

ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

УДК 504.064:574.4:539.16+598.2(477.41)

ОСОБЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕЛКИХ ПТИЦ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ В 2003–2005 ГОДАХ

© 2008 г. С. П. Гашак^{1*}, Ю. А. Маклюк¹, А. М. Максименко¹, В. М. Максименко¹,
В. И. Мартыненко¹, И. В. Чижевский¹, М. Д. Бондарьков¹, Тимоти А. Муссо²

¹Международная радиоэкологическая лаборатория Чернобыльского центра по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиоэкологии, Славутич, Украина

²Университет Южной Каролины, Колумбия, США

Радиоактивное загрязнение мелких птиц (484 особи, 44 вида) было исследовано в Чернобыльской зоне (Украина) в 2003–2005 гг. Вариации значений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs достигали трех-четырёх порядков величины даже на одном участке, а максимальные значения составляли сотни Бк/г на центральных участках зоны. Наибольшее загрязнение характерно для птиц в сезон гнездования и у оседлых видов, тогда как мигранты являются наиболее “чистыми”. Изменение загрязнения в течение года отражает сезонные и кратковременные перемены в диете и поведении птиц. В сезон размножения самки имеют более высокие удельные активности ^{90}Sr , а по накоплению ^{137}Cs половые различия отсутствуют. В другие сезоны года, если самцы и самки живут в подобных условиях и имеют схожее миграционное поведение, их радиоактивное загрязнение не различается. Гнездовые птенцы и слетки, как правило, имеют более высокие уровни загрязнения ^{90}Sr , чем взрослые птицы, а по накоплению ^{137}Cs практически не различаются. По совокупности собственных и литературных данных предположено, что период полувыведения ^{137}Cs у мелких птиц составляет 1–2 сут, а ^{90}Sr – 5–10 сут; динамическое равновесие обмена радионуклидов в организме достигается соответственно через 4–7 и 17–34 сут после прилета птиц на загрязненный участок. Среди изученных 44 видов только у тех, которые разыскивают беспозвоночных в верхнем слое почвы или лесной подстилке (дрозды), накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs было заметно выше. У остальных птиц в связи с небольшими размерами видовых выборок видоспецифические различия в накоплении радионуклидов пока не обнаружены.

Видовые особенности накопления радионуклидов, половозрастные особенности накопления радионуклидов, радиоэкология птиц, ^{90}Sr , ^{137}Cs , Чернобыльская зона.

Как известно, наиболее важные постчернобыльские научные исследования касались медицинских и радиационно-гигиенических аспектов, а также поиска путей минимизации последствий катастрофы. Вместе с тем значительное радиоактивное загрязнение позволило глубже изучить особенности миграции радионуклидов в экологических системах и тем самым существенно пополнить общий багаж знаний по проблемам радиационной экологии. Однако во многих областях знаний еще очень много вопросов, ждущих своего изучения. Пример такой области – радиационная экология птиц. Даже спустя два десятилетия основу ее представлений составляют знания, полученные еще в 50–80-х годах прошлого века. Достаточно сказать, что из тысяч книг и статей о “постчернобыльском” радиоактивном загрязне-

нии биологических объектов лишь около 20 посвящено птицам.

Первые исследования касались главным образом оценки общего уровня загрязнения пернатых и значения последних в переносе радиоактивности. В частности, было установлено, что, хотя птицы и являются важным путем выноса радиоактивности за пределы Чернобыльской зоны (до 204 ГБк ^{137}Cs и 67 ГБк ^{90}Sr ежегодно), это ничтожно малый поток по сравнению с тем, что выносится, например, с водой [1, 2]. Даже в 1986–1988 гг. загрязнение птиц, зимующих в Западной Европе, как правило, не превышало установленного контрольного уровня (600 Бк/кг) [3–8]. В то же время вариации значений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs достигали двух-трех порядков величин как на территориях, непосредственно прилегающих к ЧАЭС, так и на территориях, удаленных на сотни километров [1, 9–12]. Данные факты объяснялись влиянием видовых и сезонных особенностей питания птиц, различиями в за-

*Адресат для корреспонденции: Украина, 07100 Киевская обл., Славутич, а/я 151, МРЛ ЧЦПЯБРОР; тел.: +380-4479-61562; факс: +380-4479-61562; e-mail: sgaschak@chornobyl.net.

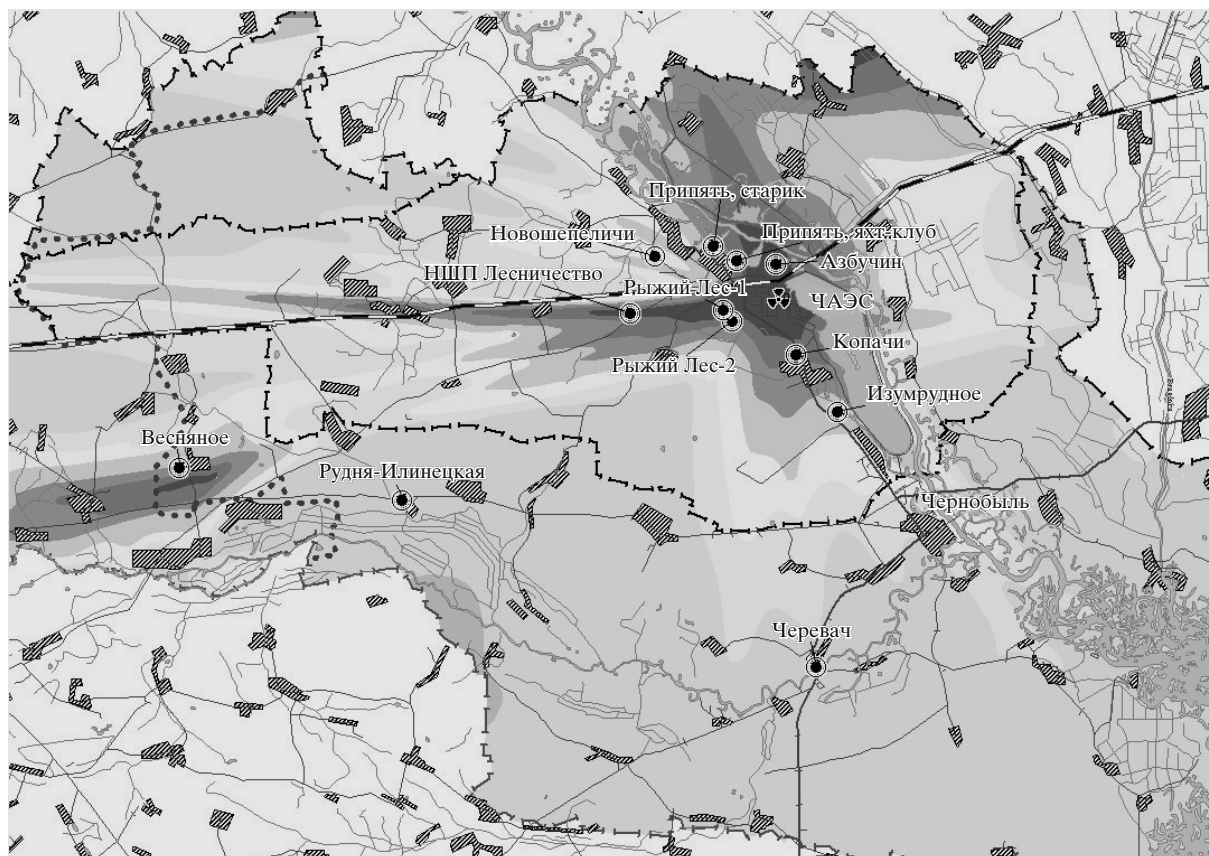


Рис. 1. Схема расположения участков отлова птиц.

грязнению участков обитания, половозрастными различиями в накоплении радионуклидов, и различиями между оседлыми и мигрирующими птицами. Кроме того, было отмечено снижение загрязнения птиц в период с 1986 по 1993 г. [5, 6, 9, 10, 13].

Таким образом, материалы первых лет позволили описать общий порядок значений радиоактивного загрязнения птиц, многолетние и сезонные тенденции, ситуацию в разных регионах Европы, некоторые моменты в гнездовой экологии птиц и многое другое. Однако большинство оценок базировалось на ограниченной или предварительной информации, некоторые выводы были противоречивы или малообоснованны, а многие аспекты вообще оставались неизученными. Большая часть известных публикаций по сути касалась только охотничьих крупных птиц (утки, кулики, куропатки, дрозды), тогда как по мелким видам, составляющим основу населения пернатых и имеющим другой уровень метаболизма, существовали лишь единичные сообщения. Наконец, информации непосредственно из Чернобыльской зоны было вообще очень мало. Однако именно там, благодаря высоким уровням загрязнения, сложились наиболее благоприятные усло-

вия для изучения радиационной экологии этой группы. В связи с этим в 2003–2005 гг. нами был проведен комплекс полевых и лабораторных работ с целью изучения особенностей накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме мелких птиц, обитающих в Чернобыльской зоне (ЧЗ).

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Выбор участков для отлова птиц осуществляли по радиационным (нижний предел детектируемой активности) и биотопическим критериям (возможность отловить достаточное количество птиц). В основном это были лесные и полулесные участки в пределах 3–5 км от аварийного реактора с различающимися радиационными условиями (табл. 1, рис. 1).

Оценку плотности радиоактивного загрязнения территории (D_{RN} , $\text{кБк}/\text{м}^2$) осуществляли по материалам аэрогаммасъемки ЧЗ 1992 г. (Институт радиэкологии УкрААН, НТЦ НПО “Припять”) с поправкой на год отлова птиц. С помощью соответствующего картографического приложения (MapInfo Prof.) из базы данных осуществляли выборку значений, попадающих в круг с центром в точке отлова птиц и радиусом

Таблица 1. Плотность загрязнения почвы (МБк/м²) и краткое описание исследовательских участков по состоянию на 2003–2005 гг.

