

УДК [577.34:597.08:621.31](28)(477)

## **Эффективность трофического переноса радиоактивных и стабильных изотопов металлов к рыбам-бентофагам р. Енисей**

**Т.А. Зотина\***, **Е.А. Трофимова**,  
**А.Я. Болсуновский**, **О.В. Анищенко**  
*Институт биофизики СО РАН,  
Россия 660036, Красноярск, Академгородок, 50/50*

Received 22.05.2012, received in revised form 22.06.2012, accepted 29.03.2013

*В статье исследовано накопление радиоактивных и стабильных изотопов металлов в компонентах трофической цепи р. Енисей, включающей промысловые виды рыб-бентофагов: ельца (*Leuciscus leuciscus baicalensis*) и хариуса (*Thymallus arcticus*). На основе анализа коэффициентов накопления (КН) оценивалась возможность переноса радиоактивных и стабильных изотопов металлов в трофических парах: водный мох (*Fontinalis antipyretica*) – гаммариды (*Gammaridea*), гаммариды-елец, гаммариды-хариус. В результате показано, что трофический перенос металлов (Fe, Zn, Cu, Mn, Cr, Co, Pb, Cd) и техногенных радионуклидов ( $^{65}\text{Zn}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ) в мышцы рыб из тел гаммарид был неэффективен ( $\text{КН} < 1$ ). Эффективный перенос в данных трофических парах возможен только для калия ( $\text{КН} = 2.6-3.4$ ) и его природного изотопа  $^{40}\text{K}$  ( $\text{КН} = 2.6-2.8$ ). В печени хариуса возможно эффективное накопление K, Zn и Cd из биомассы гаммарид ( $\text{КН} = 3.2, 3.0$  и  $2.1$  соответственно). В биомассе гаммарид возможно накопление меди и  $^{65}\text{Zn}$  из водного мха ( $\text{КН} = 2.9$  и  $2.2-8.7$  соответственно). Перенос других исследованных стабильных и радиоактивных изотопов в данной трофической паре неэффективен. Сравнение КН стабильных и радиоактивных изотопов одного и того же элемента показало, что в исследованных трофических парах эффективность переноса совпадает только для пары изотопов–аналогов K и  $^{40}\text{K}$ . Эффективность переноса радиоизотопов элементов-аналогов  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в исследованных трофических парах значительно различалась.*

*Ключевые слова: елец, хариус, гаммариды, водный мох.*

Река Енисей загрязнена техногенными радионуклидами в результате многолетней работы Горно-химического комбината (ГХК) Росатома, который расположен на правом бе-

регу реки, в 60 км ниже г. Красноярска. После остановки прамоточных реакторов на ГХК в начале 1990-х гг. активность техногенных радионуклидов в воде и биоте р. Енисей значительно снизилась (Носов, Мартынова, 1996; Бондарева и др., 2008). Однако изотопы с наведенной активностью регистрировались в биомассе водных организмов, включая рыб, и во время работы реактора с замкнутым контуром охлаждения (Болсуновский, Суковатый, 2004; Зотина и др., 2012). За время работы ГХК в донных отложениях реки накопились высокие активности долгоживущих техногенных радионуклидов (Bolsunovsky, Bondareva, 2007). В ближней к ГХК зоне в верхних слоях донных отложений Енисея регистрируются  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , изотопы плутония (Bolsunovsky, Bondareva, 2007; Бондарева, Болсуновский, 2008). При этом значительная доля  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  находится в потенциально биодоступной форме (Бондарева, Болсуновский, 2008). Таким образом, донные отложения останутся источником радионуклидов для биоты р. Енисей в течение долгого времени.

Ихтиофауна связывает водные трофические сети с человеком и другими наземными животными. Рыбы могут накапливать техногенные радионуклиды из воды и пищи (Рябов, 2004). Основной пищей фоновых видов рыб р. Енисей, имеющих промысловую ценность для населения – хариуса и ельца, является зообентос. В спектр питания хариуса входит более десятка таксонов зообентоса р. Енисей, но основу рациона составляют гаммариды и личинки ручейников (Зуев и др., 2011). Целью данной работы являлась оценка эффективности трофического переноса техногенных радионуклидов в организмы рыб-бентофагов (хариуса и ельца) в р. Енисей. Известно, что химическое поведение изотопов сходно из-за одинаковой конфигурации их электронных оболочек (Галимов, 1981). Изотопы-аналоги и

элементы-аналоги широко используются для описания поведения радионуклидов в водных экосистемах (IAEA, 2009; Varga et al., 2009; Yankovich, 2009). В этой связи еще одной задачей исследования было сравнение эффективности переноса радиоактивных и стабильных изотопов металлов в трофических сетях, ведущих к рыбам-бентофагам Енисея.

