

УДК [574:539.16.047]+591.1+599.343.4

## <sup>90</sup>Sr В СКЕЛЕТЕ ГРЫЗУНОВ ИЗ ЗОНЫ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА: МЕЖ- И ВНУТРИВИДОВЫЕ ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ

© 2023 г. В. И. Стариченко\*

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

\*e-mail: starichenko@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 15.03.2023 г.

После доработки 11.04.2023 г.

Принята к публикации 17.04.2023 г.

**Ключевые слова:** <sup>90</sup>Sr, скелет, грызуны, Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), экстраполяция

**DOI:** 10.31857/S0367059723050104, **EDN:** RXRBVL

Остеотропными являются органические (например, ализарин, тетрациклин) и неорганические (Ca, P, Mg) вещества, стабильные элементы (F, Pb, Cr, Zn, Be, V) и радиоактивные изотопы (<sup>45</sup>Ca, <sup>90</sup>Sr, <sup>91</sup>Y, <sup>210</sup>Pb, <sup>224</sup>, <sup>226</sup>, <sup>228</sup>Ra, <sup>238</sup>, <sup>239</sup>Pu, <sup>241</sup>Am), многие из которых токсичны. Их опасность обусловлена тем, что, во-первых, эти вещества избирательно накапливаются в скелете и остаются в костной ткани на продолжительный срок, во-вторых, ряд остеотропных радионуклидов имеют длительный период полураспада, вследствие чего являются постоянным источником внутреннего облучения или интоксикации организма. К настоящему времени накоплен большой фактический материал по обмену остеотропных токсических веществ и эффектам их воздействия на организм позвоночных (см. обзоры [1–5] и др.), однако ряд проблем все еще не решен.

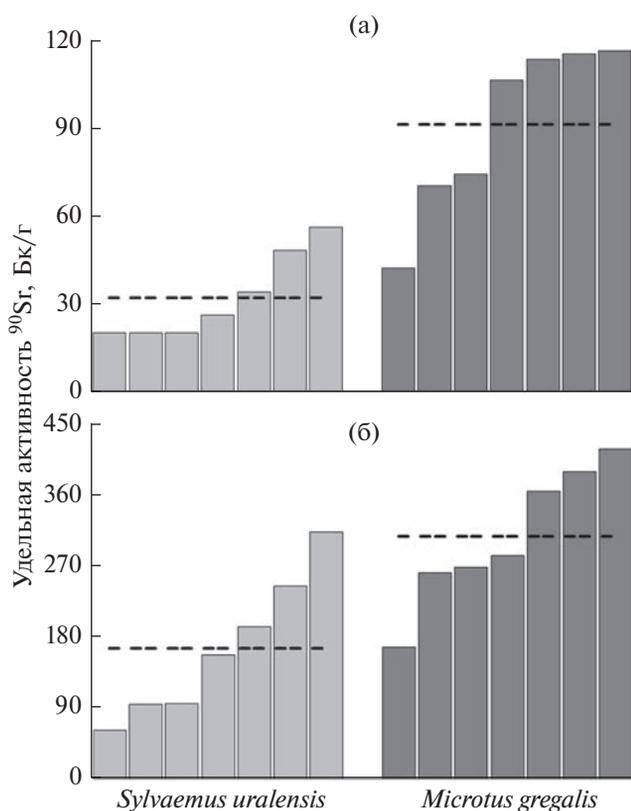
Размах индивидуальных показателей накопления остеотропных веществ внутри одного вида даже у лабораторных животных довольно широк. Например, в лабораторном эксперименте индивидуальные показатели обмена <sup>90</sup>Sr и стабильного фтора у мышей различаются в 2–8 раз при коэффициенте вариации 13.5–25.9 и 23.5–36.5% соответственно [6]. Еще больше диапазон значений в природных популяциях. В работе [7] обобщены все известные данные по коэффициентам перехода радионуклидов из среды в наземные и водные животные и растения, приведены численные значения коэффициентов (во многих случаях с разбросом на порядки величин), однако в большинстве случаев причины различий и разбросов авторы не объясняют, признавая наличие проблемы.