Участок	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		n	Описание участка
	M _{геом}	диапазон	M _{геом}	диапазон		
Азбучин	12.40	7.88–16.48	15.84	6.58–27.73	89	Дамба через заболоченный участок поймы р. Припять, возле оз. Азбучин. 1.5 км на север от ЧАЭС. Заросли кустарников, многочисленны деревья, тростники, луговые участки
Черевач	0.053	0.04–0.06	0.144	0.09–0.18	89	Обрывистый берег террасы р. Уж возле бывшей деревни Черевач. 20 км на юг от ЧАЭС. Полуоткрытый участок с зарослями кустарников
Изумрудное	0.48	0.31–0.61	0.90	0.41–1.89	89	Синичники в сосняке (40–80 лет) на высокой террасе поймы р. Припять и ручей в овраге на участке широколиственного пойменного леса. 7 км на юго-восток от ЧАЭС
Копачи	1.38	0.86–2.36	2.02	0.89–4.57	89	Ферма в с. Копачи. 3 км на юго-восток от ЧАЭС
Новошепеличи	0.53	0.29–0.74	0.81	0.42–1.33	86	Сухой луг возле с. Новошепеличи. 7.5 км на северо-запад от ЧАЭС
НПП Лесничество	1.17	0.19–2.79	3.30	0.39–12.31	92	Лесной водопой в смешанном лесу (дуб, сосна, береза, лещина, 60–100 лет) возле усадьбы лес-ва "Новошепеличское". 8 км на запад от ЧАЭС
Припять, старик	1.21	0.68–3.60	1.55	0.67–5.05	85	Лесной овраг (дуб, береза, ива, ясень, 15–50 лет), выходящий в старик "Семиходовский" возле г. Припять. Рядом заросли кустарников и луговые участки. 4.8 км к северо-западу от ЧАЭС
Припять, яхт-клуб	3.42	1.30–6.53	3.48	0.22–13.41	86	Полулесная территория на берегу припятского загона. Заросли робинии и клена (15–25 лет) с примесью фруктовых деревьев, кустарники и сухие луговые участки. 3.1 км на северо-запад от ЧАЭС
Рыжий Лес-1	16.59	3.27–40.66	22.78	1.63–72.07	89	Синичники в березняке (10–30 лет) на месте сосняка, погибшего в результате облучения в 1986 г. Немного заболоченных участков и кустарниковых зарослей. 2.9 км на запад от ЧАЭС
Рыжий Лес-2	4.40	1.38–27.36	5.63	1.57–56.75	89	Синичники и лесной водопой в сосновом лесу (60–90 лет) средней и слабой степени радиационного поражения. Немного бо-лотистых участков и зарослей кустарников. 2.6 км на юго-запад от ЧАЭС
Р. Илинецкая	0.006	0.004–0.01	0.039	0.016–0.11	89	Ферма в с. Рудня-Илинецкая. 23 км на юго-запад от ЧАЭС
Весняное	0.13	0.06–0.21	2.17	0.84–3.31	89	Ферма в с. Весняное. Сухой луг недалеко от сырой низины и густых древесных зарослей заброшенной деревни. 34 км к юго-западу от ЧАЭС

Примечание. Здесь и далее – M_{геом} – среднее геометрическое значение, n – число значений.

500 м. Такой подход основывался на допущении, что птицы не покидали эту площадку в течение месяца до отлова и равновероятно посещали все ее точки. Несомненно, в период размножения мелкие птицы используют меньший по размерам гнездовой участок (радиусом 50–200 м, [14]) и посещают те или иные места в зависимости от их пищевой привлекательности. А в сезон миграций, напротив, покидают эти участки очень быстро. Тем не менее такое допущение позволяет сравнивать птиц с различной степенью территориальной подвижности и упростить анализ для тех участков, где точки отлова птиц распределены на относительно большой площади.

При анализе использовали либо значения удельной активности радионуклида в теле птиц (C_{RN} , кБк/кг), либо значения коэффициента перехода радионуклидов в цепи почва–птица: $TF_{RN} = C_{RN}/D_{RN}$, (кБк/кг)/(кБк/м²) = м²/кг. Последняя величина позволяла проводить сравнения вне зависимости от уровня загрязнения местности.

Птиц отлавливали в мае–июне (гнездовой период) и в конце сентября–начале октября, в период осенних миграций. Данные за 2–5 последовательных суток отлова на одном участке объединяли в одну группу. Птиц ловили паутинными сетями, а на участках “Рыжего Леса” и “Изумрудное” – также в искусственных гнездовьях (синичниках или ИГ). После отлова птиц помещали в матерчатый мешочек и доставляли в полевую мобильную лабораторию, расположенную в 200–400 м, а после завершения измерений, общего описания и кольцевания выпускали обратно на том же участке.

В настоящей работе использовали метод прижизненной оценки содержания радионуклидов во всем теле птицы. Для этого в полевой мобильной лаборатории (на базе автобуса), позволяющей попасть в любую точку, где есть лесные дороги, был установлен специально разработанный γ - и β -спектрометрический комплекс. Он включал

1) счетную камеру с экранирующими 100–150 мм свинцовыми стенками и выдвижным коробом (100 × 300 × 100 мм) для контейнера с птицей;

2) β -детектор (сцинтилляционный тонкопленочный 0.1 мм), установленный вертикально над счетной камерой;

3) γ -детектор. В 2003–2004 гг. был использован спектрометр “Canberra-Packard” с HP-Ge-детектором. В 2005 г. его заменили сцинтилляционным NaI-детектором, чтобы избавиться от операций с жидким азотом в полевых условиях. Детектор был приставлен к счетной камере горизонтально;

4) анализатор “ASA100” для обработки β -спектра с соответствующим программным приложением “Beta+” (Институт ядерных исследований, Киев, Украина);

5) многоканальный анализатор “InSpector” с соответствующим программным приложением “Gamma-Analyzer Canberra Packard” для обработки γ -спектра;

6) для управления анализаторами использовали программное приложение GENIE-2000 (“Canberra Packard”);

7) персональный компьютер.

Спектрометрический комплекс обеспечивался энергией от переносного бензинового электрогенератора через источник бесперебойного питания “UPS”.

Данный комплекс позволяет измерять содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs одновременно. Метод рассчитан на “толстослойные” образцы, имеющие сопоставимое количество и ^{90}Sr , и ^{137}Cs . При этом содержание ^{137}Cs определяется традиционным γ -спектрометрическим методом, в то время как ^{90}Sr – на β -спектрометре. Детектор последнего абсорбирует β -электроны ^{90}Sr с эффективностью на один-два порядка более высокой, чем γ -кванты ^{137}Cs (661 кэВ). Получаемый экспериментальный спектр обрабатывается методом сопоставления с тщательно измеренными спектрами от калибровочных источников и текущего фона. Три калибровочных источника представляли собой фантомы птицы (полуцилиндр 65 × 14 мм) с известным количеством ^{90}Sr + ^{90}Y , ^{137}Cs и суммы ^{90}Sr + ^{90}Y и ^{137}Cs . Для контроля адекватности проводимых измерений калибровка оборудования проводилась ежедневно, на всех участках и после всех работ по обслуживанию комплекса.

Для измерения радиоактивности птиц помещали в разовый картонный контейнер с верхней стенкой из полиэтиленовой пленки (толщиной 0.1 мм). Для мелких птиц использовали контейнер размером 50 × 35 × 100 мм, а для дроздов, дубоносов и дятлов – 70 × 60 × 170 мм. В углах контейнера прорезывали небольшие отверстия для улучшения вентиляции в течение периода измерений. Вся эта процедура была достаточно щадящей, и большинство птиц переживали ее без каких-либо негативных последствий.

Продолжительность измерений варьировала от 300 до 3600 с в зависимости от радиоактивности животного. В любом случае мы избегали очень долгих измерений, поскольку это снижало общую продуктивность исследований и увеличивало риск гибели птицы. Собственный фон спектрометра варьировал от 0.2 до 0.8 имп/с. Диапазон минимально детектируемой активности (МДА) в зависимости от внешних радиационных условий, собственной радиоактивности птицы и продолжительности измерений составлял 7–155 Бк. Ошибка определения содержания радионуклидов обычно не превышала 20–30%, но в ряде случаев (на участках “Изумрудное”, “Весняное”, “Черере-

вач”, “Рудня-Илинецкая”) превышала 50%. Если результаты измерений были меньше МДА, то для расчетов использовали само значение МДА (5% всего объема данных).

Использование данного метода ограничено размерами птиц, поскольку в теле животных массой более 50 г существенно увеличивается поглощение β -частиц. В связи с этим приводимые в настоящей работе данные о содержании ^{90}Sr у *Turdus spp.*, *Oriolus oriolus*, *Dendrocopos spp.* и *Garrulus glandarius* носят предварительный характер и требуют дополнительных исследований. Однако сравнение результатов спектрометрии и радиохимического анализа птиц массой от 17 до 80 г показало их $\pm 15\%$ -ное различие.

Другая проблема связана с технической сложностью создания мобильной низкофоновой спектрометрической установки. Имеющееся оборудование позволяло достаточно надежно определять содержание радионуклидов, если мощность дозы возле мобильной лаборатории была в 3–4 раза ниже, чем в точке отлова птицы. При значительной неравномерности радиоактивного загрязнения территории (табл. 1), подходящее место для расположения лаборатории, как правило, найти было несложно. Однако в настоящее время на большей части ЧЗ (до 55%) радиоэкологические условия исключают техническую возможность использования данной методики ввиду незначительного загрязнения птицы.

Всего было выполнено 497 измерений ^{90}Sr и 506 измерений ^{137}Cs у 484 особей птиц, принадлежащих к 44 видам (преимущественно отряда Воробьинообразные). При проведении межвидового сравнения принимали во внимание существенное влияние трофической специализации и занимаемой экологической ниши птиц. Однако за неимением возможности детально изучить эти стороны их экологии, всю совокупность видов разделили на условные экологические группы в соответствии с известными общими представлениями (табл. 2).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Общий диапазон значений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs (C_{RN}) у птиц

Согласно результатам исследований, содержание радионуклидов в организме птиц варьирует в очень широком диапазоне. Даже на одном участке и у одного вида удельные активности могут отличаться на несколько порядков величин (табл. 3). Самые высокие значения C_{RN} обнаружены на наиболее близких к ЧАЭС участках “Рыжего Леса” (^{90}Sr : 205–1635 Бк/г у птенцов большой синицы; и 556 Бк/г у длиннохвостой синицы осенью; ^{137}Cs : 319–367 Бк/г у взрослых больших синиц летом; 260–305 Бк/г у черных дроздов в осенний пе-

риод) и “Азбучин” (^{90}Sr : 226 Бк/г у молодого соловья; ^{137}Cs : 84.7 Бк/г у взрослой особи певчего дрозда). Тем не менее наименьшие значения C_{RN} получены не только на самых “чистых” участках (Черевач, Рудня-Илинецкая), но и на “грязных” тоже.

Частотное распределение значений C_{RN} имеет выраженный правоскошенный характер, а потому в целях сравнительного анализа его приводили к нормальному методом логарифмирования.

Несмотря на значительную вариацию значений C_{RN} , они имеют тенденцию к увеличению с ростом радиоактивного загрязнения участков: C_{Sr} : $\lg y = -0.92(\pm 0.20) + 0.48(\pm 0.59) \lg x$, $r^2 = 0.12$, $d.f. = 1$, 488, $F = 66.2$, $p < 0.0001$; C_{Cs} : $\lg y = -4.23(\pm 0.18) + 1.30(\pm 0.05) \lg x$, $r^2 = 0.60$, $d.f. = 1$, 490, $F = 717.8$, $p < 0.0001$. Однако в период сезонных миграций значения C_{Sr} нередко оказываются очень низкими даже на самых “грязных” участках.

Совокупность данных для одного вида и без данных по сезону миграций демонстрирует более высокую положительную корреляцию между загрязнением территории и загрязнением птицы (например, у *Parus major*, C_{Sr} : $\lg y = -0.87(\pm 0.41) + 0.49(\pm 0.12) \lg x$, $r^2 = 0.19$, $d.f. = 1$, 74, $F = 17.2$, $p < 0.0001$; C_{Cs} : $\lg y = -5.47(\pm 0.37) + 1.69(\pm 0.10) \lg x$, $r^2 = 0.79$, $d.f. = 1$, 74, $F = 278.1$, $p < 0.0001$).

