

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ (^{90}Sr , ^{137}Cs) МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ

© 2007 г. Ю. А. Маклюк, А. М. Максименко, С. П. Гащак, М. Д. Бондарьков, И. В. Чижевский

Международная радиэкологическая лаборатория
Чернобыльского центра по проблемам ядерной безопасности,
радиоактивным отходам и радиэкологии
07100 Украина, Киевская обл., г. Славутич, ал. 151
E-mail: goryanaya@chornobyl.net
Поступила в редакцию 21.02.2006 г.

В 1986–1994 гг. уменьшение вклада пекормового пути поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм мелких млекопитающих Чернобыльской зоны и изменение доступности радионуклидов в цепи “почва–растения” привело к 10–100-кратному снижению их удельной активности (УА) в организме и такому же снижению коэффициента перехода (КП) в цепи “почва–животное”. В 1995–2005 гг. на фоне влияния комплекса физико-химических и экологических факторов закономерного снижения или увеличения КП и УА не отмечено. Предполагается, что в дальнейшем динамика радиоактивного загрязнения мелких млекопитающих в среднем будет отражать лишь динамику физического распада ^{90}Sr и ^{137}Cs , тем не менее сезонные и локальные вариации будут значительными.

Ключевые слова: Чернобыльская зона, мелкие млекопитающие, ^{137}Cs , ^{90}Sr , накопление радионуклидов.

С момента аварии на Чернобыльской АЭС прошло 20 лет и вопросам радиоактивного загрязнения различных компонентов окружающей среды было посвящено огромное количество исследований, в том числе и проблеме загрязнения диких животных. Наиболее обширный материал получен на мелких млекопитающих, хотя анализ многолетней динамики присутствует лишь в отдельных работах (Рождественская и др., 1990; Рождественская, 1995, 1999; Ryabokon et al., 2005). К сожалению, не все публикации первых лет можно использовать для анализа изменений, произошедших за этот период. Приведение данных только по сумме γ -излучающих радионуклидов игнорирует факт загрязнения животных короткоживущими изотопами (Кривоуцкий и др., 1999) и лишает возможности сравнить эти данные с материалами за последние 10–15 лет, когда инкорпорированные γ -излучатели представлены почти исключительно ^{137}Cs . Описание многолетней динамики накопления ^{134}Cs и ^{137}Cs у мелких млекопитающих можно найти только в двух работах (Рождественская, 1999; Ryabokon et al., 2005). В других публикациях многолетний аспект представлен в меньшей степени (Таскаев и др., 1990; Войтович, 2000). В некоторых работах кратко сообщается о радиоактивном загрязнении мелких млекопитающих при описании условий проведения иных исследований (Гайченко, 1995; Гайченко и др., 2001). Данные о накоплении ^{90}Sr

мелкими млекопитающими Чернобыльской зоны вообще малочисленны (Таскаев и др., 1990; Войтович, 1998; Гайченко и др., 2001; Ryabokon et al., 2005).

Начиная с 1995 г. в рамках проведения собственных и совместных исследований авторами настоящей работы был получен обширный материал, отражающий различные особенности радиоактивного загрязнения большинства видов мелких млекопитающих Чернобыльской зоны и прилегающих территорий. Частично этот материал вошел в ряд публикаций прежних лет (Baryakhtar et al., 2003; Bondarkov et al., 2002, 2003; Chesser et al., 2000, 2001; Oleksyk et al., 2001).

Цель данной работы – изучение особенностей динамики радиоактивного загрязнения (^{90}Sr , ^{137}Cs) мелких млекопитающих Чернобыльской зоны за весь послеаварийный период.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Работа построена на результатах обобщения и анализа как собственных, так и литературных данных (табл. 1, 2). Они объединяют информацию по 17 видам мелких млекопитающих (в скобках даны сокращения, принятые в тексте): кутора обыкновенная *Neomys fodiens* (Nf); бурузубки – малая *Sorex minutus* (Sm), обыкновенная *Sorex araneus* (Sa); сони – лесная *Dryomys nitedula* (Dn), орешниковая *Muscardinus avellanarius* (Mav); мы-

Таблица 1. Анализруемый литературный материал (в скобках – данные, не имеющие достаточно полного описания в первоисточнике)

| Период, годы | Кол-во точек отлова | Вид | Данные | Наличие другой информации | Источник |
|--------------|---------------------|--|---|---------------------------|-----------------------|
| 1986–1992 | (1) | <i>Cg</i> | $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ (в тушке), $n = 21$ | Только место отлова | Рождественская, 1999 |
| 1987–1988 | 4 | <i>Cg, Sf, Aa, (Msp), Ss</i> | ^{137}Cs в тушке, $n = 8$; ^{90}Sr в костях, $n = 8$ | Только место отлова | Таскаев и др., 1990 |
| (1988) | 2 | <i>Mmus, (Msp)</i> | ^{90}Sr в костях, $n = 3$ | Только место отлова | Гайченко и др., 2001 |
| (1989–1990) | 3 | <i>Mr</i> | ^{137}Cs в тушке, $n = 3$ | Только место отлова | Гайченко, 1995 |
| 1990–1994 | 4 | <i>Cg</i> | $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ (в тушке), $n = 7$; ^{90}Sr в костях, $n = 4$ | Загрязнение места отлова | Войтович А.М., 2000 |
| 1995–1996 | 6 | <i>Cg, Sf, Ss, Sa, Aa, Mo, Mar, Mr</i> | $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ в сухих мышцах, $n = 34$; ^{90}Sr в костях, $n = 18$ | Загрязнение места отлова | Chesser et al., 2000 |
| 1986–1996 | 5 | <i>Ck, Sf</i> | $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ (в тушке), $n = 1437$; ^{90}Sr в костях, $n = 103$ | Загрязнение места отлова | Ryabokon et al., 2005 |

