

УДК 574:539.16.047:591.1

© 2013

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БЕТА-АКТИВНОСТИ В ОРГАНИЗМЕ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ, ОБИТАЮЩИХ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

В.И. Стариченко, М.В. Модоров

Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений и животных УрО РАН

Представлены данные по аккумуляции β -активности в организме нескольких видов мышевидных грызунов, обитающих в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа с начальной плотностью поверхностного загрязнения ^{90}Sr 0,074–18,5 МБк/м² (2–500 Ки/км²). Показана большая вариабельность индивидуальных значений депонирования, одной из причин которой является значительный разброс загрязнения почвы в местах отлова животных. Подтверждены известные для лабораторных мышей закономерности депонирования ^{90}Sr ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) в скелете, отличительные же особенности накопления могут быть связаны с морфофизиологическими особенностями строения скелета полевых животных. Показана корреляция β -активности скелета с β -активностью желудочно-кишечного тракта ($r = 0,882$, $p < 0,001$) и всего организма ($r = 0,998$, $p < 0,01$). Однако для сопоставления аккумуляции радионуклидов в целостном организме с депонированием в скелете следует исследовать вклад в β -активность тушки внешнего радиоактивного загрязнения шкурки.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ГРЫЗУНЫ, ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКИЙ РАДИОАКТИВНЫЙ СЛЕД (ВУРС), СУММАРНАЯ β -АКТИВНОСТЬ, $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, РАДИОМЕТРИЯ, ВСЁ ТЕЛО, ЖКТ, КОСТНАЯ ТКАНЬ

При поступлении радионуклидов в организм позвоночных животных и человека известна их избирательная способность накапливаться в отдельных органах и тканях, следствием чего является пространственная неравномерность облучения.

Основными дозообразующими радионуклидами на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) являются β -излучатели ^{90}Sr и его дочерний ^{90}Y и β - γ -излучатель ^{137}Cs (его удельная активность в почве на два порядка величин ниже, чем $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$). Для $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ критическим органом является скелет, в котором накапливается до 99 % от количества, содержащегося в организме. В скелете две мишени β -облучения $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$: красный костный мозг и костные поверхности. Наиболее опасным эффектом облучения костного мозга является лейкоз, костей – остеосаркомы, обычно развивающиеся из клеток костных поверхностей.

Среди данных по распределению ^{90}Sr ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) внутри организма (скелета) доминируют результаты экспериментальных исследований на лабораторных грызунах. Удельный вклад исследований на полевых животных, обитающих на радиоактивно загрязненных территориях (ВУРС, Чернобыль), относительно невелик.

Цель работы – сравнительное изучение распределения β -активности в организме нескольких видов мышевидных грызунов, обитающих на территории ВУРСа.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследовали распределение β -активности в организме мелких млекопитающих, отловленных в 2009 г. на территории ВУРСа с начальной плотностью поверхностного загрязнения ^{90}Sr 0,074–18,5 МБк/м² (2–500 Ки/км²) [1].

Радиохимическим методом было показано, что β -активность скелета обитающих

на территории ВУРСа животных на 90–95 % обусловлена $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ [2]. Поэтому правомерно отождествлять величину β -активности скелета и содержание в нем этих радионуклидов. Сходные результаты получены другими авторами при исследовании накопления радионуклидов в организме грызунов и крупных млекопитающих на ВУРСе: удельная активность ^{137}Cs в их скелете на 2–3 порядка величин меньше, чем $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, а содержание ^{137}Cs в скелете составляет от десятых долей процента до нескольких процентов [3]. Близкое соотношение депонирования этих радионуклидов выявлено также у жителей, проживающих на сопредельных с ВУРСом территориях [4].

В противоположность этому, суммарная β -активность внутренних органов, мышечной ткани и химуса обусловлена $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, ^{137}Cs и ^{40}K , активность которого составляет менее 1 % от β -активности всего тела. Поэтому при сравнении накопления радионуклидов в скелете и других тканях для унификации представляемого материала мы говорим о β -активности.