Территориальный фактор. Радиоактивное загрязнение птиц зависит не только от уровня загрязнения среды обитания, но и от того, какие характеристики присущи этой среде. Данный вывод следует из анализа коэффициентов перехода радионуклида (TF_{RN}) в цепи почва–птица. Теоретически в случае подобия физико-химических свойств выпадений и характеристик экосистемы интенсивность поступления радионуклидов в организм животных должна оставаться одной и той же независимо от уровня загрязнения местности. Однако значения TF_{RN} на различных участках зоны заметно различаются. Наибольшие значения TF_{Sr} установлены на участках “НШП Лесничество”, “Изумрудное” и в Припяти, а наибольшие значения TF_{Cs} – на участках “Рыжего Леса” и в “НШП Лесничестве” (рис. 2). По этой причине отношение TF_{Cs}/TF_{Sr} у птиц существенно ниже, чем отношение содержания радионуклидов в почве (рис. 3), и только на участке “Рыжий Лес-2” оно такое же или даже выше, чем в почве (однако это связано с сезонным фактором, о чем будет сказано ниже).

Сравнение значений TF_{RN} у взрослых птиц в гнездовой период (когда они наиболее оседлы) с радиоактивным загрязнением участков показывает наличие отрицательной корреляции для TF_{Sr} ($\lg y = -0.496(\pm 0.173) - 0.640(\pm 0.052) \lg x$, $r^2 = 0.334$, $d.f. = 1$, 300, $F = 150.1$, $p < 0.0001$) и поло-

Таблица 2. Общая характеристика птиц, использованных в работе (в скобках – размерный диапазон массы в граммах)

Вид	Экологическая ниша	УЭТГ
Turdus merula (52.0–115.5), Turdus philomelos (60.8–90.6), Turdus viscivorus (101.6). Все – ЭвФ	Лес: нижний ярус, подстилка, верхний слой почвы	1
Anthus trivialis (ЭнФ, 21.1–25.6), Emberiza citrinella (ЭвФ, 22.3–29.9)	Лес: поверхность подстилки, травянистая растительность	2а
Luscinia luscinia (ЭнФ, 19.6–26.1)	Лес: подстилка	2б
Motacilla alba (ЭнФ, 21.9), Motacilla flava (ЭнФ, 17.2)	Полуоткрытые и открытые пространства: поверхность почвы, травянистая растительность	2в
Garrulus glandarius (ЭвФ, 160.0–168.8)	Лес: кроны деревьев, лесная подстилка	3а
Lanius colurio (ЭнФ, 26.9–30.5)	Полуоткрытые и открытые пространства: кустарники, поверхность почвы	3б
Jynx torquilla (ЭнФ, 37.2–37.5)	Лес: нижний ярус, поверхность почвы	4а
Sitta europaea (20.7–27.3), Certhia familiaris (8.8–9.4), Dendrocopos medius (50.8–78.2). Все – ЭнФ	Лес: поверхность древесных стволов и ветвей	4б
Emberiza schoeniclus (ЭвФ, 18.6–21.4)	Околоводная растительность: кустарники, заросли тростника	5а
Acrocephalus arundinaceus (ЭнФ, 31.3–32.7) Acrocephalus palustris (ЭнФ, 13.1)	Околоводная растительность: кустарники, заросли тростника	5б
Erithacus rubecula (14.2–22.4), Fringilla coelebs (18.2–26.4), Parus major (11.1–24.9), Parus ater (9.2–9.3), Parus caeruleus (10.1–14.2), Parus cristatus (10.6), Phoenicurus ochrurus (17.7), Phoenicurus phoenicurus (13.8–18.9). Все – ЭнФ	Лес: нижний ярус и кроны деревьев	5в
Oriolus oriolus (ЭнФ, 75.8–76.1)	Лес: кроны деревьев	5г
Aegithalos caudatus (8.0–9.9), Locustella fluviatilis (17.8), Locustella luscinioides (17.8–19.2), Sylvia atricapilla (15.7–17.5), Sylvia borin (19.6), Sylvia communis (15.3), Sylvia nisoria (20.9–25.8). Все – ЭнФ	Лес: периферические части крон, кустарники	5д
Coccothraustes coccothraustes (ФФ, 42.6–54.9)	Лес: кроны деревьев, кустарники	6
Ficedula albicollis (10.0), Ficedula hypoleuca (10.2–16.9), Hippolais icterina (12.4–13.8), Muscicapa striata (13.7–17.4), Phylloscopus spp. (9.4), Phylloscopus collybita (8.3–10.3), Phylloscopus sibilatrix (9.8–11.0), Phylloscopus trochilus (8.0–11.3). Все – ЭнФ	Лес: кроны деревьев, воздух	7
Hirundo rustica (ЭнФ, 10.0–21.8), Riparia riparia (ЭнФ, 12.2–12.7)	Открытые и полуоткрытые пространства: воздух	8
Alcedo atthis (ИФ, 31.5)	Водоемы	9

Примечание. Сокращения – условная эколого-трофическая группа (УЭТГ), эврифаг (ЭвФ), энтомофаг (ЭнФ), фитофаг (ФФ), ихтиофаг (ИФ).

жительной для TF_{Cs} ($\lg y = -3.86(\pm 0.22) + 0.200(\pm 0.061) \lg x$, $r^2 = 0.035$, $d.f. = 1, 300$, $F = 10.8$, $p < 0.0012$). В обоих случаях эта тенденция перегружена сезонными, видовыми, индивидуальными и территориальными вариациями.

Фактор времени. Последовательные измерения радиоактивности у одних и тех же особей Parus major на участке “Рыжий Лес-1” в мае 2004 г. с интервалом в 9 сут выявили существенное падение значений C_{RN} (табл. 4) как по ^{90}Sr , так и по ^{137}Cs как для самцов, так и для самок. Это не могло быть результатом изменения массы тела, ко-

торая оставалась такой же. Более того, наблюдения, выполненные в другом году (2005) и на другом участке (“Изумрудное”) продемонстрировали тот же эффект.

Более однозначные и существенные изменения радиоактивности птиц были установлены при сравнении гнездового сезона и периода осенних миграций. Если в мае у горихвосток (Phoenicurus phoenicurus) значения $M_{геом} C_{RN}$ составили 4.23 (^{90}Sr) и 8.25 (^{137}Cs) Бк/г, у пеночек (Phylloscopus spp.) 7.82 и 16.7 Бк/г, а у синиц (Parus major) – 2.86 и 12.9 Бк/г, соответственно, то в начале октября

Таблица 3. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле различных видов птиц в ЧЗ в 2003–2005 г., Бк/г

Участок	Вид	^{90}Sr		^{137}Cs		n*
		$M_{\text{геом}}$	диапазон	$M_{\text{геом}}$	диапазон	
Азбучин	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	5.93	0.93–37.64	5.98	5.26–6.79	2
	<i>Aegithalos caudatus</i>	40.12		1.83		1
	<i>Alcedo atthis</i>	1.58		3.35		1
	<i>Anthus trivialis</i>	9.30		1.50		1
	<i>Cocc. coccothraustes</i>	3.42	0.41–13.28	4.57	0.61–21.17	12
	<i>Dendrocopos medius</i>	2.59	0.48–13.88	2.72	1.58–4.67	2
	<i>Emberiza schoeniclus</i>	6.33	2.44–16.46	5.05	2.58–9.9	2
	<i>Fringilla coelebs</i>	17.87	14.14–23.76	4.22	2.07–8.39	3
	<i>Jynx torquilla</i>	25.37	17.28–37.24	3.67	3.48–3.87	2
	<i>Lanius collurio</i>	15.53	0.85–53.77	4.74	2.17–12.19	4
	<i>Locustella fluviatilis</i>	3.23		3.52		1
	<i>Locustella luscinioides</i>	2.22	1.14–4.3	1.69	1.37–2.08	2
	<i>Luscinia luscinia</i>	45.25	5.71–225.72	5.92	2.87–15.75	8
	<i>Motacilla alba</i>	12.17		2.21		1
	<i>Motacilla flava</i>	11.68		2.45		1
	<i>Muscicapa striata</i>	13.26	2.52–31.79	7.91	6.05–9.12	5
	<i>Oriolus oriolus</i>	5.39	2.78–10.43	3.59	2.69–4.79	2
	<i>Parus major</i>	16.11	8.53–27.87	4.55	2.95–6.79	3
	<i>Sylvia borin</i>	15.22		4.43		1
	<i>Sylvia communis</i>	18.27		5.77		1
<i>Sylvia nisoria</i>	13.92	10.69–18.14	7.88	7.26–8.55	2	
<i>Turdus merula</i>	18.78	5.84–61.61	14.44	6.82–30.82	7	
<i>Turdus philomelos</i>	41.61	27.52–62.93	33.91	13.57–84.71	2	
Черевач	<i>Riparia riparia</i>	1.85	1.48–2.34	0.04	0.01–0.13	5
Изумрудное	<i>Aegithalos caudatus</i>	10.89		0.28		1
	<i>Certhia familiaris</i>	14.55		0.32		1
	<i>Cocc. coccothraustes</i>	0.33		0.18		1
	<i>Dendrocopos medius</i>	4.16		0.79		1
	<i>Erithacus rubecula</i>	1.36	0.6–2.68	0.24	0.08–0.73	8
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	2.48	0.76–8.09	0.72	0.43–1.22	2
	<i>Fringilla coelebs</i>	2.54	0.64–7.01	0.52	0.29–2.1	10
	<i>Parus caeruleus</i>	2.96		0.19		1
	<i>Parus major</i>	2.67	0.23–6.82	0.22	0.01–0.68	37
	<i>Phylloscopus</i>	6.64		1.08		1
	<i>Phylloscopus trochilus</i>	3.18	1.37–7.38	0.82	0.7–0.95	2
	<i>Sitta europaea</i>	9.35	4.3–14.71	0.27	0.12–0.58	3
	<i>Turdus merula</i>	1.94	1.49–2.6	0.54	0.43–0.64	4
	<i>Turdus philomelos</i>	6.17		0.46		1
<i>Turdus viscivorus</i>	4.00		1.88		1	
Копачи	<i>Garrulus glandarius</i>	3.07		3.92		1
	<i>Turdus philomelos</i>	4.43		0.51		1
Припять, старик	<i>Anthus trivialis</i>	1.44	0.07–31.3	0.21	0.18–0.24	2
	<i>Emberiza citrinella</i>	5.10	4.59–5.65	0.37	0.35–0.41	2
	<i>Erithacus rubecula</i>	4.40	1.9–8.68	0.59	0.23–1.7	6
	<i>Fringilla coelebs</i>	2.94	1.93–4.47	0.30	0.29–0.31	2
	<i>Luscinia luscinia</i>	5.46		0.29		1
	<i>Muscicapa striata</i>	0.81	0.31–3.25	0.39	0.3–0.69	6
	<i>Sitta europaea</i>	0.15		0.36		1
<i>Turdus merula</i>	1.25	1.02–1.55	0.63	0.62–0.63	2	