Таблица 2. Собственные материалы, использованные в данной работе

| Период, годы | Кол-во точек отлова | Вид | Данные | Соисполнители |
|--------------|---------------------|---|--|---|
| 1995–1999 | 21 | <i>Aa, Cg, Mmin, Mag, Mar, Mr, Mo, Msp, Mmus, Mav, Rn, Sb, Sa, Sm, Sf, Ss</i> | ^{90}Sr в костях, $n = 555$; ^{137}Cs в сырых мышцах, $n = 699$ | Бунтова Е.Г., Руденская Г.А. (ЧенЦМИ) |
| 1995–1999 | 5 | <i>Aa, Cg, Mmin, Mag, Mar, Mr, Mo, Msp, Mmus, Mav, Nf, Sa, Sf, Ss</i> | ^{90}Sr в костях, $n = 32$; ^{137}Cs в сырых ($n = 44$) и сухих ($n = 156$) мышцах | SREL (США): Ronald Chesser; GTU (США): Robert Baker |
| 1997–2000 | 9 | <i>Aa, Cg, Dn, Mar, Msp, Mav, Nf, Sb, Sa, Sm, Sf, Ss</i> | ^{90}Sr в костях, $n = 155$; ^{137}Cs в сырых ($n = 117$) в сухих ($n = 604$) мышцах | SREL (США): Taras Oleksyk, Michael Smith |
| 2001–2002 | 1 | <i>Aa, Cg, Mag, Mo, Msp, Mav, Sb, Sa, Sm, Sf, Ss</i> | ^{90}Sr ($n = 68$) и ^{137}Cs ($n = 628$) во всем теле, прижизненно | TTU (США): Ronald Chesser, Robert Baker, Brenda Rodgers |
| 2001–2003 | 7 | <i>Aa, Cg, Dn, Mo, Msp, Mav, Sb, Sa, Sm, Sf, Ss</i> | ^{90}Sr ($n = 302$) и ^{137}Cs ($n = 302$) во всем теле, прижизненно | Университет Ливерпуля (Великобритания): Micheal Gilben |
| 2000–2005 | 3 | <i>Aa, Cg, Mav, Sf</i> | ^{90}Sr ($n = 151$) и ^{137}Cs ($n = 151$) во всем теле, прижизненно | |
| 2005 | 3 | <i>Aa, Cg, Msp, Mav, Nf, Sa, Sm, Sf</i> | ^{90}Sr ($n = 668$) и ^{137}Cs ($n = 668$) во всем теле, прижизненно | NERC (Великобритания): Nicholas Beresford |

шровка обыкновенная *Sicista betulina* (*Sb*); мышцы – домовая *Mus musculus* (*Mmus*), малютка *Micromys minutus* (*Mmin*), полевая *Apodemus agrarius* (*Aa*), лесная *Sylvaeus sylvaticus* (*Ss*), желтогорлая *Sylvaeus flavicollis* (*Sf*); крыса серая *Rattus norvegicus* (*Rn*); полевки – обыкновенная *Microtus arvalis* (*Mar*), восточно-европейская *Microtus rossiameridialis* (*Mr*), пашенная *Microtus agrestis* (*Mag*), экономка *Microtus oeconomus* (*Mo*), полевки рода *Mi-*

crotus без точного видового названия (*Msp*), рыжая *Clethrionomys glareolus* (*Cg*). Поскольку у животных, живущих на одном участке, сезонные вариации удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле (C_{RV}), как правило, сопоставимы (Chesser et al., 2000; Baryakhtar et al., 2003), многолетний анализ выполнен для всей совокупности данных без учета видовых особенностей. Из-за неполноты исходного материала зависимость загрязнения жи-

вотных от их миграционного поведения мы не рассматривали, хотя влияние этого фактора известно (Ильенко, 1978).

В работе приведены данные, полученные в 37 пунктах территории, входящей в состав как украинской зоны отчуждения, так и белорусского Полесского радиозоологического заповедника. В тексте весь этот регион обобщенно назван "Чернобыльской зоной". Радиоактивное загрязнение участков отлова животных варьировало в широком диапазоне (в пересчете на 01.01.92 г.): ^{137}Cs – 39.9–115366 кБк/м², ^{90}Sr – 10.9–72771 кБк/м². Были использованы либо собственные данные (запас активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностном 0–30 см слое почвы, кБк/м²), либо данные из литературных источников. В случае отсутствия и тех, и других среднюю плотность загрязнения участка оценивали по материалам аэрогаммасъемки 1992 г. (Институт радиозоологии Украинской академии аграрных наук, НТЦ НПО "Припять"): выборку всех данных (21 точка по 100-метровой сетке) осуществляли в радиусе 200 м от центра предполагаемого или известного участка отлова. Принимая во внимание обычно логнормальный характер частоты распределения значений, для дальнейшего анализа использовали среднее геометрическое всей совокупности. Все значения плотности загрязнения участка пересчитывали к дате отлова животного.

Методы оценки содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs во всем теле мелких млекопитающих, включая прижизненные, даны в работе Bondarkov et al. (2002). Поскольку различные авторы представили показатели радиоактивного загрязнения животных либо в виде C_{RN} в сырой ткани или во всем теле, либо в ткани, высушенной до воздушно-сухого состояния, то для объединения всей информации потребовалось ее преобразование: первичные данные для отдельных тканей пересчитали на все тело животного, и если требовалось, с учетом коэффициентов усушки тканей. Литературные данные для суммарной активности $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ пересчитали в активность ^{137}Cs .

В связи с этим были приняты следующие допущения и подходы:

1. Между процессами поступления и выведения радионуклидов в организме всех животных достигнуто состояние динамического равновесия.