Видовой состав исследованных животных: полевка обыкновенная (*Microtus arvalis s.l.* Pall., 1778), полевка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall., 1776), пашенная полевка (*Microtus agrestis* L., 1761), красная полевка (*Myodes rutilus* Pall., 1779), малая лесная мышь (*Apodemus uralensis* Pall., 1811), мышь полевая (*Apodemus agrarius* Pall., 1771). Всего исследовано 37 животных.

Подготовка проб для радиометрии. На анализ отбирали мягкие ткани (внутренние органы вместе с мышцами, головным мозгом и шкуркой) и ЖКТ (вместе с химусом), а также отдельные кости и осевой скелет. Кости тщательно очищали; основную массу скелета очищали грубо. Предварительно взвешенные органы и ткани озоляли в муфельной печи (сухое озоление): мягкие ткани и ЖКТ – при $t = 300\text{ }^\circ\text{C}$ в течение 1,5 ч, кости – $t = 600\text{ }^\circ\text{C}$, 5 ч.

Для вычисления массы костной ткани в части скелета, озоленной вместе с остатками мягких тканей, применяли формулу [5]:

$$K = k_k (ck^* k_m - ck) / (k_m - k_k),$$

где K – масса костной ткани до озоления;
 ck, ck^* – масса всего образца (кость + мягкие ткани) до и после озоления, соответственно;

k_k, k_m – отношение сырой массы к массе золы (костной и мягких тканей соответственно).

Значения коэффициентов получали после озоления образцов тканей в стандартных условиях.

Из зольных остатков двумя способами готовили пробы для радиометрии.

1. В случае больших объемов исследуемого материала (мягкие ткани, ЖКТ, скелет) из предварительно растертой золы на алюминиевые подложки брали по 2–3 одинаковые навески ($100 \pm 0,5$ мг) каждой ткани. После этого на подложку с пробой вносили 0,5 мл спирта. Равномерного распределения взвеси достигали легким покачиванием подложки между браншами пинцета.

2. При исследовании мелких образцов (длинные трубчатые кости, нижние челюсти) после сухого озоления проводили озоление костей концентрированной азотной кислотой без предварительного их растирания (мокрое озоление). Длинные трубчатые кости анализировали попарно, нижние челюсти – раздельно.

Радиометрия проб. Радиометрию проб органов и тканей осуществляли на приборе "RFT 10 MHz-Zähler VAG-120". Для расчета абсолютной величины удельной активности образцов (Бк/г сырой ткани) градуировку прибора выполняли по серии калийных эталонов [6]. Для этого использовали химически чистый KCl. Соль предварительно прокаливали при $t = 120\text{--}130\text{ }^\circ\text{C}$ в течение 2 ч, затем растирали в фарфоровой ступке и готовили серию проб (от 10 до 150 мг). После их радиометрии строили кривую самопоглощения. Ошибка метода не превышает 7–10 %.

Статистическая обработка данных выполнена с помощью пакета лицензионных программ Microsoft Excel 2002 и Statistica 6,0 (StatSoft Inc.).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Уровень депонирования β -активности в организме отдельных животных совпадает с данными, полученными нами ранее [7], индивидуальные показатели колеблются от 5 до 795 Бк. Большая вариабельность значений, несомненно, связана со значительным разбросом

Таблица 1

Накопление суммарной β -активности в разных органах и тканях, % от содержания во всём организме, $M \pm m$

Вид	n	Масса тела, г	Скелет	Мягкие ткани	ЖКТ
Мышь полевая	6	13,1±1,0 (8,9–16,4)*	56±9 (28–86)	15±2 (9–20)	29±8 (5–52)
Красная полевка	10	17,2±1,5 (11,5–26,0)	87±2 (76–95)	7±1 (1–12)	6±1 (3–12)
Полевка-экономка	10	25,8±2,2 (19,6–37,6)	84±1 (78–91)	6±1 (3–12)	10±1 (6–16)
Полевка обыкновенная	3	13,5; 19,8; 28,8	50; 67; 84	6; 8; 10	8; 27; 39
Пашенная полевка	2	34,3; 44,2	75; 77	6; 6	17; 18
Малая лесная мышь	6	17,5±0,6 (15,4–19,6)	84±2 (79–91)	4±1 (3–7)	12±1 (6–16)

Примечание. * Здесь и в табл. 3, 4: диапазон значений.