## Материалы и методы

Пробы биоты и воды р. Енисей отбирали на участке, расположенном на расстоянии до 20 км от ГХК в августе–октябре 2009 и 2010 гг. Воду отбирали с поверхности на расстоянии около 5-10 м от берега. Водный мох (*Fontinalis antipyretica* Hedw), вегетирующий на камнях на дне реки, собирали с глубины 1.5–2 м при помощи модифицированных садовых граблей. Представителей зообентоса, гаммарид, собирали с биомассы водного мха. В пробах гаммарид преобладал вид *Philolimnogammarus viridis* Dyb. Рыб-бентофагов, ельца (*Leuciscus leuciscus baicalensis* Dyb.) и хариуса (*Thymallus arcticus* Pallas), ловили сетями и хранили в замороженном виде. Абсолютная длина особи хариуса составляла 124–295 мм, ельца – 165–222 мм. Сырая масса хариуса составляла 102–348 г, ельца – 51–99 г. Возраст хариусов и ельцов, определенный по годовым кольцам на чешуе, составлял 2+ – 3+ г. Всего было проанализировано 61 экз. хариуса и 55 экз. ельца. Степень наполненности кишечника у рыб оценивали по пятибалльной шкале (Вышегородцев и др., 2002), коэффициент упитанности рассчитывали по формуле Фультона (Вышегородцев, 2002). Спектр питания хариусов исследовали, как описано ранее (Зуев и др., 2011).

Для измерения содержания радионуклидов пробы водного мха и зообентоса многократно промывали водопроводной водой и сушили сначала на воздухе, затем в сушильном

шкафу при 80 °С до постоянной массы. Масса проб мха составляла 200-300 г, гаммарид – 13-70 г. Тела рыб разбирали на органы и ткани, как описано нами ранее (Зотина и др., 2012). Для дальнейшего анализа использовали мышечные ткани (кроме мышц головы) и печень рыб, каждая проба содержала ткани либо органы от 6-11 рыб. Сырые пробы рыб озоляли в смеси перекиси водорода (30 %) и азотной кислоты (конц.) и затем концентрировали до 100 мл.

Активность радионуклидов в пробах биоты измеряли на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США), спектры анализировали с помощью программного обеспечения Genie-2000 (Canberra, США). Значения активности пересчитывали на дату отбора проб. Удельные активности радионуклидов в пробах переведены в Бк/кг сырой массы с учетом влажности организмов биоты (табл. 1).

Для измерения валового содержания металлов пробы биомассы мха и зообентоса (гаммарид) промывали дистиллированной водой, рыб разделяли на блестящей стороне алюминиевой фольги. Пробы воды фильтровали через мембраны (Millipore, RAWP, диам. 47 мм) с размером пор 1.2 мкм. При приготовлении проб рыб отделяли мышцы и печень; каждая проба содержала ткани одной особи. Все пробы биоты сушили при 105 °С. Мыш-

цы измельчали в фарфоровой ступке и брали навеску массой 1-2 г. Печень использовали полностью. Далее готовили концентрированные пробы для измерений, как описано ранее (Анищенко и др., 2009). Концентрацию К определяли на пламенном фотометре FLAPHO-4 (Carl Zeiss, Jena) в воздушно-пропановом пламени (ГОСТ 30504 – 97, РД 52.24.391-95). Содержание Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Cd и Pb – на атомно-абсорбционном спектрофотометре «ААС Квант 2А» (ГОСТ 30692 – 2000, ИСО 8288-86). Пределы обнаружения для К составляли 0.1; для Fe, Ni, Pb и Co – 0.01; для Cr – 0.006; для Cu и Mn – 0.003; для Zn – 0.001; для Cd – 0.0003 (мг/л). Анализы проводили в двух повторностях. В качестве эталонов определяемых элементов использовали государственные стандартные образцы (Уральский завод химреактивов, Россия). Анализы выполнены в аккредитованной испытательной лаборатории Института биофизики СО РАН (аттестат аккредитации № ГСЭН.RU.ЦОА.086.324). Результаты приведены в мг/кг или г/кг сырой массы.

Коэффициенты влажности оценивали как долю воды в исходных сырых пробах по отношению к их абсолютно сухой массе (после высушивания при 105 °С) и выражали в %. Коэффициенты накопления радионуклидов и тяжелых металлов в трофических парах (КН) рассчитывали как отношение удельной ак-

Таблица 1. Содержание воды в биомассе гидробионтов (влажность, % от сырой массы), среднее знач. ± станд. отклон.

Гидробионты	Влажность	Число проб
Водный мох ( <i>F. antipyretica</i> )	80.1±1.5	5
Гаммариды ( <i>Philolimnogammarus viridis</i> Dyb.)	78.0±1.2	4
Хариус ( <i>Th. arcticus</i> ) мышцы	72.5±3.8	20
Хариус ( <i>Th. arcticus</i> ) печень	70.6±7.4	19
Елец ( <i>L. l. baicalensis</i> ) мышцы	74.9±2.3	5

тивности или концентрации в биомассе кон-  
сумента к удельной активности или концен-  
трации в биомассе его пищевого субстрата  
(объекта). КН между водой и биомассой мха  
рассчитывали как отношение концентрации  
или удельной активности в сырой биомассе  
мха к концентрации или удельной активности  
на единицу массы воды. Коэффициенты нако-  
пления металлов рассчитывали для средних  
величин, полученных за весь период исследо-  
вания (август–октябрь 2009 и 2010 гг.).