Таблица 3. Окончание

Участок	Вид	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		n*
		M _{геом}	диапазон	M _{геом}	диапазон	
Новошепеличи	<i>Emberiza citrinella</i>	7.52		0.83		1
НШП Лесничество	<i>Anthus trivialis</i>	13.77		15.39		1
	<i>Certhia familiaris</i>	13.19		5.33		1
	<i>Erithacus rubecula</i>	5.00	2.17–24.64	3.84	0.73–46.68	9
	<i>Ficedula albicollis</i>	6.84		9.40		1
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	7.87	1.81–23.82	3.56	1.21–13.41	17
	<i>Fringilla coelebs</i>	9.99	0.9–61.49	3.00	0.34–17.09	31
	<i>Garrulus glandarius</i>	0.50		0.47		1
	<i>Muscicapa striata</i>	5.15	3.51–6.4	1.88	0.84–5.18	4
	<i>Parus caeruleus</i>	10.47	5.23–19.27	3.27	2.11–4.18	9
	<i>Parus major</i>	10.73	2.91–24.17	2.47	1.44–4.09	13
	<i>Phoenicurus ochruros</i>	5.61		7.86		1
	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	6.65	4.08–11.56	6.01	4.42–8.22	3
	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	4.30	3.36–5.51	5.54	5.28–5.82	2
	<i>Sitta europaea</i>	3.92		2.25		1
	<i>Sylvia atricapilla</i>	3.65	1.79–12.37	1.67	0.5–5.72	4
<i>Turdus merula</i>	4.69	1.26–17.26	9.05	4.56–25.79	7	
<i>Turdus philomelos</i>	8.88	4.92–16.01	12.90	12.31–13.52	2	
Припять, яхт-клуб	<i>Acrocephalus palustris</i>	0.24		0.92		1
	<i>Erithacus rubecula</i>	25.39	8.65–69.77	1.20	0.3–2.81	7/8
	<i>Fringilla coelebs</i>	3.43	1.41–8.3	1.39	1.19–1.61	2
	<i>Hippolais icterina</i>	2.16	1.06–6.04	0.59	0.28–1.17	4
	<i>Luscinia luscinia</i>	6.91	0.87–42.71	0.84	0.69–1.04	5
	<i>Muscicapa striata</i>	4.29		0.83		1
	<i>Parus caeruleus</i>	11.02	10.54–11.53	1.88	1.42–2.5	2
	<i>Sylvia atricapilla</i>	2.38		1.44		1
	<i>Turdus merula</i>	10.89	1.97–80.62	6.05	3.7–12.29	5
Рыжий Лес-1	<i>Parus major</i>	120.20	13.89–1635.6	48.97	10.13–367.2	56/57
Рыжий Лес-2	<i>Aegithalos caudatus</i>	47.36	3.43–556.1	22.57	17.21–33.6	6/10
	<i>Erithacus rubecula</i>	0.46	0.05–16.69	4.65	0.57–51.32	18
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	4.62		12.54		1
	<i>Fringilla coelebs</i>	4.14	0.59–10.47	14.67	7.58–38.95	4
	<i>Lanius collurio</i>	0.06		0.23		1
	<i>Muscicapa striata</i>	0.80		6.19		1
	<i>Parus ater</i>	4.49	3.29–6.13	11.90	9.02–15.7	2
	<i>Parus caeruleus</i>	0.39	0.37–0.42	1.26	1.11–1.44	2
	<i>Parus cristatus</i>	12.76		9.42		1
	<i>Parus major</i>	1.99	0.05–32.18	5.70	0.34–66.78	58
	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1.73	0.23–21.49	4.91	1.49–14.45	5
	<i>Phylloscopus collybita</i>	0.23	0.1–0.64	3.67	1.5–10.88	4
	<i>Phylloscopus trochilus</i>	4.21	0.42–56.24	14.32	6.08–29.07	4
	<i>Sitta europaea</i>	8.13		12.75		1
	<i>Turdus merula</i>	0.12	0.01–4.13	41.76	3.16–304.92	12/14
<i>Turdus philomelos</i>	0.04		87.90		1	
Р.-Илинецкая	<i>Hirundo rustica</i>	1.29		0.13		1
Весняное	<i>Hirundo rustica</i>	1.11	0.39–4.39	0.61	0.18–1.27	13
	<i>Parus major</i>	2.44	1.9–3.14	0.38	0.35–0.41	2

Примечание. В тех случаях, когда n для C_{Sr} и C_{Cs} отличается, приведены соответствующие значения отдельно, через косую линию.

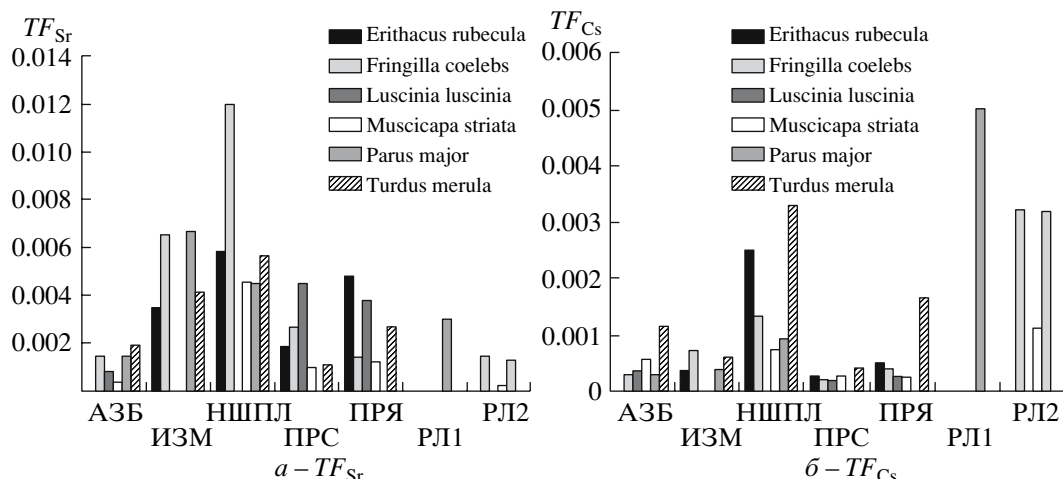


Рис. 2. Средние значения TF_{RN} у некоторых видов птиц на различных участках ЧЗ в гнездовой период (только взрослые особи), m^2/kg . Участки: АЗБ – Азбучин, ИЗМ – Изумрудное, НШПЛ – НШП Лесничество, ПРС – Припять, старик, ПРЯ – Припять, яхт-клуб, РЛ1 – Рыжий Лес-1, РЛ2 – Рыжий Лес-2.

значения $M_{geom} C_{RN}$ были гораздо ниже: горихвостки – 0.45 (^{90}Sr) и 2.24 (^{137}Cs) Бк/г; пеночки – 0.30 (^{90}Sr) и 4.39 (^{137}Cs) Бк/г; большие синицы – 0.26 (^{90}Sr) и 1.45 (^{137}Cs) Бк/г (во всех случаях – $p < 0.001$). При этом у больших синиц, отловленных осенью на том же участке, где они гнездились летом, C_{RN} практически не изменилась: в мае – 0.05–4.52 (^{90}Sr) и 8.77–19.2 (^{137}Cs) Бк/г, а в октябре – 3.86–7.13 и 2.48–11.8 Бк/г соответственно. Кроме того, осенью у местных птиц значительно более высокие значения C_{Sr} и, следовательно, более низкие значения отношения $^{137}Cs/^{90}Sr$: 0.48–1.59 по сравнению с 3.3–2178 у мигрирующих птиц (табл. 5).

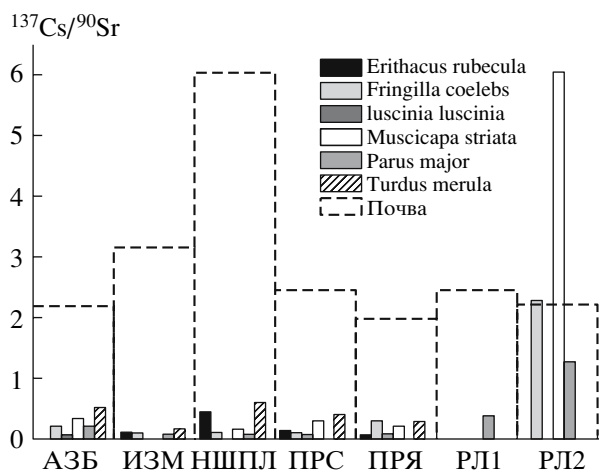


Рис. 3. Отношение TF_{Cs}/TF_{Sr} у некоторых видов птиц и содержания радионуклидов в почве (D_{Cs}/D_{Sr}) на различных участках ЧЗ. Обозначения участков – как на рис. 2.

Половозрастные отличия. Сравнение половозрастных групп одного вида, живущих на одном участке, указывает на наличие некоторых закономерных отличий по величине накопления радионуклидов. Так, птенцы большой синицы на поздних этапах гнездового периода обычно имеют более высокие $C_{RN}^{90}Sr$ и более низкие ^{137}Cs , чем их родители (табл. 6). Если сравнить относительное загрязнение организма взрослых особей и сеголеток других видов, обитающих на одном участке, то можно обнаружить аналогичную тенденцию общего превышения содержания ^{90}Sr у молодых птиц (табл. 7). Вместе с тем по накоплению ^{137}Cs эти возрастные группы не различаются.

Определенные отличия радиоактивного загрязнения выявлены и у разнополых особей из одной пары (табл. 8). В парах большой синицы более высокие удельные активности ^{90}Sr отмечены у самок, однако по накоплению ^{137}Cs самцы и самки скорее всего идентичны. Аналогичные закономерности обнаружены и у других видов, несмотря на отсутствие данных о принадлежности самцов и самок к одной паре и небольшие размеры выборки.