загрязнения почвы ^{90}Sr в местах отлова животных [1].

Выявлены межвидовые различия накопления суммарной β -активности во всем теле исследованных животных. Например, для полевых мышей эта величина составляет 10 ± 2 Бк, для красных полевок – 134 ± 25 , для полевок-экономок – 315 ± 97 , для обыкновенных полевок – 89, 120 и 465, для пашенных полевок – 195 и 264, для малых лесных мышей – 141 ± 14 Бк. На скелет приходится в среднем 56–87 %, на мягкие ткани – от 4 до 15 % β -активности организма в зависимости от вида животных (табл. 1). β -активность ЖКТ у разных видов в среднем различается в 5 раз (6–29 % от всей тушки).

Ранее нами [8] при исследовании двух видов серых полевок (*M. arvalis* и *M. gregalis*), отловленных на территории ВУРСа, было показано, что β -активность их скелета составляет 85–87 %, мягких тканей – 8–10 %, ЖКТ – около 5 % β -активности всего организма. Для мышевидных грызунов Чернобыльской зоны содержание ^{90}Sr в скелете в среднем составляет 93 % от накопленного во всем теле [9]. Несколько более высокая величина в этом случае, как мы считаем, связана с раздельным определением ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Отдельно следует обсудить распределение

Таблица 2

Накопление суммарной β -активности в органах и тканях полевых мышей, % от содержания во всём организме (индивидуальные данные)

Масса тела, г	Скелет	Мягкие ткани	ЖКТ
14,0	28	20	52
12,2	39	16	45
13,6	50	12	38
13,5	61	18	21
16,4	73	17	10
8,9	86	9	5

суммарной β -активности в организме полевых мышей (табл. 2), среди которых имеются особи с аномально низкой радиоактивностью скелета (28–50 % от суммарной β -активности всего организма). При этом в мягких тканях их тела депонировано до 20 %, в ЖКТ – до 52 % β -активности. Косвенно это свидетельствует о том, что данные животные являются мигрантами с "чистой" на "грязную" территорию, и в их организме отсутствует состояние динамического равновесия между поступлением радионуклидов из пищи и их аккумуляцией в скелете. Вполне возможно, однако, что причина кроется

в аномально высоком накоплении β -активности в шкурке этих животных, радиоактивность которой мы отдельно не исследовали.

У всей выборки животных явно выражена неравномерность распределения $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в отдельных костях скелета. Например, удельная активность $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в черепе варьирует от 1 до 271 Бк/г, в нижних челюстях – от 3 до 597 Бк/г, длинные трубчатые кости по этому показателю занимают промежуточное положение. Это совпадает с данными других авторов о различиях аккумуляции остеотропных радионуклидов в различных костях [10–12 и др.]. Такие внутри-скелетные особенности депонирования связаны, в первую очередь, с различиями удельных поверхностей костей [13]. Так, например, в черепе преобладают плоские кости, между которыми имеются отдельные спикулы, удельная поверхность (и, соответственно, удельная активность $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) значительно меньше, чем в длинных трубчатых костях и нижней челюсти, имеющих более развитую трабекулярную ткань.

Различия аккумуляции $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в отдельных костях отражаются в неравномерности мощности доз на их поверхностях [14].

В табл. 3 представлена удельная активность $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в различных костях и целостном скелете животных разных видов. Отсутствие внутри видов половых различий в депонировании

$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ позволило объединить данные по самцам и самкам и рассматривать их как единую выборку. Литературные материалы также свидетельствуют об относительно небольших половых различиях в накоплении и особенностях метаболизма большинства остеотропных радионуклидов (см. обзор [15, 16]). Исключение составляет период размножения [17], когда в организме самок происходят изменения в минеральном обмене, а также период быстрого роста, когда формируется масса скелета. Темп накопления–выведения радионуклидов и их количество в этот период различаются у самцов и самок за счет полового диморфизма в размерах скелета (тела).