## Результаты

### Активность радионуклидов в биомассе гидробионтов

Во всех пробах биоты присутствовал  
природный изотоп  $^{40}\text{K}$ , которому принад-

лежала максимальная удельная активность;  
в пробах мха регистрировался также  $^7\text{Be}$   
(рис. 1). Из техногенных радионуклидов в  
пробах биоты обнаружены изотопы с на-  
веденной активностью  $^{51}\text{Cr}$  ( $T_{1/2} = 27.8$  сут.),  
 $^{54}\text{Mn}$  ( $T_{1/2} = 312.3$  сут.),  $^{58}\text{Co}$  ( $T_{1/2} = 70.82$  сут.),  
 $^{60}\text{Co}$  ( $T_{1/2} = 5.27$  лет),  $^{65}\text{Zn}$  ( $T_{1/2} = 243.9$  сут.),  
 $^{144}\text{Ce}$  ( $T_{1/2} = 284.89$  сут.),  $^{152}\text{Eu}$  ( $T_{1/2} = 13.5$  лет)  
и продукт ядерного распада  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30.1$   
лет). Самый большой перечень радионукли-  
дов регистрировался в биомассе водного мха  
(рис. 1а). В пробах мышц хариуса и ельца из  
техногенных радионуклидов достоверно ре-  
гистрировались  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 1в, г), в про-  
бах печени – только  $^{40}\text{K}$  (до 4.3 Бк/кг).

Удельная активность  $^{60}\text{Co}$  и  $^{65}\text{Zn}$  в био-  
массе водного мха (рис. 1а) осенью 2010 г.

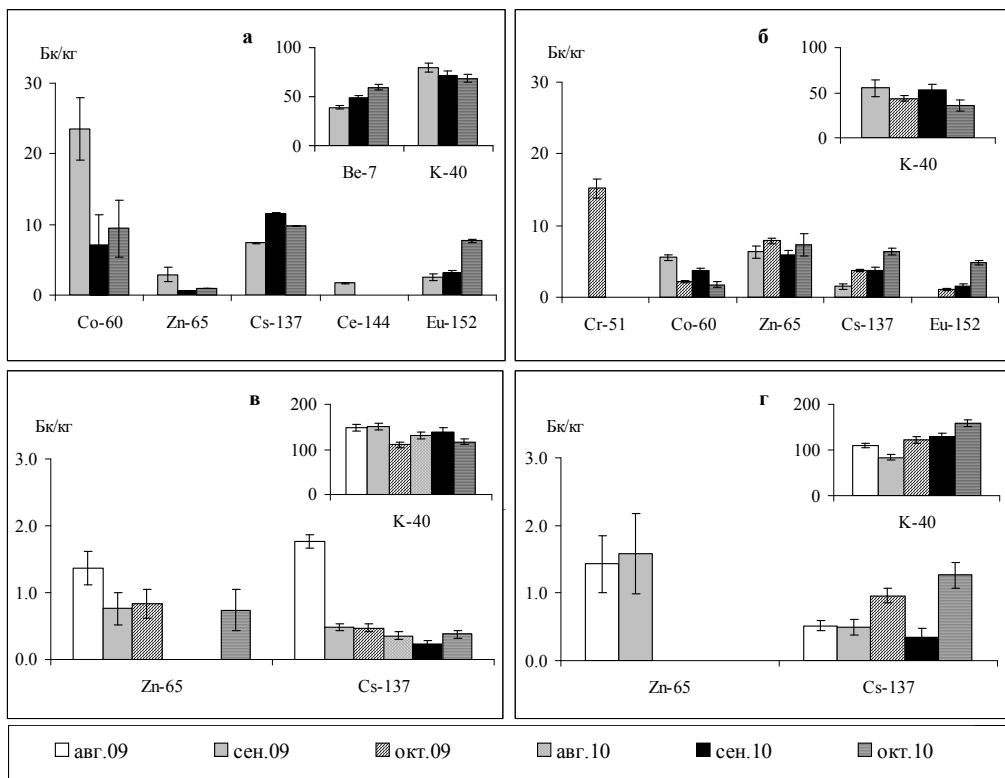


Рис. 1. Удельная активность радионуклидов ( $\pm$  станд. отклон. точности измерения пробы) в пробах сырой биомассы (Бк/кг) водного мха (а), гаммарид (б), мышц хариусов (в) и мышц ельцов (г), отобранных в р. Енисей в августе–октябре 2009 и 2010 гг.

была ниже, чем осенью 2009 г. Удельные активности техногенных радионуклидов в биомассе гаммарид и мышцах рыб осенью 2009 и 2010 гг. оставались примерно на одном уровне (рис. 1б-г). Активность  $^{65}\text{Zn}$  в мышцах ельца осенью 2010 г. была ниже пределов обнаружения (рис. 1г).

#### *Концентрации металлов в воде и биомассе гидробионтов*

Концентрации макроэлементов в пробах воды ( $n = 5$ ) варьировали в меньшей степени (0.6-0.8 мг/л для К, 2.6-2.9 мг/л для Na, 15-29 мг/л для Ca, 2.7-3.7 мг/л для Mg), чем микроэлементов (0.01-0.04 мг/л для Fe, 0.003-0.010 мг/л для Zn, 0.0008-0.0015 мг/л для Cu, 0.002-0.005 мг/л для Mn, 0.00001-0.0007 мг/л для Cr и Pb) (табл. 2). Концентрации кобальта в воде и в большинстве проб мышц и печени рыб были ниже пределов аналитического обнаружения (табл. 2). Концентрации кадмия и свинца во всех пробах, кроме водного мха, нередко не превышали пределов аналитического обнаружения. Содержание металлов в пробах воды и биоты, собранных в 2009 и 2010 гг., значительно не отличалось. Поэтому для расчета КН использовались средние значения за этот период, приведенные в табл. 2.