Зависимость радиоактивного загрязнения от вида птицы. В условиях многофакторного влияния и недостаточных объемов выборки сравнение показателей радиоактивного загрязнения птиц, принадлежащих к различным видам, становится затруднительным, поэтому, как это было упомянуто выше, всю совокупность видов разделили на условные эколого-трофические группы (табл. 2). Данные по птенцам и молодым птицам, по птицам в период осенних миграций, а также данные по экологическим группам, выборка кото-

Таблица 4. Изменение C_{RN}^{90Sr} и ^{137}Cs у взрослых особей *Parus major* в течение короткого периода времени, Бк/г

Номер особи	Пол	^{90}Sr			^{137}Cs		
				Разница, %			Разница, %
Участок "Рыжий Лес-2"							
		20.05.04	29.05.04	9 сут	20.05.04	29.05.04	9 сут
B037305	f	9.17	0.32	96.5	15.8	8.55	46.1
B037327	f	8.31	1.47	82.4	9.07	5.16	43.1
B037328	f	18.0	6.75	62.5	25.9	15.4	40.6
B037341	f	9.48	8.44	11.0	12.5	18.6	-48.6*
B030076	m	8.14	3.34	59.0	39.0	26.0	33.4
B037340	m	1.31	0.05	96.4	19.2	11.0	42.6
B037342	m	5.77	1.40	75.7	11.3	10.5	7.0
Участок "Изумрудное"							
		17.05.05	27.05.05	10 сут	17.05.05	27.05.05	10 сут
B029881	f	4.54	3.66	19.4	0.52	0.32	37.9
B029884	f	3.56	1.25	64.8	0.48	0.45	6.5
B029890	f	1.31	4.21	-221.7	0.16	0.17	-4.5
B037462	m	2.66	1.14	57.2	0.16	0.23	-45.0

* Самка B037341 – из ИГ № 178, в котором отношении $^{90}Sr/^{137}Cs$ у птенцов было противоположным тому, что отмечено в других гнездах. Это дает основание считать, что у этой особи был какой-то специфический источник питания. В то же время у самца из этой же пары (B037340) изменения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs были такими же, как и у большинства других особей.

Таблица 5. Средние геометрические значения C_{RN}^{90Sr} и ^{137}Cs в теле мигрирующих и оседлых птиц в осенний период (1.10.2004) на участке "Рыжий Лес-2", Бк/г

Вид	^{137}Cs	^{90}Sr	Вид	^{137}Cs	^{90}Sr
Мигранты					
<i>Erithacus rubecula</i> (n = 18)	4.65	0.46	<i>Parus major</i> (n = 15)	1.45	0.26
<i>Phoenicurus phoenicurus</i> (n = 2)	2.24	0.45	<i>Parus caeruleus</i> (n = 2)	1.27	0.39
<i>Phylloscopus trochilus</i> (n = 1)	8.71	0.65	<i>Turdus merula</i> (n = 12)	41.7	0.12
<i>Phylloscopus collybita</i> (n = 3)	3.69	0.23	<i>Turdus philomelos</i> (n = 1)	87.1	0.04
Оседлые					
<i>Aegithalos caudatus</i> (n = 5)	22.6	47.3	<i>Parus cristatus</i> (n = 1)	9.33	12.9
<i>Sitta europaea</i> (n = 1)	12.9	8.13	<i>Parus major</i> (n = 2)*	5.37	5.25

* Особи, отловленные осенью на том же участке, где весной у них находились гнезда.

рых не превышала 5, в анализ не включали. Для сравнения использовали величину $\lg(TF_{RN} \times 10^6)$ (табл. 9).

Анализ показал, что наименьшее значение TF_{RN}^{90Sr} характерно для птиц, питающихся древесными плодами (дубоносы, группа "б") (рис. 4). Также вряд ли является случайным низкое значение TF_{Sr} в группе птиц-ихтиофагов ("9", зимородок): как известно, они отрыгивают кости своих жертв. Остальные группы птиц, которые в гнездовой период являются преимущественными эн-

томофагами, между собой по этому показателю достоверно не различаются (табл. 10).

Различия эколого-трофических групп по показателю $TF_{RN}^{137}Cs$ имеют иной характер (рис. 5). Наибольшими значениями выделяются птицы-энтомофаги, разыскивающие корм в лесной подстилке и верхнем слое почвы (дрозды, "1"). Также относительно высокие значения характерны для птиц-энтомофагов, разыскивающих корм в кронах деревьев и кустарников (группы "5", "7"). Однако в целом большинство групп между собой по этому показателю не различаются (табл. 10).

Таблица 6. Возрастные отличия в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs у большой синицы (*f* – самки, *m* – самцы, *ch* – птенцы), Бк/г

ИГ	Возраст птенцов, дн.	^{90}Sr					^{137}Cs				
		<i>f</i>	<i>m</i>	<i>ch</i> , $M \pm m$ (<i>n</i>)	<i>ch/f</i>	<i>ch/m</i>	<i>f</i>	<i>m</i>	<i>ch</i> , $M \pm m$ (<i>n</i>)	<i>ch/f</i>	<i>ch/m</i>
Участок “Изумрудное”											
8	13–15	5.11		5.34 ± 1.00 (3)	1.05		0.51		0.19 ± 0.10 (3)	0.38	
33	14–16	2.76	4.40	4.52 ± 0.41 (3)	1.64	1.03	0.17	0.65	0.31 ± 0.19 (3)	1.86	0.47
41	14–16	2.41	0.82	3.20 ± 0.27 (5)	1.33	3.89	0.46	0.46	0.28 ± 0.04 (5)	0.61	0.61
70	14–16	4.10	3.20	2.74 ± 0.45 (5)	0.67	0.86	0.42	0.15	0.26 ± 0.06 (5)	0.61	1.75
71	14–16	3.00	1.90	1.25 ± 0.31 (5)	0.42	0.66	0.66	0.19	0.14 ± 0.05 (5)	0.21	0.73
Участок “Рыжий Лес-1”											
26	10–12	54.2	28.9	149.7 ± 10.2 (8)	2.76	5.17	48.0	91.3	41.2 ± 2.6 (8)	0.86	0.45
48	17–18		56.4	188.7 ± 13.0 (10)		3.35		319.1	66.2 ± 10.5 (10)		0.21
83	13–15	19.9		100.3 ± 6.4 (5)	5.05		18.9		13.0 ± 0.8 (5)	0.69	
89	17–18	21.8		118.0 ± 11.7 (5)	5.43		15.6		50.5 ± 4.7 (6)	3.24	
206	17–18	37.5		191.1 (2)	5.10		189.2		42.8 (2)	0.23	
206	9–10*			718.0 ± 307.1 (4)	19.1				51.4 ± 2.7 (4)	0.27	
207	9–11	80.1		225.5 ± 14.5 (7)	2.81		98.2		49.0 ± 1.8 (7)	0.50	
Участок “Рыжий Лес-2”											
178	15–17	8.79	0.68	5.97 ± 3.77 (8)	0.68	8.78	16.57	15.13	7.60 ± 0.65 (8)	0.46	0.50
187	15–17	4.74	3.58	22.26 ± 2.06 (7)	4.69	6.21	12.20	10.90	4.04 ± 0.52 (7)	0.33	0.37

Примечание. * Погибшие птенцы.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В данной работе мы использовали метод прижизненного определения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs

во всем теле птиц. Ранее подобный метод использовали только для оценки γ -излучающих радионуклидов, причем как у мелких [15–18], так и у относительно крупных птиц [19–28]. В то же время

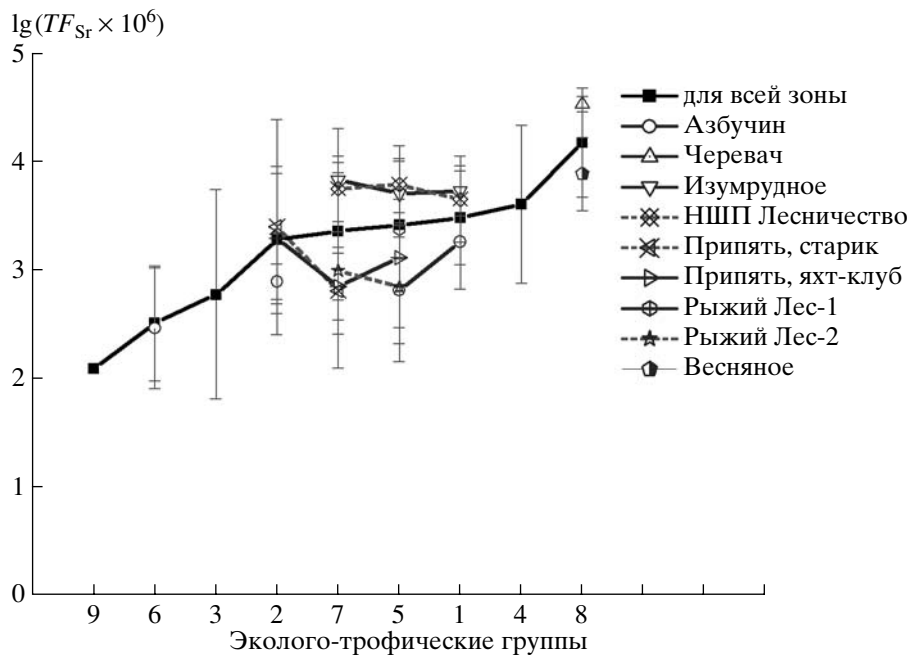


Рис. 4. Коэффициент перехода ^{90}Sr в цепи почва–птица для различных экологических групп (в порядке возрастания среднего значения TF_{Sr}), $M \pm s$.

Таблица 7. Возрастные отличия у некоторых видов птиц по показателю $TF_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs , $\lg(TF \times 10^6)$, $\text{м}^2/\text{кг}$

Вид	Возраст	$TF^{90}\text{Sr}$			$TF^{137}\text{Cs}$		
		$M \pm s$	min-max	n	$M \pm s$	min-max	n
Участок "Азбучин"							
Coccothraustes coccothraustes	ad	2.48 ± 0.56	1.52–3.03	7	2.45 ± 0.49	1.58–2.90	7
	juv	2.39 ± 0.67	1.58–3.00	5	2.47 ± 0.57	1.64–3.13	5
Luscinia luscinia	ad	–			–		
	juv	2.86 ± 0.24	2.66–3.12	3	2.51 ± 0.28	2.26–2.81	3
Muscicapa striata	ad	3.98 ± 0.19	3.79–4.26	5	2.61 ± 0.26	2.39–3.00	5
	juv	***			–		
Turdus merula	ad	2.53	2.31–2.76	2	2.76	2.76–2.76	2
	juv	3.36 ± 0.04	3.33–3.41	3	2.66 ± 0.08	2.58–2.74	3
Turdus merula	ad	***			–		
	juv	3.10 ± 0.49	2.71–3.65	3	2.98 ± 0.32	2.66–3.29	3
Turdus merula	ad	3.24 ± 0.43	2.67–3.70	4	2.94 ± 0.32	2.63–3.26	4
	juv	?			–		
Участок "НШП Лесничество"							
Ficedula hypoleuca	ad	3.84 ± 0.36	3.19–4.31	11	3.08 ± 0.34	2.57–3.61	11
	juv	3.81 ± 0.07	3.74–3.92	6	2.94 ± 0.14	2.72–3.10	6
Parus caeruleus	ad	–			–		
	juv	3.79 ± 0.24	3.65–4.14	4	2.97 ± 0.10	2.85–3.09	4
Parus major	ad	4.09 ± 0.13	3.95–4.22	5	3.02 ± 0.12	2.81–3.10	5
	juv	***			–		
Parus major	ad	3.63 ± 0.17	3.40–3.81	6	2.94 ± 0.13	2.74–3.09	6
	juv	4.25 ± 0.05	4.18–4.32	7	2.82 ± 0.16	2.64–3.06	7
Erithacus rubecula	ad	***			–		
	juv	3.26	3.20–3.33	2	2.38	2.18–2.59	2
Erithacus rubecula	ad	3.71 ± 0.11	3.58–3.85	4	2.68 ± 0.26	2.48–3.04	4
	juv	?			–		
Участок "Припять, старик"							
Erithacus rubecula	ad	3.66	3.52–3.80	2	2.66	2.43–2.88	2
	juv	3.96 ± 0.44	3.40–4.31	5	2.50 ± 0.37	1.94–2.91	6
Turdus merula	ad	?			–		
	juv	3.16 ± 0.58	2.76–3.82	3	3.19 ± 0.19	3.03–3.40	3
Turdus merula	ad	4.02	3.67–4.37	2	3.32	3.09–3.55	2
	juv	?			–		

Примечание. Достоверность различия: *** – $p < 0.001$; ? – недостаточно большая выборка для подтверждения различия, "–" – различие отсутствует.