В остеологии и радиобиологии принято считать, что бедренная кость репрезентативно отражает минеральный состав и метаболические характеристики целостного скелета [11, 18–21]. Из данных, представленных в табл. 3, следует, что самое близкое совпадение удельной активности $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ наблюдается для целостного скелета и бедренных или большеберцовых костей. Поэтому анализ именно длинных трубчатых костей может считаться самым информативным для исследования уровня накопления $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ во всем скелете не только лабораторных, но и полевых грызунов. Это положение представляется более обоснованным

Таблица 3

Аккумуляция $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (Бк/г) в различных костях и целостном скелете, $M \pm m$

Вид	n	Бедренные кости	Б/берцовые кости	Череп	Нижняя челюсть*	Весь скелет
Мышь полевая	6	7±2 (3–15)	8±3 (2–24)	3±1 (1–6)	9±2 (3–27)	6±2 (2–16)
Красная полевка	10	108±21 (27–197)	119±24 (22–235)	58±11 (11–107)	146±20 (23–315)	113±22 (22–218)
Полевка-экономка	10	118±33 (26–307)	134±38 (28–347)	69±20 (15–188)	133±25 (29–360)	117±33 (27–309)
Полевка обыкновенная	3	37; 48; 412	39; 53; 487	24; 27; 271	231±108 (55–597)	41; 45; 453
Пашенная полевка	2	76, 81	77, 81	37, 42	83±6 (70–93)	64, 71
Малая лесная мышь	6	79±13 (50–139)	93±17 (63–169)	50±10 (37–99)	119±13 (76–220)	93±15 (71–163)

Примечание. * Число наблюдений равно 2 n.

и надежным, чем другие (от представления о наличии более репрезентативных участков скелета [22, 23] до полного отрицания расчета β -активности целостного скелета по удельной активности отдельных костей [10]).

Однако есть и отличительные особенности депонирования $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в скелете экспериментальных и полевых грызунов. Так, у лабораторных мышей бедренные кости на 20–25 % тяжелее большеберцовых и удельная активность $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в них после однократного введения ^{90}Sr в среднем на 9,6 % больше, также всегда выше и относительное содержание радионуклидов [13]. У полевых животных на фоне такого же соотношения массы костей наблюдается обратная закономерность накопления радионуклидов: удельная активность $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в бедренных костях практически всегда меньше, чем в большеберцовых; относительное накопление в большинстве случаев значимо не различается (табл. 4). Полученные результаты могут быть связаны как с видовыми, так и с морфофизиологическими особенностями скелета полевых животных, обусловленными средой обитания, и требуют более тщательного исследования.

Обращает на себя внимание значительный внутривидовой разброс удельной активности $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ во всех костях и целостном скелете, относительное депонирование варьирует значительно меньше. Одной из причин различной

аккумуляции радионуклида может быть неоднородный возрастной состав выборки животных, о чем свидетельствует диапазон массы тела исследуемых животных. Возрастные различия в накоплении радионуклидов связаны в первую очередь с изменчивостью их содержания в рационе, которая, в свою очередь, определяется характером загрязнения почвы. Близкие виды мелких грызунов, которые живут на одной и той же территории, но употребляют в пищу разные виды корма, различаются по степени аккумуляции радионуклидов [24].

Однако для относительно малочисленных и гетерогенных выборок животных отдельных видов помимо их индивидуальных и видовых особенностей велика вероятность влияния на все параметры накопления $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ процессов миграции. Перемещения животных, обитающих на периферийных участках ВУРСа, с "грязной" на "чистую" территорию и обратно и, как следствие, питание какое-то время "чистыми" кормами нарушает динамическое равновесие между уровнем аккумуляции радионуклидов в мягких тканях и в скелете, что может достаточно быстро привести к нивелированию эффекта половозрастных и видовых особенностей их накопления [9].