#### *Коэффициенты накопления радионуклидов и металлов гидробионтами*

Расчет КН радионуклидов для проб, собранных в 2009 г., выполнили с использованием удельных активностей  $^{137}\text{Cs} - 120$ ;  $^{60}\text{Co} - 4.6$ ;  $^{65}\text{Zn} - 3.3$  мБк/л (Бондарева и др., 2008), для проб, собранных в 2010 г. – 82; 0.8 и 0.3 мБк/л тех же радионуклидов, соответственно (Александрова, Болсуновский, 2012). Величины КН радионуклидов в биомассе водного мха из воды находились в пределах 5000–12000 для  $^{60}\text{Co}$ , 900–3200 – для  $^{65}\text{Zn}$ , 60–140 –

для  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 2а). Величины КН металлов мхом из воды составляли от 1420 (для Pb) до 233 000 (для Mn) (рис. 3а).

В трофической паре водный мох-гаммариды наиболее высокие КН отмечались для  $^{65}\text{Zn}$  (2.1-8.7), КН остальных радионуклидов не превышали единицы (рис. 2б). Из металлов наиболее высокие величины КН в этой трофической паре получены для меди (2.9), КН других элементов были меньше единицы (рис. 3б).

Самые высокие величины КН радионуклидов в мышцах ельца и хариуса по отношению к биомассе гаммарид получены для  $^{40}\text{K}$  (рис. 2в, г). Величины КН  $^{40}\text{K}$  в печени хариуса из гаммарид не превышали 0.1. Величины КН  $^{65}\text{Zn}$  в мышцах рыб по отношению к биомассе гаммарид составляли в среднем 0.13 и 0.21 для хариуса и ельца, соответственно, а КН  $^{137}\text{Cs} - 0.21$ . Самые высокие величины КН металлов в мышцах и печени рыб по отношению к биомассе гаммарид получены для К (рис. 3б). КН цинка в мышцах рыб из биомассы гаммарид были близки к единице. КН цинка и кадмия в печени хариуса из гаммарид в 2-3 раза превысили единицу (рис. 3б).

#### **Обсуждение**

О накоплении элемента в биомассе гидробионта из воды или из пищевого субстрата могут свидетельствовать величины КН, превышающие единицу. Чем значительнее величина КН превышает единицу, тем выше эффективность накопления. Гидробионты могут накапливать радионуклиды и тяжелые металлы как из воды, так и пищи, и данные потоки трудно разделить. Концентрации металлов в воде р. Енисей, полученные нами, попадают в диапазон среднегодовых значений проб, собранных на разном удалении от г. Красноярска (Анищенко и др., 2010). Концентрации большинства металлов в биомассе гидробионтов

Таблица 2. Содержание металлов в пробах сырой биомассы гидробионтов и воды (среднее знач. ± станд. отклон.) р. Енисей, отобранных в августе-октябре 2009 и 2010 гг.

Гидробионты	Число проб	К, г/кг	Fe, мг/кг	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Mn, мг/кг	Co, мг/кг	Cr, мг/кг	Pb, мг/кг	Cd, мг/кг
Водный мох	4	2.58±0.57	982±231	3.79±0.75	15.23±4.18	593±239	1.24±0.18	7.40±2.85	0.40±0.06	0.04±0.01
Гаммариды	5	1.26±0.27	60.32±35.24	11.02±2.08	13.02±1.34	22.82±9.21	0.13±0.03	0.45±0.11	0.054±0.053	0.008±0.006
Елец (мышцы)	4	4.30±1.46	6.80±0.50	0.49±0.13	10.38±2.56	0.65±0.29	н.о.*	0.22±0.03	н.о.	0.005±0.005
Хариус (мышцы)	5	3.31±0.87	5.30±1.00	0.39±0.08	7.42±1.48	0.42±0.36	н.о.	0.26±0.03	0.031±0.023	0.001±0.003
Хариус (печень)	4	4.10±0.79	64.21±60.94	2.71±0.99	26.29±5.01	1.97±0.65	н.о.	0.25±0.13	0.052±0.061	0.015±0.018
Вода	5	0.00065±0.00011	0.023±0.011	0.001±0.000	0.005±0.003	0.003±0.001	н.о.	0.0002±0.0003	0.0003±0.0003	н.о.

\* н.о. – величины меньше пределов аналитического обнаружения.

р. Енисей, исследованных нами, изменялись незначительно (табл. 2). Подобного нельзя сказать о радионуклидах. В апреле 2010 г. произошла остановка реакторного производства на ГХК, после чего активность большинства

техногенных радионуклидов (таких как  $^{60}\text{Co}$  и  $^{65}\text{Zn}$ ) в воде р. Енисей значительно снизилась (Александрова, Болсуновский, 2012), следовательно, снизился поток радионуклидов в биомассу гидробионтов из воды.