его применение для оценки содержания ^{90}Sr прежде считали невозможным [29]. Настоящее исследование показало, что в условиях ЧЗ измерение содержания ^{90}Sr в толстослойных образцах, в том числе и в организме мелких животных, возможно и эффективно. Более того, одновременное измерение ^{90}Sr и ^{137}Cs позволило впервые получить такой большой объем данных (506 птиц) за относи-

тельно короткий срок (54 дня отловов) и при этом сохраняя жизнь животным.

В целом установленный крайне широкий диапазон значений радиоактивного загрязнения птиц полностью согласуется с результатами более ранних исследований (например: [6, 10, 11, 16, 19, 29–33]). Относительно первых лет после аварии [34]

Таблица 8. Отношение значений C_{RN} (средние геометрические) в организме самок (f) и самцов (m) нескольких видов птиц, Бк/г*

Участок	Вид	Отношение f/m		$n (f/m)$
		^{90}Sr	^{137}Cs	
Для выборок самцов и самок с неизвестными брачными связями				
Азбучин	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0.30	0.76	4/2
Изумрудное	<i>Erithacus rubecula</i>	1.48	0.54	3/4
	<i>Fringilla coelebs</i>	0.68	0.70	4/6
НШП Лесничество	<i>Ficedula hypoleuca</i>	2.59	1.75	8/3
	<i>Fringilla coelebs</i>	2.75	1.10	21/10
	<i>Muscicapa striata</i>	1.44	0.56	2/2
	<i>Turdus merula</i>	4.87	2.59	5/2
Припять, старик	<i>Muscicapa striata</i>	2.03	1.43	2/4
Для самцов и самок, принадлежащих к одной паре				
Изумрудное	<i>Parus major</i>	1.39	1.25	4/4
Рыжий Лес-1	<i>Parus major</i>	1.33	0.79	4/4
Рыжий Лес-2	<i>Parus major</i>	3.65	1.03	6/6

* Для этого сравнения были использованы только те видовые и половые выборки, которые содержали не менее двух значений.

Таблица 9. Средние значения коэффициентов перехода радионуклидов в цепи почва–птица для разных эколого-трофических групп (УЭТГ, см. табл. 2) птиц, $\text{м}^2/\text{кг}$

УЭТГ	^{90}Sr , $\lg(TF_{\text{Sr}} \times 10^6)$		^{137}Cs , $\lg(TF_{\text{Cs}} \times 10^6)$		n
	$M \pm s$	min–max	$M \pm s$	min–max	
1	3.49 ± 0.43	2.71–4.17	3.12 ± 0.40	2.41–3.89	26
2	3.29 ± 0.68	1.74–4.41	2.43 ± 0.39	1.98–3.67	18
3	2.79 ± 0.97	1.14–3.64	2.42 ± 0.57	1.61–3.29	7
4	3.62 ± 0.73	2.10–4.49	2.60 ± 0.33	2.12–3.21	10
5	3.43 ± 0.61	1.03–4.72	2.92 ± 0.50	1.79–4.21	174
6	2.52 ± 0.53	1.52–3.03	2.44 ± 0.46	1.58–2.90	8
7	3.37 ± 0.63	1.98–4.31	2.87 ± 0.45	1.91–3.71	41
8	4.19 ± 0.50	3.45–5.33	2.54 ± 0.38	1.91–3.54	16
9	2.11	2.11	2.32	2.32	1

Таблица 10. Значимость отличий между УЭТГ по показателям TF_{Sr} (ниже диагонали) и TF_{Cs} (выше диагонали)

УЭТГ	1	2	3	4	5	6	7
1	–	***	*	***	*	**	*
2	н/д	–	н/д	н/д	***	н/д	***
3	н/д	н/д	–	н/д	н/д	н/д	н/д
4	н/д	н/д	н/д	–	*	н/д	н/д
5	н/д	н/д	н/д	н/д	–	*	н/д
6	***	**	н/д	**	**	–	*
7	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	**	–

Примечание. Уровень значимости вероятной ошибки обнаруженных различий: *** – $p < 0.001$; ** – $p < 0.01$; * – $p < 0.05$; н/д – $p > 0.05$.

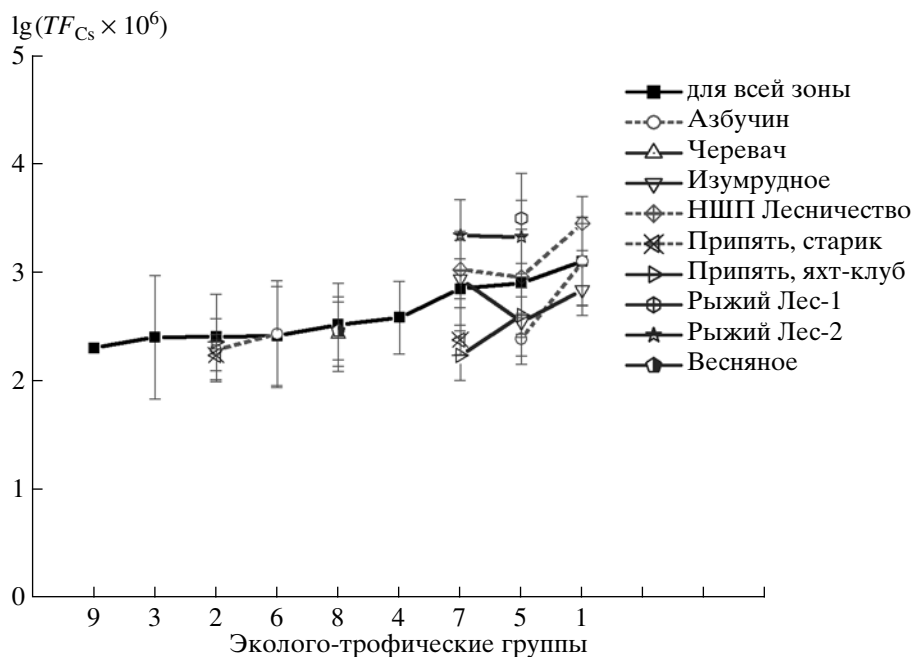


Рис. 5. Коэффициент перехода ^{137}Cs в цепи почва–птица для различных экологических групп (в порядке возрастания среднего значения TF_{Cs}), $M \pm s$.

радиоактивное загрязнение птиц ^{90}Sr в среднем снизилось в 5.2 раза, а ^{137}Cs – в 14.1 раз. Произошло это прежде всего по причине снижения биологической доступности радионуклидов (см. ниже) и частично за счет их распада.

Следует отметить, что близкий к логнормальному правоскошенный характер распределения значений C_{RN} совпадает с аналогичным пространственным распределением запаса радионуклидов в почве, а также с частотой распределения значений, установленной у других групп животных и растений (например: [35, 36]), т.е. вариабельность радиоактивного загрязнения птиц – это в первую очередь следствие неравномерности пространственного распределения радиоактивных выпадений в сочетании с подвижностью самих животных и индивидуальными особенностями питания, физиологии и т.п. Распределение значений, близкое к нормальному, можно получить только при очень гомогенной выборке (вид, возраст и пол птиц), полученной на относительно большом участке с относительно гомогенными радиационными и экологическими условиями (как это было в случае с гнездовой группировкой большой синицы на участке “Рыжий Лес-1”). Следствие крайнего разнообразия значений – перекрывание частотных распределений разных видов, что делает крайне затруднительным определение межвидовых различий (даже если они есть) и требует увеличения размера выборки до 30–50 птиц каждого вида, участка и периода исследований.

В литературе уже неоднократно упоминалось, что загрязнение птиц не столько зависит от того, где находится их гнездо (убежище), сколько от того, где и как часто они собирают корм [18, 21, 23, 30, 37–39]. В ЧЗ этот эффект особо ярко выражен в связи с наличием следов прохождения радиоактивных облаков и пятен радиоактивных выпадений. Так, в отношении некоторых особей большой синицы с участка “Рыжий Лес-1”, у которых установлены относительно низкие C_{RN} в теле (и яйцах, но данные здесь не представлены), можно предположить, что они собирали корм не на гнездовом участке, а в ближайшем более “чистом” сосновом лесу, за пределами трассы западного следа и зоны погибшего “Рыжего Леса”. Подобное допущение может быть выдвинуто и в отношении зимородка, отловленного на участке “Азбучин”. Птица была относительно “чистой” (табл. 3), тогда как участок – один из самых “грязных”, следовательно, она там оказалась лишь на пролете с более “чистых” водоемов (например, р. Припять).

Не менее важную роль играет степень территориальной привязанности. Оседлые птицы, собирающие корм с ограниченной территории, при отсутствии принципиальных изменений в рационе сохраняют уровни радиоактивного загрязнения тела в течение длительного срока: например, большая синица на участке “Рыжий Лес-2” (см. выше). Кроме того, в условиях ЧЗ они имеют сопоставимые значения C_{Cs} и C_{Sr} , тогда как у мигрирующих птиц вследствие более медленного на-

копления ^{90}Sr отношение $C_{\text{Cs}}/C_{\text{Sr}}$ намного превышает 1.0 (табл. 5). Кстати, другое соотношение – между C_{Cs} в кишечнике и мышцах в свое время было предложено как показатель миграционного статуса птиц и как следствие неустановившегося равновесия ^{137}Cs в организме [40, 41]: чем оно ближе к 1.0, тем дольше птица находится на загрязненной территории.

Еще в предыдущие десятилетия было установлено, что у птиц, обитающих на определенной территории, существуют сезонные синусоидные колебания среднего радиоактивного загрязнения, связанные с их миграционной активностью [19, 31, 42]. Поскольку в общем случае “загрязненные” участки занимают меньшую площадь, чем “чистые”, увеличение интенсивности территориальных перемещений приводит к снижению среднего “загрязнения” птиц. Это отмечено и на зимовочных загрязненных водоемах в канун весенних миграций [19], и на летних водоемах по окончании гнездового периода [32]. И хотя в общем у птиц существовала тенденция к увеличению C_{RN} до конца гнездования [43], территориально неприязненные особи имеют другие закономерности.