Зависимость между загрязнением почвенно-растительного покрова, особенностями питания и уровнем накопления радио-

Таблица 4

Накопление $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в различных костях и отделах скелета, % от накопленного в скелете, $M \pm m$

Вид	n	Бедренные кости	Б/берцовые кости	Череп	Нижние челюсти
Мышь полевая	6	8,9±0,9 (6,2–12,1)	6,2±0,8 (3,6–8,7)	16,2±1,1 (13,1–20,7)	12,1±1,0 (9,3–15,5)
Красная полевка	10	5,9±0,2 (4,7–7,4)	5,3±0,2 (4,3–6,4)	20,3±1,0 (16,6–25,3)	14,1±0,5 (11,8–16,6)
Полевка-экономка	10	5,7±0,1 (5,1–6,2)	5,5±0,1 (5,0–6,5)	18,5±0,9 (14,6–21,9)	15,6±0,6 (12,3–17,6)
Полевка обыкновенная	3	4,5; 4,5; 6,0	4,2; 4,7; 5,1	18,7; 23,6; 23,7	14,5; 19,5; 20,1
Пашенная полевка	2	6,4; 6,5	5,1; 5,4	15,4; 21,3	15,0; 15,9
Малая лесная мышь	6	6,3±0,2 (5,3–6,9)	6,3±0,3 (5,4–7,6)	15,2±1,0 (10,8–18,0)	10,4±0,4 (9,2–11,6)

нуклидов в животном организме известна из литературы [3, 17, 22, 25 и др.]. Наблюдается тесная связь удельной активности радионуклидов в организме и в почве участка обитания. Это закономерно, поскольку более половины радионуклидов поступает в организм с её частицами, загрязняющими корма и слизываемыми с шерсти, и коррелирует ($r > 0,9$) с их содержанием в растительности [3, 26].

Исследование всей выборки животных выявило у них (рис. 1) корреляцию суммарной β -активности скелета и β -активности желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) ($r = 0,882$, $p < 0,001$). Ранее при исследовании двух видов серых полевков (*M. arvalis* и *M. gregalis*), обитающих на территории ВУРСа с плотностью загрязнения ^{90}Sr 18,5 МБк/м² (500 Ки/км²), нами [14] также была обнаружена корреляция накопления суммарной β -активности в скелете и ЖКТ (вместе с химусом): $r = 0,60$ ($p < 0,05$). Удельная β -активность в растительности, произрастающей на данной территории, колеблется от 9000 до 260000 Бк/кг сухой массы [27].

На рис. 2, 3 представлена зависимость β -активности скелета от β -активности мягких тканей и всего организма ($r = 0,926$, $p < 0,001$ и $r = 0,998$, $p < 0,01$, соответственно). Столь высокая коррелированность накопления радионуклидов в скелете и целостном организме является несколько неожиданной в свете представлений о том, что радиоактивность шкурки может быть равна β -активности всей тушки или мягких тканей. Поэтому для использования в радионуклидных исследованиях целостной тушки (вместо скелета или отдельной кости) требуется исследовать вклад, который вносит шкурка (в частности её внешнее загрязнение) в β -активность всего тела, чего, к сожалению, не было сделано в данной работе.

Таким образом, для полевых животных подтверждены известные для лабораторных мышей закономерности депонирования ^{90}Sr + ^{90}Y в скелете:

- неравномерность распределения $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$;
- расположение исследованных костей по уровню аккумуляции ^{90}Sr + ^{90}Y в ряд: череп < длинные трубчатые кости < нижняя челюсть, которое наблюдается у всех без исключения животных и связано с морфофизиологическими особенностями костей;

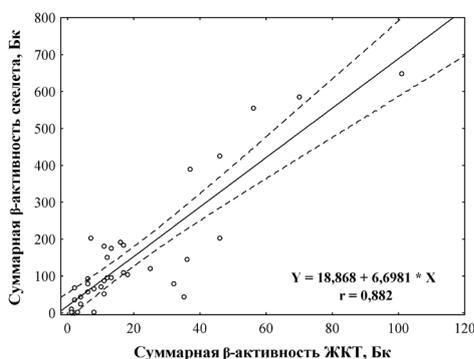


Рис. 1. Зависимость суммарной β -активности скелета от β -активности желудочно-кишечного тракта (ЖКТ). Пунктирные линии (здесь и на рис. 2, 3) – границы 95%-ного доверительного интервала