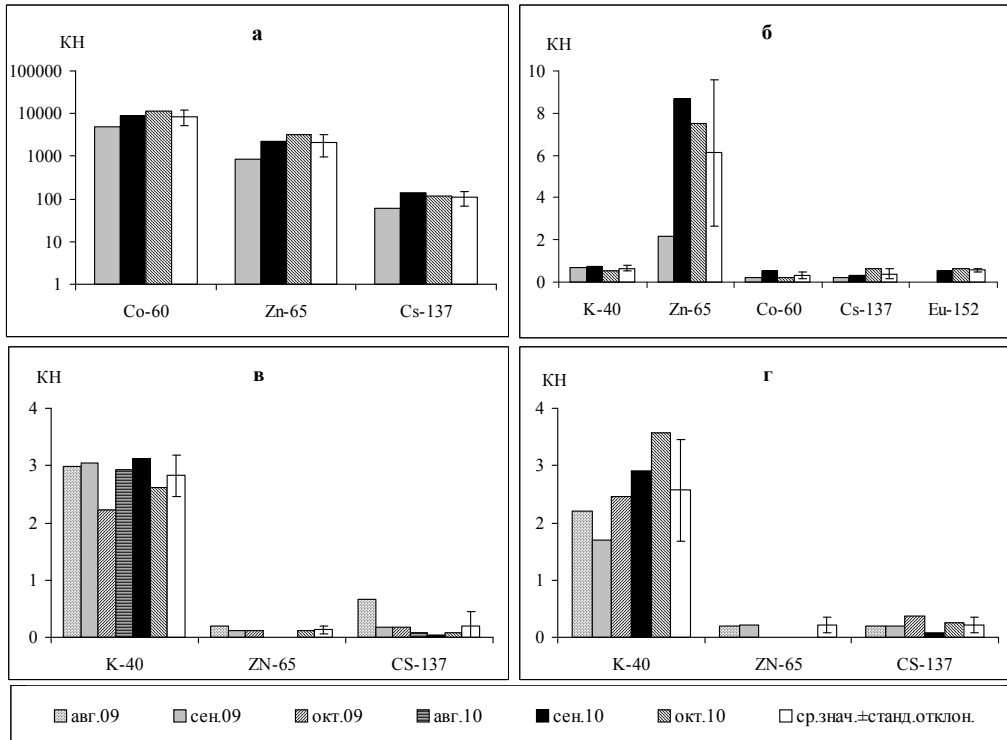


Рис. 2. Коэффициенты накопления радионуклидов в биомассе водного мха из воды (а) и в трофических парах водный мох–гаммариды (б), гаммариды–хариус (мышцы) (в), гаммариды–елец (мышцы) (г)

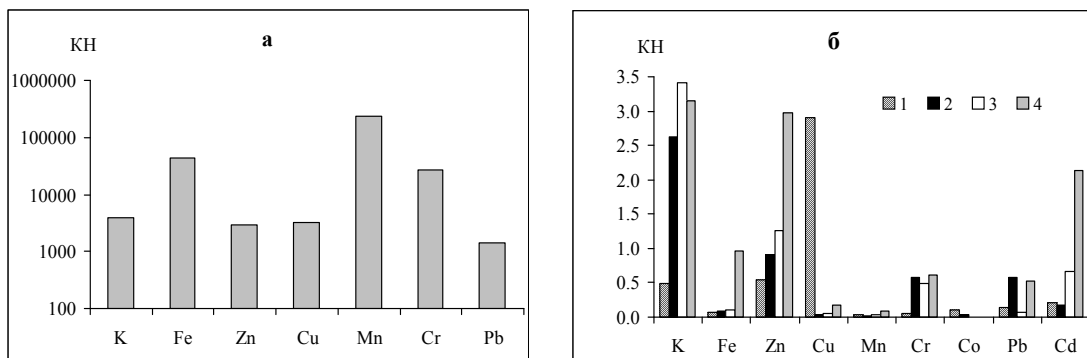


Рис. 3. Коэффициенты накопления металлов в биомассе водного мха из воды (а) и в трофических парах (б): 1 – водный мох–гаммариды, 2 – гаммариды–хариус (мышцы), 3 – гаммариды–елец (мышцы), 4 – гаммариды–хариус (печень)

Из рассмотренных нами организмов водный мох накапливает техногенные радионуклиды и металлы поверхностью фотоассимилирующих органов из воды. Через несколько месяцев после полной остановки реакторного завода на ГХК в пробах биомассы водного мха (сентябрь–октябрь 2010 г.) не обнаружено короткоживущих изотопов, таких как  $^{24}\text{Na}$  ( $T_{1/2} = 14.96$  ч.),  $^{51}\text{Cr}$  и др., а также значительно снизилось содержание других изотопов с наведенной активностью. Так, активность  $^{60}\text{Co}$  и  $^{65}\text{Zn}$  в биомассе мха снизилась в сентябре–октябре 2010 г. в 3–4 раза по сравнению с аналогичным периодом 2009 г. (рис. 1а). Накопление радионуклидов и металлов в биомассе мха из воды очень эффективно, о чем свидетельствуют высокие величины КН (рис. 2а, 3а). Благодаря способности эффективно накапливать тяжелые металлы и радионуклиды из воды, водный мох широко используется как индикатор техногенного загрязнения водотоков.