2. Среднюю C_{RN} ^{90}Sr в теле животного ($C_{Sr-body}$) рассчитали по формуле:

$$C_{Sr-body} = p_{skel}(C_{Sr-skel}/k_{skel})a,$$

где $p_{skel} = 0.08$ – доля сырой массы скелета в общей массе тела мелких млекопитающих по собственным оценкам (Bondarkov et al., 2003; Baryakhtar et al., 2003) и литературным данным (Шмидт-Нильсен, 1987); $C_{Sr-skel}$ – C_{RN} ^{90}Sr в скелете в пересчете на сухую массу; $k_{skel} = 1.76$ – коэффициент

усушки скелета (неопубликованные собственные данные); $a = 1/0.93$ – эмпирически полученный коэффициент, отражающий отношение общего содержания ^{90}Sr во всем теле ($A_{Sr-body} = 100\%$) к содержанию ^{90}Sr в скелете ($A_{Sr-skel} = 93\%$) в состоянии условного динамического равновесия; собственные оценки для мелких млекопитающих (Bondarkov et al., 2003; Baryakhtar et al., 2003).

3. Средняя C_{RN} ^{137}Cs в теле животного равна 0.714 C_{Cs137} в мышцах согласно результатам собственных исследований (Bondarkov et al., 2003; Baryakhtar et al., 2003).

4. Коэффициент усушки мышечной ткани составляет 3.49 (неопубликованные собственные данные). Однако при обработке материалов работы R.K. Chesser et al. (2000) использовали коэффициент 4.0, условно принятый в указанной работе.

5. Изменение соотношения C_{RN} изотопов $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в тканях животных подчиняется законам их физического распада, а химически они ведут себя идентично. На основе имеющихся многолетних данных (начиная с 8.02.88 г.) были рассчитаны параметры уравнения для расчета C_{RN} ^{137}Cs (C_{Cs137}) от суммарной C_{RN} двух изотопов (C_{Sum}):

$$C_{Cs137} = C_{Sum}/(1 + 1/(4.0769 \times e^{0.0006t})),$$

где t – разница в днях между датой отлова животного и условной датой 8.02.1988 г.

Следует подчеркнуть принципиальное различие собственных и литературных данных. Если первые представляют собой совокупность результатов по отдельным особям, то литературные – средние значения или их диапазон (причем в ряде источников не указана величина выборки животных). Поэтому периоды 1986–1994 и 1995–2005 гг. будут рассматриваться отдельно.

В связи с тем, что исходная информация получена на огромном количестве участков, каждый из которых представлен не равной по составу и размеру выборкой животных, для объединения данных потребовалось уйти от анализа динамики C_{RN} и перейти к величине коэффициента его перехода (TF_{RN} , (кБк/кг)/(кБк/м²) или м²/кг) в цепи почва – животное. Для сравнения использовали десятичные логарифмы $\lg(C_{RN} \times 10^3)$ или $\lg(TF_{RN} \times 10^6)$. При анализе возможной зависимости многолетних трендов загрязнения животных от климатических факторов были использованы данные Чернобыльской метеостанции за 1988–2005 гг.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 представлена многолетняя динамика изменения TF_{RN} ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм мелких млекопитающих с использованием всей совокупности литературных и собственных данных.

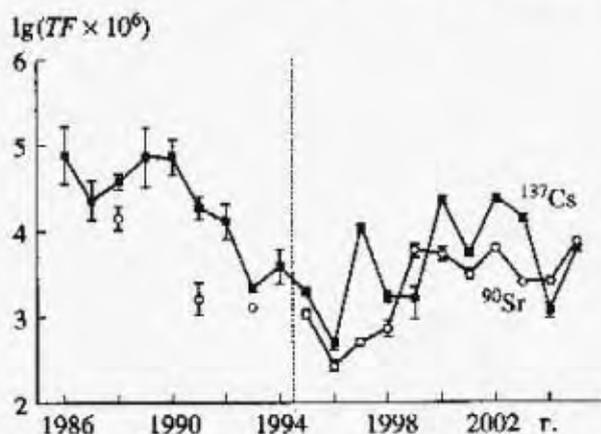


Рис. 1. Многолетняя динамика изменения коэффициента перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм мелких млекопитающих (все виды) на территории Чернобыльской зоны.

В связи с тем, что литературные материалы за 1986–1994 гг. были неравнозначны по объему и составу, процессы, происходившие в этот период, лучше рассматривать на примере одной работы (Рождественская, 1999). Преобразованные результаты данного исследования приведены на рис. 2.

В соответствии с этими данными в 1987–1988 гг. произошло значительное снижение как общего радиоактивного загрязнения животных (из-за распада короткоживущих радионуклидов), так и уровней накопления ^{137}Cs : например, средняя C_{Cs137} у рыжей полевки на одном и том же участке в 1987 г. была в 2.03 раза, а в 1988 – в 3.53 раза меньше, чем в 1986 г. (Рождественская, 1999). То же самое отмечено и для других систематических групп животных (Животный мир..., 1995). При этом если в 1986 г. животные заглатывали большое количество радиоактивных частиц, находящихся на поверхности растений, тела и почвы, то уже в 1987 г. основное количество радионуклидов поступало в составе кормов (Рождественская и др., 1990). Причиной изменений стал переход радиоактивных выпадений в глубь поверхностных слоев почвы, дернины и лесной подстилки (Shcheglov et al., 2001) и, как следствие, снижение их доступности. Действительно, в примере с рыжей полевкой $TF^{137}\text{Cs}$ в 1987 г. снизился в 1.98 раза, а в 1988 г. – в 3.38 раза (см. рис. 2).