В то же время, как показывают результаты наших исследований, характер циклических изменений может быть более сложным. Например, в мае у большой синицы происходит снижение C_{RN} , хотя они лишь месяц как заселили загрязненный участок (табл. 4). Объяснение этому можно найти в изменении кормового поведения. Если летом они собирают корм в кронах деревьев, то в ранний весенний период часто кормятся на земле и лесной подстилке, что должно увеличивать поступление радионуклидов. Возрастание в середине мая численности беспозвоночных-фитофагов побуждает синиц к преимущественному кормлению в верхнем ярусе леса. Таким образом, важен не только факт заселения подобных территорий, но и то, чем животные там питаются. Теоретически круглогодичный тренд радиоактивного загрязнения птиц может состоять из нескольких синусоидных циклов, так как в случае недостатка кормов в кронах птицы могут неоднократно возвращаться к питанию на земле. Подобное было отмечено на участке бывшего технологического водоема Уайт-Оук-Лэйк [30], где в зимний период загрязнение птиц было выше, чем в летний период, как раз по причине попутного заглатывания почвы. У птиц эврифагов сезонная цикличность загрязнения организма может напрямую отражать принципиальное изменение рациона. Например, дрозды в середине лета переходят на преимущественное питание сочными плодами деревьев и кустарников, что может “очищать” их организм. А у дятлов сезонная цикличность может иметь место даже при оседлом образе жизни: летом они – типичные энтомофаги, а зимой могут специализироваться на древесных плодах, что, по

всей видимости, должно делать их “чище”. По крайней мере о подобной закономерности накопления ^{90}Sr у дятлов ранее уже сообщали [44]. Таким образом, различные виды птиц имеют свою собственную видоспецифическую закономерность круглогодичного изменения радиоактивного загрязнения, которая определяется текущей трофической специализацией и территориальным поведением.

В общей модели, описывающей поступление радионуклидов в организм животного из окружающей среды, большую роль играет биологическая доступность радионуклидов и ее пространственно-временная изменчивость. Так, ранее было показано, что накопление ^{90}Sr в организме водоплавающих птиц зависит не только от содержания радионуклида в водоеме, но и (в обратной зависимости) от содержания в воде конкурирующего элемента – кальция [45]. Многолетние наблюдения за экосистемой технологического водоема в США указали на зависимость загрязнения околородных птиц от уровня воды [29, 41]: чем он был выше, тем “чище” были птицы. Четырехлетние исследования в Норвегии обнаружили постепенное снижение биологической доступности ^{137}Cs , выпавшего после Чернобыльской аварии, и, как следствие, закономерное снижение загрязнения вальдшнепа [6]. В ЧЗ TF_{RN} ^{90}Sr в цепи почва–птица снизился с $10.7 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в 1987 г. [34] до $2.64 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в 2003–2005 г. (наши данные для взрослых птиц в гнездовой сезон), а ^{137}Cs соответственно с 7.7×10^{-3} до $0.70 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Причиной этого было значительное сокращение не кормового пути поступления радионуклидов, их вертикальная миграция в глубь почвенного профиля и связывание почвенно-поглощающим комплексом [46].

В ЧЗ изменчивость биодоступности радионуклидов для птиц проявилась еще и в наличии положительной корреляции значений TF_{RN} ^{137}Cs и отрицательной корреляции значений TF_{RN} ^{90}Sr с уровнем загрязнения местности. Объяснение этому следует искать в характере пространственного распределения физико-химических форм радиоактивных выпадений и почвенно-растительных условий. Как известно, на центральных участках зоны значительное количество ^{90}Sr находится в составе мелко диспергированных частиц ядерного топлива и реакторных конструкционных материалов [46], что делает его слабо доступным для биоты. И хотя считается, что к настоящему времени топливные частицы практически распались, а ^{90}Sr и ^{137}Cs перешли в почвенный раствор [47], похоже, что на центральных, наиболее загрязненных участках зоны определенный запас ^{90}Sr по-прежнему биологически мало доступен. Что же касается TF_{RN} ^{137}Cs , то его положительная корреляция с уровнем загрязнения местности, возмож-

но, вызвана случайным совпадением участков с высокой плотностью радиоактивных выпадений и почвенных условий, обеспечивающих высокую биодоступность ^{137}Cs . Не исключена также роль локального состава кормовых объектов и особенностей территориального поведения особей.

Одним из факторов, определяющих биодоступность радионуклидов для птиц, может быть тип местной растительности, поскольку состав кормовых объектов сильно зависит от растительных условий. Так, на участке “НШП Лесничество” растительность представлена старым дубовым лесом, тогда как в “Рыжем Лесу-1” – почти исключительно березой. Вместе с тем ранее сообщалось [35], что березы имеют наивысшие значения коэффициента перехода радионуклидов в цепи почва–растения, тогда как дуб и сосна – меньшие; кроме того, растительная масса чистого сосняка сильнее “загрязнена”, чем растительность смешанного леса, а молодого леса – сильнее, чем старого. Не исключено, что радиоактивное загрязнение беспозвоночных отражает те же закономерности и, как следствие, определяет загрязнение птиц.

Теоретически и, как следует из ранее проведенных исследований, разнообразие уровней радиоактивного загрязнения птиц может быть следствием половозрастных особенностей физиологии, питания, территориального и миграционного поведения. Однако в силу зависимости этого показателя от целого комплекса факторов выявление половозрастных отличий не всегда становится возможным. В одних случаях это не удавалось (^{137}Cs : [22, 41]; ^{90}Sr : [43]), но в других было показано, что в гнездовой период самки имели более высокие $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$ [32, 44]. Авторы поясняли это интенсификацией кальциевого обмена (и, как следствие, ^{90}Sr) у самок в период откладки яиц, а также меньшей территориальной привязанностью самцов и наличием птиц-мигрантов в популяции. Аналогичные половые различия обнаружены и в наших исследованиях, причем они проявляются так же только в отношении накопления ^{90}Sr в гнездовой период (табл. 8). В последующем, в сезон осенней миграции, загрязнение самцов и самок становится одинаковым. Вместе с тем, как следует из ряда исследований [3, 19], различие миграционного поведения самцов и самок может привести к различиям в загрязнении их организма и в другие сезоны года.

Физиологические различия особей разного возраста также не всегда проявляются в накоплении радионуклидов. Если в лабораторных экспериментах скорость накопления и выведения радионуклидов снижается с возрастом [48–50], то в полевых исследованиях могут быть и иные результаты. В одних случаях их просто не обнаружили (^{137}Cs : [41, 51]). Согласно другим работам,

более высокие $C_{\text{RN}}^{137}\text{Cs}$ были у взрослых особей (утки – [10]; деревенская ласточка – [18]) либо, наоборот, у молодых (совы – [52]; утки – [12]). При изучении птенцов сов, чаек [51] и деревенских ласточек [18] был обнаружен начальный рост $C_{\text{RN}}^{137}\text{Cs}$, который затем прекращался или сменялся снижением. Неоднозначность в накоплении ^{137}Cs молодыми птицами побуждала исследователей отказываться от этих данных при сравнении птиц с разных территорий [16], к чему в ряде случаев прибегали и мы.

Но в отношении накопления ^{90}Sr различия между молодыми и взрослыми птицами, как правило, однозначны: гнездовые птенцы и слетки содержат больше радионуклида [33, 43, 44, 53, 54]. Кроме того, загрязнение разновозрастной группы ^{90}Sr “выравнивается” через более длительный период, чем это происходит с ^{137}Cs .

Работы, выполненные в ЧЗ, подтверждают как наличие этих закономерностей, так и “необязательность” их проявления. Так, в наших исследованиях птенцы большой синицы имели более высокие $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$ и меньшие ^{137}Cs (табл. 6). Однако в других подобных исследованиях 1992 г. [12] показано, что $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$ растет в ряду птенцы – слетки – взрослые птицы, а $C_{\text{RN}}^{137}\text{Cs}$ падает. По нашему мнению, это не противоречит общему правилу. В упомянутой работе выборка взрослых птиц составила всего 1–2 особи, тогда как, согласно нашим результатам, “нехарактерное” загрязнение взрослых бывает даже в пределах одной гнездовой пары (табл. 8). Данные по другим видам также свидетельствуют в пользу превышения $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$ в теле молодых птиц по сравнению со взрослыми и – о стертости различий по накоплению ^{137}Cs (табл. 7).

Таким образом, разнообразие радиоактивного загрязнения птиц – это результат как пространственной, так и временной гетерогенности экологических условий, а также изменчивости физиологии и поведения птиц. Однако ключевую роль в накоплении радионуклидов играют присущие им химические свойства и вытекающая отсюда интенсивность обмена в организме. У птиц мелких размеров интенсивность обмена радионуклидов должна быть выше, о чем упоминалось неоднократно [29, 55], хотя результаты реальных оценок существуют только в отношении более или менее крупных птиц (табл. 11). Косвенные данные свидетельствуют о замедлении обмена ^{137}Cs с возрастом птицы [49, 56] и с ростом размеров особи [22], поэтому, исходя из данных, приведенных в таблице, и из общих закономерностей, можно предположить, что период полувыведения радионуклидов из организма мелких птиц составляет около 1–2 сут для ^{137}Cs и 5–10 сут для ^{90}Sr , т.е. приблизительно столько, сколько это известно у

Таблица 11. Эффективный период полувыведения ($T_{1/2}$) ^{90}Sr и ^{137}Cs у птиц, сут

Вид	Масса, кг	Эффективный период полувыведения, сут***	Источник
^{137}Cs			
Сойка <i>Cyanocitta cristata</i>	0.085*	6.1 (3.2–9.1)	[17]
Цапля <i>Florida caerulea</i> (птенцы от 7 сут и старше)	0.06–0.31	6.7	[21]
Древесная утка <i>Aix sponsa</i>	0.44–0.48	5.6 (3.2–9.3)	[22]
Лысуха <i>Fulica Americana</i>	0.650*	7.2	[58]
Куропатка <i>Colinus virginianus</i>	0.170*	10–11	[20]
Белая куропатка <i>Lagopus lagopus</i>	0.60	10–11	[28]
Кряква <i>Anas platyrhynchos</i>	1.31	$T_1 - 4.9 \{0.29\}, T_2 - 11 (7-17) \{0.71\}$	[24]
Кряква <i>Anas platyrhynchos</i>	1.10*	17 (8–25)	[59]
Домашняя утка (мышцы)	0.92–1.28	$T_1 - 10.5 \{0.83\}, T_2 - 70 \{0.17\}$	[60]
Курица (мышцы), хроническое введение	0.5–2.0**	$T_1 - 2.7 \{0.46\}, T_2 - 21.6 \{0.54\}$	Рассчитано по [61]
Курица (мышцы), одноразовое введение	0.5–2.0**	$T_1 - 2.4-5.5 \{0.98\}, T_2 - 37-38 \{0.02\}$	[56]
Курица (мышцы)	0.5–2.0**	$T_1 - 3.8 \{0.90\}, T_2 - 26 \{0.10\}$	[62]
Утка (мышцы)	0.5–3.4	$T_1 - 12 \{0.88\}, T_2 - 26 \{0.09\}, T_3 - 180 \{0.03\}$	[63]
Домашний гусь (мышцы)	3.0–5.0**	10.8	[64]
^{90}Sr			
Домашняя утка (скелет)	0.5–3.4	$T_1 - 25 \{0.28\}, T_2 - 80 \{0.33\}, T_3 - 750 \{0.39\}$	[63]
Курица (скелет)	0.5–2.0**	147	[65]
Курица (скелет), хроническое введение	0.5–2.0**	60–141	[56]
Курица (мышцы), хроническое введение	0.5–2.0**	$T_1 - 2.5-3 \{0.90\}, T_2 - 60-140 \{0.10\}$	[56]
Курица (скелет)	0.5–2.0**	$T_1 - 4.4 \{0.93\}, T_2 - 142 \{0.07\}$	[66]

* Значения массы тела взяты из [67].