Активность  $^{65}\text{Zn}$  в биомассе гаммарид осенью 2010 г. не уменьшилась по сравнению с осенью предыдущего года (рис. 1б), активность  $^{60}\text{Co}$  снизилась в меньшей степени, чем для водного мха, в среднем в полтора раза. Таким образом, вывод радиоактивного цинка из организмов гаммарид происходит медленнее по сравнению с таковым из макрофитов, что, возможно, свидетельствует о преобладании пищевого пути поступления этих изотопов в организмы гаммарид над водным. Вероятно, в дальнейшем следует ожидать снижения активности  $^{65}\text{Zn}$  в гаммаридах за счет распада изотопа. Пищевым ресурсом гаммарид в р. Енисей служит, в основном, перифитон, а также эпифитон макрофитов. С помощью жирнокислотных маркеров было показано, что гаммариды, обитающие в Енисее, могут употреблять в пищу также биомассу водного мха (Kalachova et al., 2011). Накопление  $^{65}\text{Zn}$

гаммаридами из биомассы водного мха очень эффективно (рис. 2б). При этом величина КН  $^{65}\text{Zn}$  в биомассе гаммарид возросла после остановки реактора за счет снижения содержания этого изотопа в водном мхе. Из стабильных изотопов металлов в трофической паре водный мох–гаммариды возможно эффективное накопление меди (рис. 3б). Ранее сообщалось о возможности трофического накопления меди гаммаридами из перифитона р. Енисей (Анищенко и др., 2009). Перенос других техногенных и природных радионуклидов и металлов в тела гаммарид из биомассы водного мха неэффективен.

Гаммариды являются основным компонентом питания хариуса в летне-осенний период (Зуев и др., 2011). Они преобладали в содержимом желудков исследованных нами хариусов (Зуев и др., 2011). Качественный анализ состава пищевых комков ельца позволил нам сделать вывод о сходстве рациона ельцов и хариусов в осенний период. Величины коэффициента наполненности кишечника в выборках ельцов были несколько ниже (1.8–3.7), а коэффициента упитанности (1.8–1.9) – немного выше, чем у хариусов. Активности техногенных радионуклидов в мышцах этих двух видов рыб были близкими. В мышцах хариусов активность  $^{65}\text{Zn}$  не превышала пределы обнаружения в августе и сентябре, но была зарегистрирована в октябре 2010 г. (рис. 1в), что не может быть объяснено смелой рациона по сравнению с предыдущими двумя месяцами, т.к. состав пищи в желудках хариусов в августе–октябре 2010 г. был сходным. Также не отмечено значительных различий в возрасте, коэффициенте наполненности кишечника (3–4) и упитанности (1.4–1.6) хариусов в исследованных выборках.

Наши оценки показали, что в мышцах рыб-бентофагов возможно эффективное накопление калия и  $^{40}\text{K}$  из гаммарид. Другие ав-



торы (Анищенко и др., 2009) также отмечали возможность накопления калия в мышцах хариуса из гаммарид и других представителей зообентоса Енисея. Судя по величинам КН, накопление техногенных радионуклидов в мышцах рыб-бентофагов из биомассы гаммарид неэффективно. Источником поступления техногенных радионуклидов в мышцы хариуса помимо гаммарид могут быть другие пищевые объекты либо вода. Так, известно, что металлы могут поступать в тела рыб из воды через жабры и пищеварительный тракт (Попов, 2002).

Концентрации ряда переходных металлов, относящихся к числу необходимых для жизнедеятельности рыб, в печени хариуса превышали концентрации в мышцах в 8.7 раз для железа, 6.9 раз для меди, в 4.7 раз для марганца, в 3.5 раз для цинка. Более высокие концентрации вышеупомянутых металлов в печени по сравнению с мышцами отмечаются для разных видов пресноводных рыб другими авторами (Леонова, Бачинский, 1998; Погодаева и др., 1998; Попов, 2002; Бияк и др., 2009). Таким образом, большая часть содержания металлов, попавших из крови в печень рыб, выводится из организма. В печени хариуса возможно эффективное накопление калия, цинка и кадмия из биомассы гаммарид (рис. 3б). Перенос других металлов в печень рыб малоэффективен. Радионуклиды в печени рыб нам обнаружить не удалось, хотя в конце зимы и весной 2010 г. они были зарегистрированы во внутренних органах хариусов Енисея (Зотина и др., 2012).

Предположение об аналогичности поведения радиоактивных и стабильных изотопов в экосистеме основано на их химическом сходстве, хотя известно такое явление, как фракционирование изотопов (Галимов, 1981). В рассмотренных нами трофических парах эффективность накопления калия сравнима

с эффективностью накопления  $^{40}\text{K}$ , который в природной смеси изотопов составляет 0.012 %. Такое поведение калия ожидаемо, поскольку соотношение изотопов этого элемента в природе постоянно. Накопление цинка и кобальта в пищевой паре водный мох–гаммариды в несколько раз менее эффективно, чем накопление радиоактивных изотопов  $^{60}\text{Co}$  и  $^{65}\text{Zn}$ . В трофических парах гаммариды–хариус (мышцы) и гаммариды–елец (мышцы), наоборот, накопление цинка более эффективно, чем изотопа  $^{65}\text{Zn}$  (рис. 2б, в; рис. 3б). В отличие от радиоактивного стабильный изотоп цинка может эффективно накапливаться из тел гаммарид в печени хариуса и менее эффективно – в мышцах (рис. 3б). В целом можно констатировать, что трофический перенос исследованных переходных металлов, а также их отдельных радиоактивных изотопов в мышцы рыб-бентофагов р. Енисей из гаммарид малоэффективен.

