vietnam. *Inland Water Biology*, 9(3), pp. 319–328. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1995082916030159>.

15. McCahon, C. P., Pascoe, D. 1988. Cadmium toxicity to the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.) during the moult cycle. *Freshwater Biology*, 19(2), pp. 197–203. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00342.x>.

16. Mikhailova, L. V., Chemagin, A. A. 2016. Distribution of macro- and microelements in the bottom sediments of Lower Irtysh. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 11(5), pp. 349–360. DOI: <https://doi.org/10.3923/jfas.2016.349.360>.

17. Mohanty, B. P., Mahananda, M. R., Pradhan, S. 2013. Cadmium induced toxicity and antioxidant activities in Labeo Rohita (Hamilton). *Environment and Ecology Research*, 1(2), pp. 41–47. DOI: [10.13189/eer.2013.010203](https://doi.org/10.13189/eer.2013.010203).

18. Rašković, B., Poleksić, V., Višnjić-Jeftić, Ž., Skorić, S. et al. 2015. Use of histopathology and elemental accumulation in different organs of two benthophagous fish species as indicators of river pollution. *Environmental Toxicology*, 30(10), pp. 1153–1161. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.21988>.

19. Reader, J. P., Morris, R. 1988. Effects of aluminium and pH on calcium fluxes, and effects of cadmium and manganese on calcium and sodium fluxes in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Comparative*



*Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 91(2), pp. 449–457. DOI: [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(88\)90058-8](https://doi.org/10.1016/0742-8413(88)90058-8).

20. Simionov, I.-A., Cristea, V., Petrea, Ș.-M., Sîrbu, (Bocioc) E. et al. 2016. The presence of heavy metals in fish meat from Danube River: An overview. *AACL Bioflux*, 9(6), pp. 1388–1399.

21. Storelli, M. M., Barone, G., Piscitelli, G., Marcotrigiano, G. O. 2007. Mercury in fish: Concentration vs. fish size and estimates of mercury intake. *Food Additives & Contaminants*, 24(12), pp. 1353–1357. DOI: <https://doi.org/10.1080/02652030701387197>.

22. Svobodova, Z., Dusek, L., Hejtmánek, M., Vykusová, B. et al. 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlik and Kamýk water reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(3), pp. 231–240. DOI: <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1783>.

23. Thangam, Y., Umavathi, S., Vysakh, V. B. 2016. Investigation of mercury toxicity in haematological parameters to fresh water fish "Cyprinus carpio". *International Journal of Science and Research*, 5(2), pp. 1039–1043.

24. Wright, D. A. 1980. Cadmium and calcium interactions in the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *Freshwater Biology*, 10(2), pp. 123–133. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01187.x>.

### Сведения об авторах

**Чемагин Андрей Александрович** – ул. Академика Юрия Осипова, 16, г. Тобольск, Тюменская обл., Россия, 626150; Тобольская комплексная научная станция Уральского отделения РАН, канд. биол. наук, ст. науч. сотрудник; e-mail: [ChemaginAA@yandex.ru](mailto:ChemaginAA@yandex.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2515-4244>

**Andrey A. Chemagin** – 16 Akademika Yuriya Osipova Str., Tobolsk, Tyumen region, Russia, 626150; Tobolsk Complex Scientific Station of the Ural Branch, RAS, Cand. Sc. (Biology), Senior Researcher; e-mail: [ChemaginAA@yandex.ru](mailto:ChemaginAA@yandex.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2515-4244>

**Волосников Глеб Игоревич** – ул. Академика Юрия Осипова, 16, г. Тобольск, Тюменская обл., Россия, 626150; Тобольская комплексная научная станция Уральского отделения РАН, мл. науч. сотрудник; e-mail: [g-volosnikov@mail.ru](mailto:g-volosnikov@mail.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9149-2001>

**Gleb I. Volosnikov** – 16 Akademika Yuriya Osipova Str., Tobolsk, Tyumen region, Russia, 626150; Tobolsk Complex Scientific Station of the Ural Branch, RAS, Junior Researcher; e-mail: [g-volosnikov@mail.ru](mailto:g-volosnikov@mail.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9149-2001>

**Кыров Дмитрий Николаевич** – ул. Пирогова, 3, г. Тюмень, Тюменская обл., Россия, 625043; Тюменский государственный университет, Институт биологии, канд. биол. наук, доцент; e-mail: [d.n.kyrov@utmn.ru](mailto:d.n.kyrov@utmn.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4821-138X>

**Dmitriy N. Kyrov** – 3 Pirogova Str., Tyumen, Tyumen region, Russia, 625043; Tyumen State University, Institute of Biology, Cand. Sc. (Biology), Associate Professor; e-mail: [d.n.kyrov@utmn.ru](mailto:d.n.kyrov@utmn.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4821-138X>

**Либерман Елизавета Львовна** – ул. Академика Юрия Осипова, 16, г. Тобольск, Тюменская обл., Россия, 626150; Тобольская комплексная научная станция Уральского отделения РАН, канд. биол. наук, ст. науч. сотрудник; e-mail: [eilat-tyumen@mail.ru](mailto:eilat-tyumen@mail.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8718-6933>

**Elizaveta L. Liberman** – 16 Akademika Yuriya Osipova Str., Tobolsk, Tyumen region, Russia, 626150; Tobolsk Complex Scientific Station of the Ural Branch, RAS, Cand. Sc. (Biology), Senior Researcher; e-mail: [eilat-tyumen@mail.ru](mailto:eilat-tyumen@mail.ru), ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8718-6933>