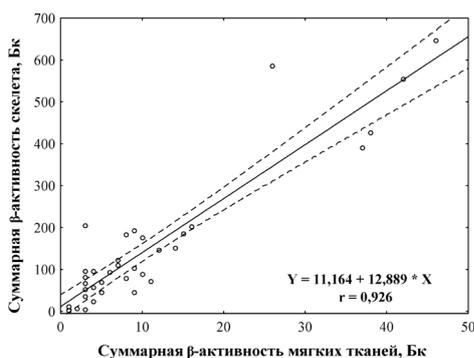


Рис. 2. Зависимость суммарной β -активности скелета от β -активности мягких тканей

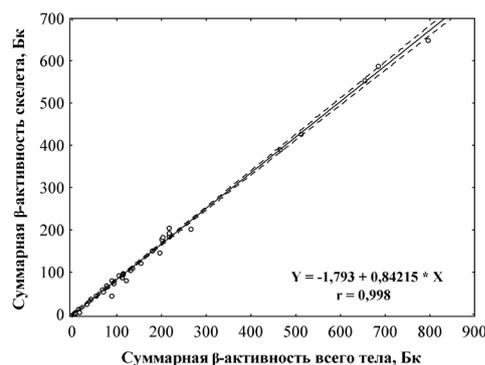


Рис. 3. Зависимость суммарной β -активности скелета от β -активности всего организма

– репрезентативность длинных трубчатых костей для характеристики метаболических процессов в целостном скелете.

Обнаружена зависимость между накоплением суммарной β -активности в скелете и β -активностью ЖКТ, мягких тканей и целостного организма ($r = 0,882$, $p < 0,001$; $r = 0,926$, $p < 0,001$ и $r = 0,998$, $p < 0,01$, соответственно). Однако, несмотря на столь высокую корреляцию аккумуляции β -активности в скелете и целостном организме, для радиометрического анализа всей тушки грызунов (вместо отдельной кости / костей) с последующей экстраполяцией полученных данных на скелет требуется оценка доли, вносимой в β -активность всего тела шкуркой.

Авторы выражают благодарность О.В. Тарасову за содействие в организации экспедиционных работ, Г.П. Малиновскому – за помощь в подготовке проб для радиометрии.

Работа выполнена при финансовой поддержке Междисциплинарного проекта фундаментальных исследований УрО РАН (№ 12–М–24–2016).