В радиоэкологии К и Cs рассматриваются как элементы-аналоги (IAEA, 2009; Varga et al., 2009). Наши оценки показали, что значительная доля активности (до 70 %)  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в телах хариусов находится в мышцах (Зотина и др., 2012). Близкие величины приводятся для пресноводных рыб другими авторами (Гудков и др., 2008; Yankovich, 2009). Таким образом, цезий распределяется в организме рыб так же, как его аналог – калий. Однако эффективность накопления  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах рыб-бентофагов (хариусов и ельцов) из зообентоса в р. Енисей была значительно меньше, чем  $^{40}\text{K}$  и К. Известно, что эффективность накопления элементов-аналогов определяется биодоступностью макроэлемента-аналога в среде (Yankovich et al., 2009). На основе анализа рыб из разных пресноводных экосистем установлено, что накопление  $^{137}\text{Cs}$  пресноводными рыбами отрицательно коррелирует с концентрацией  $\text{K}^+$  в окружающей

среде (Rowan, Rasmussen, 1994). Очевидно, что концентрация биодоступного для рыб-бентофагов калия в р. Енисей значительно превышает концентрацию цезия.

Многие авторы отмечают зависимость эффективности накопления  $^{137}\text{Cs}$  пресноводными рыбами от типа их питания. В частности, показано, что самые высокие удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  регистрируются в тканях (мышцах) хищных видов рыб (Рябов, 2004; Полякова и др., 2009; Зарубин и др., 2009). Мы также отмечали возможность эффективного трофического переноса  $^{137}\text{Cs}$  в мышцы щуки из тел хариусов и ельцов в р. Енисей (Трофимова и др., 2012). Следовательно, в телах рыб-бентофагов  $^{137}\text{Cs}$  приобретает более доступную форму для высших трофических уровней.

### Заключение

Анализ удельных активностей радионуклидов и концентраций металлов в компонентах трофических сетей р. Енисей, ведущих к рыбам-бентофагам *L. l. baicalensis*,

*Th. arcticus*, показал, что трофический перенос металлов (Fe, Zn, Cu, Mn, Cr, Co, Pb, Cd) и техногенных радионуклидов, регистрируемых в мышцах рыб ( $^{65}\text{Zn}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ), из одного из основных компонентов питания рыб – гаммарид – неэффективен ( $\text{КН} < 1$ ). Эффективное накопление в данных трофических парах возможно только для калия и его природного радиоактивного изотопа  $^{40}\text{K}$ . В печени хариуса возможно эффективное накопление калия, цинка и кадмия из биомассы гаммарид. В биомассе гаммарид возможно накопление меди и радиоизотопа цинка ( $^{65}\text{Zn}$ ) из водного мха, перенос других исследованных стабильных и радиоактивных изотопов в данной трофической паре неэффективен.

Сравнение  $\text{КН}$  стабильных и радиоактивных изотопов показало, что в исследованных трофических парах эффективность накопления совпадает только для пары изотопов-аналогов  $\text{K}$  и  $^{40}\text{K}$ . Эффективность накопления изотопов элементов-аналогов  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в исследованных трофических парах не подчинялась аналоговому механизму.

### Список литературы

1. Александрова Ю.В., Болсуновский А.Я. (2012) Радионуклиды в воде р. Енисей. В: С.В. Куркатов и др. (Ред.) Радиоэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, Красноярск, 14-16 мая 2012 г., 190-194 с.
2. Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С., Сущик Н.Н., Грибовская И.В. (2009) Распределение и миграция металлов в трофических цепях экосистемы реки Енисей в районе г. Красноярска. Водные ресурсы 36 (5): 623–632.
3. Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С., Калачёва Г.С., Грибовская И.В. (2010) Оценка антропогенного загрязнения р. Енисей по содержанию металлов в основных компонентах экосистемы на участках, расположенных выше и ниже г. Красноярска. Journal of Siberian Federal University, Biology 3(1): 82-98.
4. Бияк В.Я., Хоменчук В.А., Курант В.З., Грубинко В.В. (2009) Видовые особенности распределения тяжелых металлов в организме рыб Западного Подолья. Гидробиол. журн. 45 (3): 55–64.
5. Болсуновский А.Я., Суковатый А.Г. (2004) Радиоактивное загрязнение водных организмов реки Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината. Радиационная биология. Радиоэкология 44 (3): 361–366.

6. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. (2008) Изучение форм нахождения техногенных радионуклидов  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в донных отложениях р. Енисей. Радиохимия 50 (5): 475–480.
7. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.В., Дегерменджи А.Г. (2008) Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды реки Енисей. Докл. АН 423 (4): 479–482.
8. Вышегородцев А.А., Скопцова Г.Н., Чупров С.М., Зуев И.В. (2002) Практикум по ихтиологии. Красноярск: КрасГУ, 127 с.
9. Вышегородцев А.А. (2002) Краткий словарь ихтиолога. Красноярск: КрасГУ, 320 с.
10. Галимов Э.М. (1981) Природа биологического фракционирования изотопов. М.: Наука, 247 с.
11. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б., Кленус В.Г. (2008) Динамика содержания и распределение основных дозообразующих радионуклидов у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Гидробиол. журн. 44 (3): 95–113.
12. Зарубин О.Л., Малюк И.А., Костюк В.А. (2009) Особенности содержания  $^{137}\text{Cs}$  у различных видов рыб Каневского водохранилища на современном этапе. Гидробиол. журн. 45 (5): 110–116.
13. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Болсуновский А.Я. (2012) Радионуклиды в хариусе сибирском на радиационно-загрязненном участке среднего течения р. Енисей. Радиационная биология. Радиоэкология 52 (3): 305–311.
14. Зуев И.В., Семенова Е.М., Шулепина С.П., Резник К.А., Трофимова Е.А., Шадрин Е.Н., Зотина Т.А. (2011) Питание хариуса *Tymallus sp.* в среднем течении р. Енисей. Journal of Siberian Federal University, Biology 4 (3): 281–292.
15. Леонова Г.А., Бычинский В.А. (1998) Гидробионты Братского водохранилища как объекты мониторинга тяжелых металлов. Водные ресурсы 25 (5): 603–610.
16. Носов А.В., Мартынова А.М. (1996) Анализ радиационной обстановки на р. Енисее после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК. Атомная энергия 81 (3): 226–232.
17. Погодаева Т.В., Смирнов В.В., Смирнова-Залуми Н.С., Титова Е.Ю. (1998) Тяжелые металлы (Zn, Fe, Cu, Mn, Pb) в тканях и органах байкальского омуля. Сиб. экол. журн. 5: 477–483.
18. Полякова Н.И., Пельгунова Л.А., Рябцев И.А., Рябов И.Н. (2009) Динамика накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в тканях промысловых видов рыб рек Тобол и Иртыш в 1995–2007 гг. Радиационная биология. Радиоэкология 49 (6): 721–728.
19. Попов П.А. (2002) Оценка экологического состояния водоемов методами ихтиоиндикации. Новосибирск: Новосиб. гос. ун-т, 270 с.
20. Рябов И.Н. (2004) Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Товарищество научных изданий КМК, 215 с.
21. Трофимова Е.А., Зотина Т.А., Болсуновский А.Я. (2012) Оценка переноса техногенных радионуклидов в трофических сетях реки Енисей. Сиб. экол. журн. 4: 497–504.
22. Bolsunovsky A., Bondareva L. (2007) Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. J. Alloy. Compd. 444–445: 495–499.

23. IAEA (International Atomic Energy Authority) (2009) Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radioecological assessments. TECDOC-1616. Vienna: IAEA, 622 p.
24. Kalachova G.S., Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Makhutova O.N. (2011) Water moss as a food item of the zoobenthos in the Yenisei River. Cent. Eur. J. Biol. 6 (2): 236–245.
25. Rowan D.J., Rasmussen J.B. (1994) Bioaccumulation of radiocesium by fish – the influence of physicochemical factors and trophic structure. Can. J. Fish Aquat. Sci. 51 (11): 2388–2410.
26. Varga B., Leclerc E., Zadyvai P. (2009) The role of analogues in radioecology. J. Environ. Radioactiv. 100: 802–805.
27. Yankovich T.L. (2009) Mass balance approach to estimating radionuclide loads and concentrations in edible fish tissues using stable analogues. J. Environ. Radioactiv. 100: 795–801.

## **Efficacy of Trophic Transfer of Radioactive and Stable Isotopes of Metals to Zoobenthos-Feeding Fish of the Yenisei River**

**Tatiana A. Zotina, Elena A. Trofimova,  
Alexandr Ya. Bolsunovsky and Olesia V. Anishenko**  
*Institute of Biophysics SB RAS,  
50/50 Akademgorodok, Krasnoyarsk, 660036 Russia*

---

*Accumulation of radioactive and stable isotopes of metals in trophic chain of the Yenisei River leading to zoobenthivorous fish species, dace (*Leuciscus leuciscus baicalensis*) and grayling (*Thymallus arcticus*), have been investigated. Concentration factors (CF) of radionuclides and metals in trophic pairs, aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) – gammarids (*Gammaridea*), gammarids – dace and gammarids – grayling, were estimated. Dietary transfer of metals (Fe, Zn, Cu, Mn, Cr, Co, Pb and Cd) and artificial radionuclides ( $^{65}\text{Zn}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) from gammarids to muscles of fish species was not effective ( $CF < 1$ ). Effective transfer of potassium ( $CF = 2.6-3.4$ ) and its natural isotope  $^{40}\text{K}$  ( $CF = 2.6-2.8$ ) is possible in these trophic pairs. Effective accumulation of K, Zn and Cd in liver of grayling is possible from biomass of gammarids ( $CF = 3.2, 3.0$  and  $2.1$ , respectively). Accumulation of copper and  $^{65}\text{Zn}$  is possible in biomass of gammarids from aquatic moss ( $CF = 2.9$  and  $2.2-8.7$ , respectively). Dietary transfer of other stable and radioactive isotopes of metals in this trophic pair is not effective. Efficacy of dietary transfer was similar for analogue isotopes K and  $^{40}\text{K}$  only. Efficacy of diet transfer of isotopes of analogue elements,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$ , differed considerably among the studied trophic pairs.*

*Keywords: aquatic moss, dace, gammarids, grayling, *Fontinalis antipyretica*, *Gammaridea*, *Leuciscus leuciscus baicalensis*, *Thymallus arcticus*.*

---