В последних обзорах литературы по состоянию наземных экосистем ВУРСа, Чернобыля и

Фукусимы [8–11] подчеркивается, что экстраполяция данных о биологических эффектах, полученных в лабораторных (контролируемых) условиях, для прогнозирования эффектов в полевых условиях является весьма сложной задачей. Это связано с тем, что при обитании животных на радиоактивно загрязненных территориях в условиях хронического поступления <sup>90</sup>Sr к влиянию эндогенных характеристик добавляются экзогенные факторы (уровень загрязнения территории обитания, год и сезон отлова, пищевые предпочтения). Значительный вклад в изменчивость депонирования <sup>90</sup>Sr в организме животных вносят неоднородность загрязнения почв и, как следствие, различия в кормовой базе. Показано, например, что на участках размером 0.2–0.5 км<sup>2</sup> разброс в плотностях загрязнения почв <sup>90</sup>Sr составляет 1.2–2.7 раза, а по мере удаления от центральной оси ВУРСа уровни загрязнения снижаются на три порядка величин [12]. Это делает актуальными именно полевые исследования природных популяций.

Не менее сложными являются проблемы межвидовых различий в уровне накопления радионуклидов. В частности, недостаточно известны механизмы формирования радиобиологически значимых межвидовых различий и их возможная роль в экологической специализации видов. Обычно видовой показатель — это среднее значение депонирования <sup>90</sup>Sr у отдельных индивидов представительной выборки, причем диапазон внутривидовых различий накопления радионуклида регулярно превышает межвидовые различия ([13, 14] и др.).

Актуальность цели настоящего исследования — оценить меж- и внутривидовые особенности аккумуляции остеотропных радионуклидов на примере



**Рис. 1.** Аккумуляция  $^{90}\text{Sr}$  в скелете ювенильных животных (а) и неразмножающихся сеголеток (б) двух видов грызунов, отловленных в зоне ВУРСа с плотностью загрязнения почв  $^{90}\text{Sr} \approx 0.74$  (а) и  $\approx 3.7$  МБк/м<sup>2</sup> (б). Штриховой линией обозначен средневидовой уровень.

депонирования  $^{90}\text{Sr}$  в скелете грызунов, обитающих в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа), и проанализировать возможные причины этих различий. Нами  $^{90}\text{Sr}$  рассмотрен не только как конкретный радионуклид, но и как индикатор депонирования других веществ, накапливающихся в скелете.

В работе использован костный материал малой лесной мыши (*Sylvaemus uralensis* Pall, 1811) и узкочерепной полевки (*Microtus gregalis* Pall, 1779). Животные были отловлены в 2012 г. на двух участках ВУРСа с плотностью загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  в среднем 0.74 и 3.7 МБк/м<sup>2</sup>. Из больших выборок животных проанализированы только те особи, которые принадлежали к одной функционально-возрастной группе (ювенильные животные или неразмножающиеся сеголетки), вследствие чего однородные выборки малочисленны (по 7 особей).

Для определения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  (Бк г<sup>-1</sup> сырой кости) очищенные и озоленные бедренные кости растворяли в концентрированной азотной кислоте. Раствор наносили на алюминиевую подложку и высушивали. Радиометрию проб осуществляли на приборе бета-счета

VAG-120 (VEB RFT Messelektronik, производство Германии) с использованием калийных эталонов [15]. Результаты измерений представляют собой суммарную удельную активность  $^{90}\text{Sr}$  и его дочернего  $^{90}\text{Y}$  (в равновесии).

Статистическая обработка данных выполнена с помощью программы Microsoft Excel 2007. Значимость различий между выборками оценивали с помощью *t*-критерия Стьюдента. Статистический вывод осуществляли на 5%-ном уровне значимости ( $p < 0.05$ ). Анализировали также литературные данные по интересующей тематике.

На рис. 1 представлены данные по аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  в скелете двух видов грызунов. Средние значения накопления  $^{90}\text{Sr}$  у малых лесных мышей, отловленных в зоне ВУРСа с плотностью загрязнения почв  $^{90}\text{Sr} \approx 0.74$  и  $\approx 3.7$  МБк/м<sup>2</sup>, как у ювенильных животных, так и у неразмножающихся сеголеток в 1.5–2 раза меньше, чем у узкочерепных полевков (32 и 91 Бк/г и 162 и 301 Бк/г соответственно), что отмечали ранее и другие авторы ([16, 17] и др.); индивидуальные показатели у ювенильных животных – 20–56 и 42–116 Бк/г (коэффициент вариации 32–47%), у неразмножающихся сеголеток – 60–306 и 164–410 Бк/г (коэффициент вариации 29–55%), т. е. индивидуальные значения аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  различаются в 2.5–5.1 раза. Межвидовые различия средних составляют 2.8 для ювенилов и 1.9 – для неразмножающихся сеголеток и значимы в обоих случаях ( $p < 0.001$ ).