Согласно литературным данным (Рождественская и др., 1990; Рождественская, 1995, 1999; Ryabokon et al., 2005), в 1989–1990 гг. произошло повторное повышение уровней загрязнения животных (гамма-излучающими радионуклидами), причем опять у представителей различных систематических групп, а пиковые значения незначительно уступали или даже превосходили показатели 1986 г. Например, средняя C_{Cs137} в организме

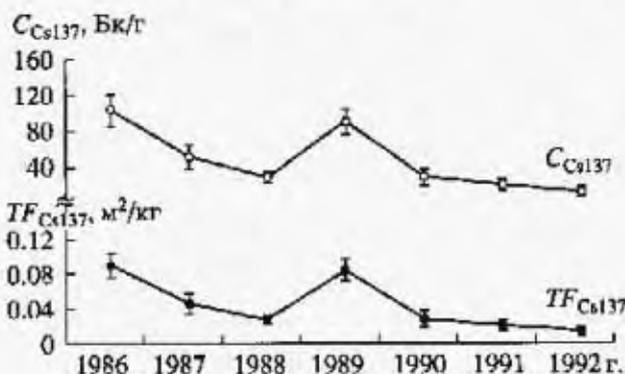


Рис. 2. Динамика изменения C_{Cs137} и TF_{Cs137} у рыжей полевки в 1986–1992 гг. в Полесском радиэкологическом заповеднике (по материалам: Рождественская, 1999).

рыжей полевки в 1989 г. была всего в 1.14 раза ниже, чем в 1986 г. (Рождественская, 1999). Основное объяснение этому авторы находят в описанном явлении деструкции выпавших топливных частиц и повышении биологической доступности радионуклидов (Ivanov, Kashparov, 2003). Не исключался эффект проникновения основного запаса радиоактивных веществ в корнеобитаемый слой травянистых растений – основные кормовые объекты мелких млекопитающих. То же самое явление установлено у грибов, овец, коз в различных регионах Европы (Ryabokon et al., 2005).

В дальнейшем из-за постепенного связывания ^{137}Cs почвенными компонентами (Ivanov, Kashparov, 2003) произошло значительное снижение загрязнения животных. Так, у рыжей полевки (см. рис. 2) $TF^{137}\text{Cs}$ к 1992 г. снизился в 6.9 раза (относительно 1986 г.), а у всей совокупности животных к середине 90-х годов – на два порядка (см. рис. 1, табл. 3, а также: Ryabokon et al., 2005). При этом снижение значений $TF^{137}\text{Cs}$ “почва–растение” было на порядок меньше (Иванов, 2001), чем в цепи “почва–животное”, что является дополнительным свидетельством в пользу редуцирования не-кормового пути поступления радионуклида.

Из-за недостатка литературных данных сложно судить, как изменялось загрязнение животных ^{90}Sr . Известно, что летом 1988 г. на центральных участках зоны $TF^{90}\text{Sr}$ в среднем составлял 0.014–0.038 m^2/kg (см. рис. 1; по: Таскаев и др., 1990; Гайченко и др., 2001), а к середине 90-х годов он уже не превышал 0.0011–0.0013 m^2/kg (Войтович, 1998; и собственные данные). По-видимому, в 1986–1990 гг. общие тенденции и причины были такими же, как это было установлено и в отношении ^{137}Cs . В то же время в более поздний период (1991–1996 гг.) был отмечен практически двукратный рост $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$ у рыжих полевок (Ryabokon

Таблица 3. Сравнение показателей загрязнения мелких млекопитающих на некоторых участках Чернобыльской зоны в начальный период после аварии ("1986": 1986-1990 гг., ретропективные оценки) и в середине 90-х ("1996": 1995-1998 гг., реальные данные)