ЛИТЕРАТУРА

1. Климова Т.И., Глаголев А.В., Гусева Е.И. и др. Атлас геоэкологических карт на территории зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк". – М.– Озерск: ЗАО "Геоспецэкология", 2007. – 108 с.
2. Бетенев Н.Д., Ипатов Е.Г., Баушева О.П., Любашевский Н.М. Идентификация бета-излучателей биопроб с территории ВУРСа // Проблемы экологии и охраны окружающей среды: Тез. докл. науч.-практ. семинаров на междунар. выставке "Уралэкология-96". – Екатеринбург, 1996. – С. 193–194.
3. Тарасов О.В. Радиэкология наземных позвоночных головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Озерск, 2000. – 16 с.
4. Degteva M.O., Kozheurov V.P., Tolstykh E.I. Retrospective dosimetry related to chronic environmental exposure // Rad. Prot. Dosimetry. – 1998. – V. 79. – P. 155–160.
5. Любашевский Н.М., Меньшикова Г.А., Уткина В.Ф. Соотношение составных частей скелета крыс и распределение в них стронция-85 и иттрия-91 // Метаболизм радиоизотопов в животном организме. – Свердловск, 1974. – С. 3–11.
6. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Марья, А.С. Зыковой. – М.: МЗ СССР, 1980. – 336 с.
7. Стариченко В.И. Стронций-90 в костной ткани мелких млекопитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. – Томск: Тандем-Арт, 2004. – С. 576–579.
8. Стариченко В.И., Любашевский Н.М. Индивидуальные особенности аккумуляции ^{90}Sr в организме двух видов серых полевков, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиэкология. – 1998. – Т. 38. – Вып. 3. – С. 375–383.
9. Gaschak S.P., Maklyuk Y.A., Maksimenko A.M. et al. Radiation ecology issues associated with murine rodents and shrews in the Chernobyl exclusion zone // Health Phys. – 2011. – V. 101 (4). – P. 416–403.
10. Дубровина З.В., Зайдман С.Я., Панченко И.Я. и др. К вопросу о расчете активности скелета по содержанию стронция-90 в отдельных костях // Радиобиология. – 1963. – Т. 3, вып. 5. – С. 773–777.
11. Швыдко Н.С., Иванова Н.П., Рушоник С.И. Физико-химическое состояние и обмен плутония и америция в организме. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 144 с.
12. Kathren R.L., McInroy J.F., Swint M.J. Actinide distribution in the human skeleton // Health Phys. – 1987. – V. 52. – No. 2. – P. 179–192.
13. Стариченко В.И. Индивидуальные особенности кинетики остеотропных веществ: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Челябинск, 2007. – 50 с.
14. Стариченко В.И., Жуковский М.В. Дозовые нагрузки на костные поверхности мышевидных грызунов в зависимости от уровня накопления ^{90}Sr в скелете // Экология. – 2012. – № 3. – С. 210–214.
15. Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В. Индивидуальная изменчивость ме-

- таболизма остеотропных токсических веществ. – Екатеринбург: Наука, 1993. – 168 с.
16. Маклюк Ю.А., Гащак С.П., Липская А.И., Максименко А.М. Оценка распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по органам и тканям рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*) в условиях Чернобыльской зоны // Ядерная физика та енергетика. – 2006. – № 2 (18). – С. 115–123.
17. Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. – М.: Наука, 1989. – 224 с.
18. Бесядовский Р.А., Иванов К.В., Козюра А.К. Справочное руководство для радиобиологов. – М.: Атомиздат, 1978. – 128 с.
19. Любашевский Н.М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных. – М.: Наука, 1980. – 255 с.
20. Шведов В.Л., Аклев А.В. Радиобиология стронция-90. – Челябинск: УНПЦ РМ, 2001. – 298 с.
21. Indritz A.N., Hegarty P.V.J. Problems in the choice of a representative bone for mineral analysis: evidence from five bones of rats at two stages of development // J. Anat. – 1980. – V. 131. – No. 2. – P. 317–320.
22. Толстых Е.И. Половозрастные особенности минерализации скелета у жителей радиоактивно загрязненных территорий Уральского региона: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Челябинск, 2006. – 46 с.
23. Sontag W. The early distribution of ^{239}Pu , ^{241}Am and ^{233}U in the soft tissues and skeleton of old rats. A comparative study // Hum. Toxicol. – 1983. – V. 2. – No. 1. – P. 91–100.
24. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. – М.: Наука, 1974. – 168 с.
25. Chesser R.K., Sugg D.W., Lomakin M.D. et al. Concentrations and dose rate estimates of $^{134,137}\text{Cesium}$ and $^{90}\text{Strontium}$ in small mammals at Chernobyl, Ukraine // Environ. Toxicol. Chem. – 2000. – V. 19. – No. 2. – P. 305–312.
26. Chesser R.K., Rodgers B.E., Wickliffe J.K. et al. Accumulation of $^{137}\text{Cesium}$ and $^{90}\text{Strontium}$ from abiotic and biotic sources in rodents at Chernobyl, Ukraine // Environ. Toxicol. Chem. – 2001. – V. 20. – No. 9. – P. 1927–1935.
27. Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Нифонтова М.Г., Чибиряк М.В. Накопление радионуклидов мелкими млекопитающими, обитающими на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная безопасность и защита населения: Междунар. науч.-практ. конф., 5–6 апр. 1995 г. (Тез. докл.). – Екатеринбург, 1995. – С. 31–33.