Полученные нами результаты с учетом литературных данных позволяют сделать предположение о различиях механизмов, определяющих особенности депонирования  $^{90}\text{Sr}$  у отдельных особей, принадлежащих к одному виду, и между разными видами.

Межвидовые различия базируются на экологических особенностях вида (в частности, на уровне энергетического обмена, продолжительности жизни, параметрах метаболизма базового минерала скелета – стабильного кальция, особенностях экологической специализации, различии рационов). Последний фактор является весьма существенным и объясняет выявленные нами межвидовые различия, поскольку остальные перечисленные параметры у мышей и полевков близки. Мыши питаются семенами и насекомыми, полевки – надземными и подземными частями растений, заглатывая при этом частички почвы, содержащие радионуклид ([16, 17] и др.), вследствие чего в их организм попадают большие количества радионуклида, чем у мышей.

Индивидуальные особенности накопления остеотропных веществ внутри одного вида обуславливают преимущественно морфофизиологические параметры скелета, через которые опосредуется

влияние пола и возраста животных [2, 3, 18]. Например, влияние на аккумуляцию  $^{90}\text{Sr}$  одного из эндогенных факторов скелета – минеральной плотности костной ткани – выявлено как при обитании животных на радиоактивно загрязненных территориях [16, 18], так и в лабораторных экспериментах [19]. Показано [3], что уровень депонирования таких остеотропных веществ, как  $^{91}\text{Y}$  (однократное введение) и стабильный фтор (хроническое поступление), в скелете экспериментальных животных (крысы Вистар и лабораторные мыши) также определяется морфофизиологическими характеристиками их скелета [3]. Следует отметить, что при анализе более крупной выборки животных, чем в нашем исследовании, т.е. отловленных на значительно большей территории, в действие будет вступать большее количество факторов: мозаичность загрязнения территории, демографическая структура популяции, присутствие в выборке животных-мигрантов и т.д. [13, 16].

Косвенно наши предположения о различии механизмов меж- и внутривидовой варибельности накопления радионуклидов подтверждаются успешной межвидовой экстраполяцией периода полувыведения ряда радионуклидов на основе принципа подобия обмена веществ ([20, 21] и др.) и невозможностью использования такого подхода для индивидуального прогнозирования. Очевидно, эта невыполнимость связана с тем, что ни один из экстраполяционных параметров (уровень обмена веществ, масса тела, теплопродукция, потребление кислорода, продолжительность жизни) непосредственно не связан с факторами, определяющими уровень задержки радионуклидов в скелете отдельного индивида. В этом же ряду факторов – кальций-энергетический показатель ( $\text{Ca}/E$ ), позволивший получить показатели депонирования  $^{90}\text{Sr}$  у человека, совпадающие с реально наблюдаемыми характеристиками, на основе данных по животным [22].

Таким образом, на примере двух видов грызунов, обитающих на территории ВУРСа, показаны различия средневидовых и внутривидовых уровней накопления  $^{90}\text{Sr}$ , что подтверждают литературные данные. На основе наших и опубликованных результатов сформулированы основные причины меж- и внутривидовых различий накопления остеотропных радионуклидов. Представленный в работе анализ может быть полезен при поиске путей совершенствования экстраполяционных подходов и, в частности, при интерпретации недостаточной прецизионности межвидовой экстраполяции вследствие высокого уровня индивидуальной изменчивости, поскольку эти процессы в значительной степени независимы.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИЭРиЖ УрО РАН (№ 122021000077-6).