| Период | Параметр | Лелев | Стечанка | Парышев | Н. Красница | Припять | Чистоголовка | Оз. Глубокое | Рыжий Лес |
|----------------------------------|---|-------------|-------------|----------------------------|-------------|-------------|--------------|--------------|-------------|
| 1986 | Плотность загрязнения участка, кБк/м^2 | 0.505 | 0.045 | ¹³⁷ Cs 0.094 | 3.74 | 2.55 | 14.43 | 47.8 | 54.2 |
| | $\lg(TF_{Cs} \times 1000000)$ | 4.13 | 5.88 | 5.66 | 3.28 | 4.14 | 4.19 | 5.39 | 6.18 |
| | TF_{Cs} , $\text{м}^2/\text{кг}$ | 1.34E-02 | 7.51E-01 | 4.55E-01 | 1.90E-03 | 1.40E-02 | 1.54E-02 | 2.48E-01 | 1.51E+00 |
| | C_{Cs} , Бк/г | 6.79 | 33.9 | 42.7 | 7.12 | 35.6 | 221.8 | 11852.2 | 81961.6 |
| | Плотность загрязнения участка, кБк/м^2 | 0.395 | 0.035 | 0.073 | 2.92 | 1.99 | 11.27 | 37.3 | 42.3 |
| | $\lg(TF_{Cs} \times 1000000) \pm SD$ | 2.75 ± 0.49 | 3.92 ± 0.78 | 3.77 ± 0.63 | 2.19 ± 0.24 | 2.76 ± 0.68 | 2.79 ± 0.53 | 3.60 ± 0.56 | 4.12 ± 1.02 |
| | TF_{Cs} , $\text{м}^2/\text{кг}$ | 5.65E-04 | 8.26E-03 | 5.92E-03 | 1.54E-04 | 5.80E-04 | 6.18E-04 | 3.95E-03 | 1.32E-02 |
| | $\lg(C_{Cs} \times 1000) \pm SD$ | 2.35 ± 0.49 | 2.46 ± 0.78 | 2.64 ± 0.63 | 2.65 ± 0.24 | 3.06 ± 0.67 | 3.84 ± 0.54 | 5.17 ± 0.57 | 5.75 ± 1.45 |
| | C_{Cs} , Бк/г | 0.22 | 0.29 | 0.43 | 0.45 | 1.16 | 6.97 | 147.4 | 557.9 |
| | Количество животных (n) | 36 | 6 | 23 | 9 | 108 | 137 | 143 | 232 |
| 1986 | Кратность снижения за 1986-1996 гг.: | 30.4 | 116.4 | 98.5 | 15.9 | 30.8 | 31.8 | 80.4 | 146.9 |
| | удельной активности | 23.8 | 90.9 | 76.9 | 12.4 | 24.1 | 24.9 | 62.8 | 114.8 |
| | коэффициента перехода | | | ⁹⁰ Sr 0.032 | 0.725 | 1.64 | 8.31 | 24.3 | 11.9 |
| | Плотность загрязнения участка, кБк/м^2 | 0.257 | 0.014 | 0.032 | 3.43 | 4.01 | 3.70 | 4.48 | 4.17 |
| | $\lg(TF_{Sr} \times 1000000)$ | 4.25 | 4.55 | 4.88 | 2.71E-03 | 1.03E-02 | 4.97E-03 | 3.02E-02 | 1.48E-02 |
| | TF_{Sr} , $\text{м}^2/\text{кг}$ | 1.78E-02 | 3.58E-02 | 7.53E-02 | 1.96 | 16.9 | 41.3 | 733.4 | 176.7 |
| | C_{Sr} , Бк/г | 4.57 | 0.49 | 2.45 | 0.562 | 1.27 | 6.44 | 18.8 | 9.26 |
| | Плотность загрязнения участка, кБк/м^2 | 0.199 | 0.011 | 0.025 | 2.29 ± 0.42 | 2.68 ± 0.56 | 2.46 ± 0.51 | 2.99 ± 0.57 | 2.78 ± 0.42 |
| | $\lg(TF_{Sr} \times 1000000) \pm SD$ | 2.83 ± 0.49 | 3.04 ± 0.23 | 3.25 ± 0.54 | 1.94E-04 | 4.74E-04 | 2.91E-04 | 9.71E-04 | 6.03E-04 |
| | TF_{Sr} , $\text{м}^2/\text{кг}$ | 6.81E-04 | 1.09E-03 | 1.78E-03 | 2.04 ± 0.42 | 2.78 ± 0.55 | 3.27 ± 0.52 | 4.26 ± 0.58 | 3.75 ± 0.55 |
| $\lg(C_{Sr} \times 1000) \pm SD$ | 2.13 ± 0.49 | 1.06 ± 0.23 | 1.65 ± 0.54 | 0.11 | 0.60 | 1.88 | 18.3 | 5.58 | |
| C_{Sr} , Бк/г | 0.14 | 0.01 | 0.04 | 9 | 81 | 117 | 71 | 59 | |
| 1996 | Количество животных (n) | 33 | 6 | 5 | 18.0 | 28.1 | 22.0 | 40.2 | 31.7 |
| | Кратность снижения за 1986-1996 гг.: | 33.7 | 42.5 | 54.5 | 13.9 | 21.8 | 17.1 | 31.2 | 24.5 |
| | удельной активности | 26.1 | 33.0 | 42.2 | | | | | |
| | коэффициента перехода | | | | | | | | |

Таблица 4. $TF^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs у рыжей полевки на четырех участках Чернобыльской зоны в июле 2002 г.

| Участок | Плотность загрязнения участка, $\text{кБк}/\text{м}^2$ | | $\lg(TF \times 10^6)$, средняя \pm ст. ошибка | | $TF, \text{м}^2/\text{кг}$ | | n |
|---------|--|-------------------|--|-------------------|----------------------------|-------------------|----|
| | ^{90}Sr | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{137}Cs | |
| 1 | 40.7 | 74.8 | 4.18 ± 0.05 | 4.86 ± 0.09 | 0.0151 | 0.0724 | 19 |
| 2 | 1079.4 | 4111.2 | 4.08 ± 0.05 | 3.89 ± 0.09 | 0.0122 | 0.0077 | 15 |
| 3 | 3746.3 | 9190.6 | 3.50 ± 0.05 | 3.73 ± 0.06 | 0.0032 | 0.0054 | 29 |
| 4 | 56332.8 | 83926.6 | 3.59 ± 0.05 | 4.84 ± 0.06 | 0.0039 | 0.0696 | 22 |

et al., 2005), что соответствует прогнозу роста биодоступности радионуклида в 90-х годах (Иванов, 2001).

Следует заметить, что в период с 1986 по 1996 г. кратность снижения содержания радионуклидов в почве за счет их распада составила всего 1.28–1.29 раза, а поэтому основные изменения в загрязнении животных определялись переменами в биодоступности радионуклидов.

В течение последних 10 лет (1995–2005 гг.) происходило неуклонное снижение $TF^{137}\text{Cs}$ и незначительный рост $TF^{90}\text{Sr}$ в цепи почва–растения (Иванов, 2001), отражение чего можно было ожидать и у животных. Действительно, если взять всю совокупность данных за этот период по всем микромаммалиям, то налицо 20–30-кратный рост значений $TF^{90}\text{Sr}$ в цепи почва–животное (см. рис. 1). Однако в иные годы отмечен 20–50-кратный рост значений $TF^{137}\text{Cs}$ по сравнению с серединой 90-х. Для того чтобы уяснить, насколько это соответствует действительности, следует принять во внимание, что при построении графика были использованы неравнозначные по составу выборки данных (размер выборки, видовой состав, различные участки и сезоны и т.п.), а поэтому стоит рассмотреть значимость каждого из влияющих факторов.

Так, обращает на себя внимание заметное различие величины TF_{RN} у животных на разных участках зоны (табл. 3), что, несомненно, связано с их почвенно-растительными условиями и биологической доступностью ^{90}Sr и ^{137}Cs для растений (Кашпаров, 2001; Shcheglov et al., 2001). Например, на 4 площадках зоны в июле 2002 г. $TF^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs у рыжей полевки отличались в 1.2–4.8 и 9.4–13.5 раза соответственно (табл. 4), при этом наиболее высокие $TF^{137}\text{Cs}$ были на сырых участках с торфяными почвами (уч. 4), а $TF^{90}\text{Sr}$ – на бедных песчаных (уч. 2). Однако там, где в силу физико-химических свойств и водного режима почвы разрушение топливных частиц происходит быстрее (Кашпаров, 2001), $TF^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs могут быть еще более высокими (уч. 1 – дерново-песчаные увлажненные почвы).