Автор выражает благодарность М.В. Модорову за предоставление костного материала и данных камеральной обработки, Н.М. Любашевскому – за обсуждение полученных результатов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ICRP Publication 20: Alkaline earth metabolism in adult man. Oxford: Pergamon Press, 1973. 92 p. <https://icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%2020>
2. *Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я.* и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: Справ. изд. Л.: Химия, 1990. 464 с.
3. *Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В.* Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. Екатеринбург: Наука, 1993. 168 с.
4. *Шведов В.Л., Аклеев А.В.* Радиобиология стронция-90. Челябинск: Уральский научно-практический центр радиационной медицины, 2001. 298 с.
5. *Калистратова В.С., Беляев И.К., Жорова Е.С.* и др. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов / Под ред. Калистратовой В.С. Изд. 2-е, переработанное. М: Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна, 2016. 556 с. [https://medradiol.fmbafmbc.ru/journal\\_medradiol/abstracts/2016/Book\\_Kalistratova.pdf](https://medradiol.fmbafmbc.ru/journal_medradiol/abstracts/2016/Book_Kalistratova.pdf)
6. *Стариченко В.И.* Метаболизм остеотропных токсических веществ: наследственная детерминация // Экологическая генетика. 2010. Т. VIII. № 3. С. 27–37. <https://journals.eco-vector.com/ecolgenet/article/viewFile/5485/4268>
7. *Beresford N.A., Wood M.D., Baillie J.V.* et al. Making the most of what we have: application of extrapolation approaches in radioecological wildlife transfer models // J. Environ. Radioactivity. 2016. V. 151. P. 373–386. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.03.022>
8. *Fesenko S.* Review of radiation effects in non-human species in areas affected by the Kyshtym accident // J. Radiol Prot. 2019. V. 39. № 1. R1–R17. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aafa92>
9. ICRP Publication 146: Radiological Protection of People and the Environment in the Event of a Large Nuclear Accident: Update of ICRP Publications 109 AND 111, 2020. <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0146645320952659>
10. *Гераськин С.А., Фесенко С.В., Волкова П.Ю., Исачков Н.Н.* Что мы узнали о биологических эффектах облучения в ходе 35-летнего анализа последствий аварии на Чернобыльской АЭС? // Радиационная биология. 2021. Т. 61. № 3. С. 234–260. <http://rad-bio.ru/ru/archive/73/79/3139/>
11. *Omelianets N., Vazyka D., Igumnov S.* et al. Health Effects of Chernobyl and Fukushima: 30 and 5 years down the line // Commissioned by Greenpeace. Brussels, 2016. 99 p. <https://www.ncf-net.org/library/HealthEffectsOfChernobylAndFukushimaGreenpeace.pdf>
12. *Mikhailovskaya L.N., Modorov M.V., Pozolotina V.N., Antonova E.V.* Heterogeneity of soil contamination by  $^{90}\text{Sr}$  and absorption its by herbaceous plants in the East Ural Radioactive Trace area // Science of the Total En-

- viron. 2019. V. 651. Part 2. P. 2345–2353.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.119>
13. *Chesser R.K., Sugg D.W., Lomakin M.D.* et al. Concentrations and dose rate estimates of <sup>134,137</sup>Cesium and <sup>90</sup>Strontium in small mammals at Chernobyl, Ukraine // *Environ. Toxicol. Chem.* 2000. V. 19. № 2. P. 305–312.
  14. *Beaugelin-Seiller K., Della-Vedova C., Garnier-Laplace J.* Is non-human species radiosensitivity in the lab a good indicator of that in the field? Making the comparison more robust // *J. Environ. Radioactivity.* 2020. V. 211. 105870.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.12.012>
  15. *Стариченко В.И., Любашевский Н.М.* Индивидуальные особенности аккумуляции <sup>90</sup>Sr в организме двух видов серых полевок, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 1998. Т. 38. Вып. 3. С. 375–383.
  16. *Ильенко А.И., Крапивко Т.П.* Экология животных в радиационном биогеоценозе. М.: Наука, 1989. 224 с.
  17. *Тарасов О.В.* Радиоэкология наземных позвоночных головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Озёрск, 2000. 16 с.
  18. ICRP Publication 89. Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: Reference Values. 2002. Ann. ICRP 32 (3-4). [http://radon-and-life.narod.ru/pub/ICRP\\_89.pdf](http://radon-and-life.narod.ru/pub/ICRP_89.pdf)
  19. *Стариченко В.И.* Минеральная плотность костной ткани как фактор депонирования <sup>90</sup>Sr: данные эксперимента // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2019. Т. 59. № 1. С. 103–112. <https://sciencejournals.ru/cgi/getPDF.pl?jid=radiobio&year=2019&vol=59&iss=1&file=RadBio1901010Starichenko.pdf>
  20. *Лихтарев И.А.* О возможности экстраполяции экспериментальных данных с животных на человека по системе метаболических коэффициентов // *Радиобиологический эксперимент и человек.* М., 1970. С. 106–111.
  21. *Lathrop K.A., Tsui V.M.W., Chen C.T., Harper P.V.* Multiparameter extrapolation of biodistribution data between species // *Health Phys.* 1989. V. 57. Suppl. 1. P. 121–126.
  22. *Любашевский Н.М., Попов Б.В., Мокроносков А.А.* и др. Биологические основы межвидовых экстраполяций параметров скелетного метаболизма // *Пограничные проблемы экологии: Сб. науч. тр. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1986. С. 84–102.*