Не менее важную роль могут играть видовые отличия в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs , ранее показанные у мелких млекопитающих (Кауе, Dunaway,

1962; Ильенко, 1974; Стариченко, Любатовский, 1998), в том числе и в Чернобыльской зоне (Рождественская, 1995; Varyakhtar et al., 2003; см. табл. 5). Как отмечает большинство исследователей, это связано с трофической специализацией видов. В то же время межвидовые отличия $TF^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs могут отличаться от общеизвестных. Так, рыжую полевку часто указывают как вид, который накапливает ^{137}Cs более, чем какой-либо другой на данной территории (Рождественская и др., 1990; Varyakhtar et al., 2003), однако иногда она уступает другим видам по указанному показателю (Chesser et al., 2000). По-видимому, дополнительную роль здесь играют локальные и сезонные особенности питания каждого вида.

Используя для анализа данные, полученные в разные сроки одного года, мы должны принимать во внимание действие временных факторов: 1) сезонные изменения рациона (Наумов, 1948), к сожалению, такие данные у нас отсутствуют, однако эта зависимость хорошо известна (Ильенко, 1974); 2) сезонные изменения накопления радионуклидов у растений; 3) сезонные физиологические изменения у животных; 4) влияние климатических факторов на обмен радионуклидов в организме, а также 5) миграционные и демографические процессы, меняющие структуру популяции, что может сказаться на расчетах средних значений (Ильенко, 1978). Рассмотрим эти факторы более подробно.

Таблица 5. Коэффициент перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs ($\lg TF \times 10^6$) для нескольких видов мелких млекопитающих на одном из участков Чернобыльской зоны в июле 2005 г. ($M \pm m$), $\text{м}^2/\text{кг}$

| Вид | ^{90}Sr | ^{137}Cs | n |
|--------------------------------|------------------|-------------------|----|
| <i>Apodemus agrarius</i> | 3.87 ± 0.11 | 3.80 ± 0.25 | 3 |
| <i>Clethrionomys glareolus</i> | 3.86 ± 0.07 | 5.03 ± 0.04 | 40 |
| <i>Microtus</i> sp. | 3.91 ± 0.04 | 4.41 ± 0.03 | 64 |
| <i>Neomys fodiens</i> | 3.49 ± 0.08 | 3.70 ± 0.17 | 4 |
| <i>Sorex araneus</i> | 3.90 ± 0.05 | 4.12 ± 0.03 | 65 |
| <i>Sylviaemus flavicollis</i> | 3.75 ± 0.11 | 3.83 ± 0.07 | 6 |

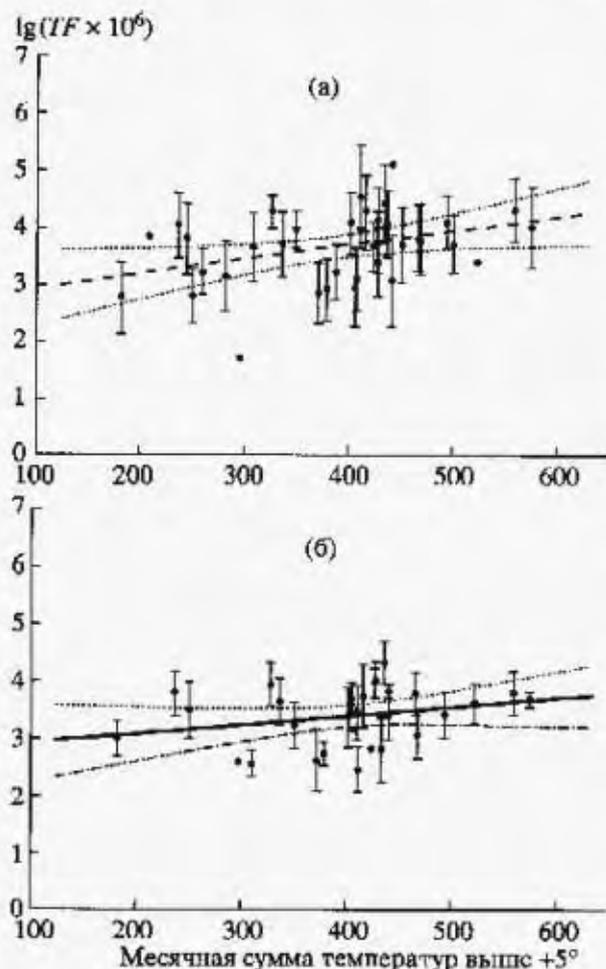


Рис. 3. Зависимость $TF^{90\text{Sr}}$ и $TF^{137\text{Cs}}$ у всей совокупности мелких млекопитающих от месячной суммы эффективных температур (по данным с мая по сентябрь в 1995–2005 гг.).

а – $TF^{137\text{Cs}}$: $TF_{\text{Cs}} = 2.70 + 0.0025 (\Sigma T_{\text{eff}})$, $r = 0.37$, $p = 0.024$; б – $TF^{90\text{Sr}}$: $TF_{\text{Sr}} = 2.75 + 0.0015 (\Sigma T_{\text{eff}})$, $r = 0.27$, $p = 0.152$.

Процессы вегетации растений нередко анализируют, сравнивая их с суммой эффективных температур ΣT_{eff} (выше $+5^\circ\text{C}$) воздуха и с суммой осадков Σp , а накопление радионуклидов в растительной массе – с сезонными изменениями самих растений и погодными условиями (Shcheglov et al., 2001). Можно ожидать, что это отражается и на загрязнении животных-фитофагов. Действительно, сопоставление месячной ΣT_{eff} (данные только за май–сентябрь 1995–2005 гг.) с $TF^{90\text{Sr}}$ и $TF^{137\text{Cs}}$ показывает, что накопление радионуклидов как у отдельных видов животных, так и у всей их совокупности тем выше, чем теплее был предшествующий месяц (рис. 3). В то же время влияние месячной суммы осадков на $TF^{90\text{Sr}}$ и $TF^{137\text{Cs}}$ у животных не установлено, хотя именно эта зависимость ярко выражена у растений Чернобыльской зоны (Shcheglov et al., 2001).

Сезонная зависимость накопления радионуклидов от физиологического состояния животных может быть обусловлена сезонным изменением их репродуктивной активности, а следовательно, физиологической перестройкой в обмене веществ (Калабухов, 1969). По результатам многих исследований (Richmond, 1980; Балабуха и др., 1962; Ильенко, 1974; Стариченко и др., 1993; Мартюшов и др., 1999; Bondarkov et al., 2002), в период размножения накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме самок в среднем превышает накопление у самцов, тогда как в другое время такие различия отсутствуют. Однако сезонное изменение половозрастной структуры популяции и доли особей, участвующих в размножении, может непосредственно отразиться на оценках среднего радиоактивного загрязнения животных. В то же время одновременное и порой разнонаправленное действие нескольких факторов приводит к стиранию половозрастных отличий в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs в дикой популяции, что отмечено и у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны.

Важно подчеркнуть, что значительный разброс данных даже для одного вида животных, для одного участка и периода отлова является следствием прежде всего высокого уровня обмена веществ в их организме. У животных мелких размеров (15–50 г) обмен ^{90}Sr и ^{137}Cs происходит с периодом полувыведения около 10–50 и 1.5–4.4 сут соответственно (Richmond, 1980; Балабуха и др., 1962; Ильенко, Крапивко, 1998; Bondarkov et al., 2002). При этом достижение 90%-ного состояния динамического равновесия при хроническом поступлении происходит за 33–166 и 5–15 сут для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно. Как следствие, перемены в поступлении радионуклидов с рационом могут быстро и существенно отразиться на общем загрязнении организма, нивелируя эффект половозрастных и видовых особенностей при анализе совокупной гетерогенной выборки.

Таким образом, значительная флуктуация средних значений $TF^{90\text{Sr}}$ и $TF^{137\text{Cs}}$ у всей совокупности мелких млекопитающих Чернобыльской зоны в 1995–2005 гг. (см. рис. 1) является следствием неравномерности и нетождественности ежегодной выборки животных и не отражает процессы, происходящие у отдельных видов на разных участках. У одного вида на одном участке сезонные флуктуации $TF^{90\text{Sr}}$ и $TF^{137\text{Cs}}$ настолько велики, что многолетние тенденции становятся незаметными (рис. 4). По-видимому, это относится ко всем микромлекопитающим. Отсюда можно заключить, что на протяжении последних 10 лет биодоступность ^{90}Sr и ^{137}Cs и радиоактивное загрязнение организма мелких млекопитающих принципиально не изменились. Аналогичные закономерности ранее были отмечены и для животных, обитающих в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа (Мартюшов и др., 1999).

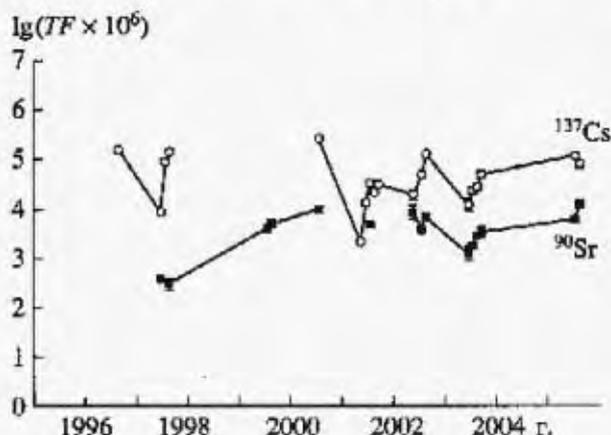


Рис. 4. Многолетняя динамика изменения TF ^{90}Sr и ^{137}Cs в 1996–2005 гг. у *Clethrionomys glareolus* в "Рыжем Лесу", $\lg(TF \times 10^6)$.

Анализ литературных и собственных данных о радиоактивном загрязнении мелких млекопитающих Чернобыльской зоны в 1986–2005 гг. показал, что изменение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в их организме происходило в результате распада радионуклидов, изменения их биологической доступности в цепи почва–растения и уменьшения вклада некормового пути поступления. Наиболее существенно снижение загрязнения животных (10^1 – 10^2 -кратное) произошло в 1986–1994 гг. В последующем на фоне влияния комплекса физико-химических, экологических и биологических факторов закономерные многолетние тенденции стали незаметны. Можно предположить, что в дальнейшем динамика радиоактивного загрязнения мелких млекопитающих в среднем будет отражать лишь динамику распада ^{90}Sr и ^{137}Cs , тем не менее сезонные и локальные вариации будут очень значительными.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Балабуха В.С., Разбитная Л.М., Разумовский Н.О., Тихонова Л.И. Проблема выведения из организма долгоживущих радиоактивных изотопов. М.: Госатомиздат, 1962. 168 с.
- Войтович А.М. Мелкие позвоночные животные в радиоэкологическом мониторинге после аварии на ЧАЭС // Проблемы экологии и экологического образования Полесья в постчернобыльский период: Матлы Междуна. Научно-практич. конф. Мозырь: РИФ "Белый ветер", 2000. С. 146–152.
- Гайченко В.А. Миграция ^{137}Cs по трофической цепи наземного типа // Эколого-фаунистические исследования в зоне Чернобыльской АЭС+Киев: УкрННПФ "Медицина-Экология", 1995. С. 3–17.
- Гайченко В.А., Коваль Г.М., Татар В.М. Особенности надходження і біогенного перерозподілу радіонуклідів, їх міграція по трофічних ланцюгах та формування до-

зових навантажень диких тварин // Зб. наук. праць НАНУ: Чорнобиль. Зона відчуження. Київ, Наукова думка, 2001. С. 299–316.

Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука, 1974. 168 с.

Ильенко А.И. Изучение передвижений в популяциях грызунов методом радиоактивного мечения // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 224–234.

Ильенко А.И., Крапивоко Т.П. Результаты радиоэкологического мониторинга популяции рыжей полевки после Чернобыльской аварии // Зоол. журн. 1998. Т. 77. Вып. 1. С. 108–116.

Іванов Ю.О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності // Зб. наук. праць НАНУ: Чорнобиль. Зона відчуження. Київ: Наукова думка, 2001. С. 47–76.

Калабухов Н.И. Периодические (сезонные и годовичные) изменения в организме грызунов. Их причины и последствия. Л.: Наука, 1969. 250 с.

Кашипаров В.О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чернобыльській АЕС та в після аварійний період // Чернобыль. Зона відчуження. Збірник наук праць НАН України. Київ: Наукова думка, 2001. С. 11–46.

Криволюцкий Д.А., Мартюшов В.З., Рябцев И.А. Воздействие радиоактивного загрязнения на животный мир в районе Чернобыльской АЭС в первый период после аварии (1986–1988 гг.) // Биондикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 106–122.

Мартюшов В.З., Криволюцкий Д.А., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В. Экологические последствия длительного радиоактивного загрязнения на Южном Урале // Биондикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 49–72.

Наумов Н.П. Очерки сравнительной экологии мышевидных грызунов. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1948.

Рождественская А.С. Мелкие млекопитающие // Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под ред. Сушени Л.М., Пикулика М.М., Пленной А.Е. Минск: Наука и техника, 1995. С. 68–74.

Рождественская А.С. Размножение европейской рыжей полевки при загрязнении среды радионуклидами в Белоруссии // Биондикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 226–231.

Рождественская А.С., Самусенко Э.Г., Гончарова Р.И. и др. Характеристика мелких млекопитающих из зоны аварии на ЧАЭС // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской АЭС: Тезисы докл. 1-й Междуна. конф. // Радиоэкология растений. Радиоэкология наземных животных. Радиоэкология гидробионтов / Под ред. Сеняна Е.В. Зеленый Мыс, 1990. Т. 1. Ч. 2. С. 233–246.

Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. Екатеринбург: УИФ "Наука", 1993. 168 с.

Стариченко В.И., Любашевский Н.М. Индивидуальные особенности аккумуляции ^{90}Sr в организме двух видов серых полевок, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиаци-

- онная биология. Радиэкология. 1998. Т. 38(3). С. 375–383.
- Таскаев А.И., Тестов Б.В., Померанцева М.Д., Чехович А.И.* Формирование доз облучения мышевидных грызунов // Докл. 2-го науч.-техн. совещания по итогам ЛПА на ЧАЭС "Чернобыль-90". Радиэкологические аспекты последствий аварии. Чернобыль, 1990. Т. 6. Ч. 3. С. 475–488.
- Шмидт-Нильсен К.* Размеры животных: почему они так важны? М.: Мир, 1987. 259 с.
- Baryakhtar V.G., Bondarkov M.D., Gaschak S.P. et al.* Problems in small mammals radioecology // Environ. Sci. and Poll. Research. 2003. Special Issue. № 1. P. 95–106
- Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Goryanaya Ju.A. et al.* Parameters of bank vole decontamination from radiocesium and radiostrontium // Proceedings Volume 1 of the International Congress "ECORAD 2001". Radioprotection – Colloques, 2002. V. 37. C1. P. 385–390.
- Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Goryanaya Ju.A. et al.* Radionuclides accumulation and dose burden in small mammals in Chernobyl zone // Contributed Papers of International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. Stockholm, Sweden. IAEA-CN-109/100. 2003. P. 237–241.
- Chesser R.K., Sugg D.W., Lomakin M.D. et al.* Concentrations and Dose Rate Estimates of ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr in Small Mammals at Chernobyl // Environ. Toxicology and Chemistry. 2000. V. 19. № 2. P. 305–312.
- Chesser R.K., Rodgers B.E., Wickliffe J.K. et al.* Accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr through abiotic and biotic pathways in rodents at Chernobyl // Environ. Toxicology and Chemistry. 2001. V. 20. № 9. P. 1927–1935.
- Ivanov Yu.A., Kashparov V.A.* Long-term dynamics of the radiological situation in terrestrial ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone // Environ. Science and Pollution Research. 2003. Special Issue. № 1. P. 13–20.
- Kaye S.V., Dunaway P.B.* Bioaccumulation of radioactive isotopes by herbivorous small mammals // Health Physics. 1962. V. 7. P. 205–217.
- Oleksyk T.K., Gaschak S.P., Glenn T.C. et al.* Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations // J. of Environ. Radioactivity. 2001. V. 61. P. 55–74.
- Richmond C.R.* Retention and Excretion of Radionuclides of the Alkali Metals by Five Mammalian Species (USAEC Report LA-2207. Los Alamos Scientific Laboratory. 1958) // Health Physics. 1980. V. 38. P. 1111–1153.
- Ryabokon N.I., Smolich I.I., Kudryaschov V.P. et al.* Long-term development of the radionuclide exposure of murine rodent populations in Belarus after the Chernobyl accident // Radiat. Environ. Biophys. 2005. V. 44. P. 169–181.
- Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L.* Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. M.: Nauka, 2001. 235 p.