** Условные значения массы тела.

*** В фигурных скобках – доля фракции в общем выведении, в круглых – диапазон значений.

мелких млекопитающих [57]. Кроме того, из “классической” модели поступления радионуклидов в организм [29]:

$$C_t = C_e \left(1 - e^{-\frac{\ln 2 t}{T_{1/2}}} \right),$$

где C_t – удельная активность радионуклида в ткани (теле) в момент времени t , C_e – удельная активность радионуклида после установления равновесия между его поступлением и выведением, $T_{1/2}$ – эффективный период полувыведения радионуклида из ткани (тела), следует, что время достижения состояния 90%-ного равновесия будет

$$t_{90} = -T_{1/2} \log_2 0.1$$

и у мелких птиц будет составлять около 4–7 сут для ^{137}Cs и 17–34 сут для ^{90}Sr .

Отсюда становится понятно, почему радиоактивное загрязнение птиц так быстро меняется и чем вызваны различия в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs . Существенное падение C_{RN} у большой синицы в течение 9–10 сут мая (см. выше) как раз может быть результатом сочетания перемен в рационе и короткого $T_{1/2}$. Точно так же, из-за высокой интенсивности обмена ^{137}Cs загрязнение самцов и самок становится неразличимым в условиях подобию рациона. Из-за этого же становятся очень похожими TF_{RN} у видов с близкой трофической специализацией. По этой же причине удельная активность ^{90}Sr у оседлых птиц превышает те значения, которые достигают мигранты за несколько суток пребывания в ЧЗ. Различия интенсивности метаболизма ^{90}Sr и ^{137}Cs , по-видимому, являются и причиной более выраженных отличий между эколого-трофическими группами птиц по накоплению ^{137}Cs , чем по ^{90}Sr (табл. 10).

Тот факт, что пищевая специализация может вызвать различия в накоплении радионуклидов, кажется довольно очевидным, однако степень изученности этого вопроса далеко не полная. Сильная гетерогенность радиационных и экологических условий создает трудности для сравнения птиц. Ранее уже было показано, что в условиях одного биотопа птицы верхнего яруса леса имеют относительно низкие удельные активности радионуклидов [30, 44], а разыскивающие корм в почве, лесной подстилке или береговых отложениях, напротив, высокие, поскольку либо попутно заглатывают почву, либо потребляют ее в составе своих кормовых объектов [6, 7, 30]. Точно так же намеренное заглатывание мелких камней (гастролитов) приводит к более высокому накоплению тяжелых естественных радионуклидов в организме курообразных [39]. Пищевая специализация американской лысухи делает ее самым “загрязненным” представителем зимней орнитофауны на технологических водоемах Саванна-Риверской зоны (США), в связи с поеданием водорослей, одного из самых “загрязненных” биологических компонентов водоема [19, 68, 69]. Выделение трофических групп среди 53 видов птиц этого же региона позволило установить, что растительноядные и всеядные, как правило, имеют наибольшие удельные активности ^{137}Cs , тогда как насекомоядные – заметно меньшие [16]. Подобная тенденция была установлена и в отношении тяжелых естественных радионуклидов [70].

В соответствии с принятым в нашей работе делением птиц на эколого-трофические группы большинство из них принадлежит к насекомоядным с различной стратегией поиска корма. Это затрудняет сравнение с результатами других работ. Пока совпадают лишь заключения в отношении птиц, добывающих корм в лесной подстилке и верхних слоях почвы: попутное заглатывание почвы формирует высокие удельные активности ^{90}Sr и ^{137}Cs (рис. 4, 5). Причины же высоких значений TF_{RN} у таких птиц, как поползень, дятлы, пищуха, пока неясны, хотя о более высоком загрязнении дятлов прежде уже сообщалось [44]. Еще один вид с относительно высокими TF_{RN} , о котором до сих пор ничего не было известно, это длиннохвостая синица. Факт относительно высоких значений TF_{RN} у ласточек сложно прокомментировать, поскольку прежде их сравнивали либо с голубями [37], либо с утками [10, 18].

Группу видов с наименьшими показателями накопления радионуклидов составляют зимородок, дубонос, сорокопуд-жулан и, возможно, птицы верхнего лесного яруса, охотящиеся за беспозвоночными в полете. Жулан и зимородок попали в эту группу, по-видимому, по той причине, что отрыгивают непереваренные остатки корма, и в этом отношении похожи на соколов, сов и чаек

[33, 51, 71]. Низкие значения TF_{Sr} у дубоносов можно объяснить тем, что в компонентах их рациона (семена и косточки древесных растений) относительно невысокое содержание ^{90}Sr [35], а кроме того, они склонны к значительным территориальным перемещениям. Наконец, возможно, что в рационе птиц, преимущественно охотящихся в полете с зависанием (пеночки, мухоловки), преобладают беспозвоночные с относительно низким содержанием радионуклидов. Кроме того, эти виды отличаются очень высоким уровнем метаболизма [72]. Подобные аналогии могут быть найдены и в результатах других исследований [30, 54]. Остальные же виды насекомоядных птиц пока еще сложно различить по величине накопления радионуклидов. Справедливости ради следует заметить, что в большинстве работ на эту тему (включая и настоящую) авторы делают заключения на основе общих представлений о питании мелких птиц, а не потому, что владеют данными о составе их рациона и о радиоактивном загрязнении его компонентов. Эта трудоемкая и сложная работа еще ждет своих исполнителей.

Таким образом, радиоэкологические исследования мелких птиц, выполненные в 2003–2005 гг. в ЧЗ с применением метода прижизненных измерений ^{90}Sr и ^{137}Cs , позволили установить, что радиоактивное загрязнение их организма отличается крайней вариабельностью (три-четыре порядка величины) и достигает нескольких сотен Бк/г на центральных участках ЧЗ. По сравнению с данными за 1987 г. [34], загрязнение птиц заметно снизилось и прежде всего за счет снижения биодоступности радионуклидов: коэффициент перехода ^{90}Sr снизился в 4.05 раз, а ^{137}Cs – в 11.0 раз. Основные причины установленной вариабельности радиоактивного загрязнения пернатых: гетерогенность радиационных и экологических условий, территориальное и миграционное поведение, видовые и индивидуальные особенности питания, физиологическое состояние особи и высокий уровень метаболизма. Кроме того, не менее важную роль играют сезонные изменения физиологии, поведения и питания птиц. В ходе исследований обнаружено, что в гнездовой сезон самки имеют более высокие удельные активности ^{90}Sr , чем самцы, а птенцы – чем взрослые птицы. По накоплению ^{137}Cs эти группы практически не различаются. Кроме того, в другие периоды года, если птицы живут в подобных экологических условиях и имеют одинаковое миграционное поведение, они имеют похожие значения радиоактивного загрязнения тела. Среди 44 обследованных видов наиболее высокие удельные активности и ^{90}Sr , и ^{137}Cs достигаются у тех, которые разыскивают беспозвоночных в лесной подстилке и верхнем слое почвы. Однако для установления более определенных закономерностей требуется дополнительное более глубокое изучение состава рациона птиц и особенностей его радиоактивного загрязнения.

Результаты настоящего исследования являются хорошим подспорьем для понимания того, какие радиационные нагрузки испытывают те или иные виды птиц при обитании в условиях радиоактивного загрязнения биоценоза.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Работа выполнена при поддержке Фонда гражданских исследований и развития (UB1-2507-KV-03, CRDF, США) и Университета Южной Каролины (США).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Францевич Л.И., Сабиневский В.Б., Комиссар А.Д. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 1992. Т. 32. Вып. 3. С. 357–363.
2. Kholosha V.I., Proskura N.I., Ivanov Y.A. et al. // Radiat. Legacy of the 20th century: Environ. restoration. IAEA-TECDOC-1280. Vienna: IAEA, 2002. P. 159–170.
3. Ruiz X., Jover L., Lorente G.A. et al. // Ornithologia Scandinavica. 1988. V. 19. P. 63–67.
4. Baeza A., Delrio M., Miro C. et al. // Health Phys. 1988. V. 55. P. 863–867.
5. Ortiz J., Ballesteros L., Serradell V. // Analyst. 1992. V. 117. № 3. P. 539–543.
6. Kalas J.A., Bretten S., Byrkjedal I., Njastad O. // J. Wildlife Management. 1994. V. 58. P. 141–147.
7. Pearce J. // Bull. Environ. Contaminat. Toxicol. 1995. V. 54. P. 805–811.
8. Pepler D., Martin R., Fouche F., Vanhensbergen B. // Ostrich. 1994. V. 65. № 2. P. 122–126.
9. Суценья Л.М., Пикулик М.М., Пленин А.Е. // Докл. 1-й Междунар. конф. “Биологические и радиологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской АЭС”. Т. 1. Ч. 1. Зеленый Мыс, 1990. С. 137–159.
10. Вязович Ю.А., Гутковская Г.Ф., Парейко О.К. и др. Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под ред. Л.С. Суценьи, М.М. Пикулика, А.Е. Пленина. Минск: Наука и техника, 1995. С. 59–68.
11. Криволицкий Д.А., Мартюшов В.З., Рябцев И.А. // Биоиндикация радиоактивных загрязнений / Отв. ред. Д.А. Криволицкий. М.: Наука, 1999. С. 106–122.
12. Лебедева Н.В., Рябцев И.А. // Биоиндикация радиоактивных загрязнений / Отв. ред. Д.А. Криволицкий. М.: Наука, 1999. С. 72–85.
13. Краснов В.П., Гулик И.Т. // Лісівництво і агролісомеліорація. 2002. Т. 101. С. 30–35.
14. Иноземцев А.А. Роль насекомоядных птиц в лесных биогеоценозах. Л.: Изд-во ЛГУ, 1978. 264 с.
15. Anderson S.H., Van Hook R.I., Jr. // J. Environ. Physiol. Biochem. 1973. V. 3. P. 243–247.
16. Straney D.O., Beaman B., Brisbin I.L., Jr., Smith M.H. // Health Phys. 1975. V. 28. P. 341–345.
17. Levy C.K., Youngstrom K.A., Maletskos C.J. // Radioecology and energy resources / Ed. C.E. Cushing, Jr. Special Publ. № 1. Ecol. Soc. Am., Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pa, 1976. P. 113–122.
18. Millard J.B., Whicker F.W., Markham O.D. // Health Phys. 1990. V. 58. P. 429–439.
19. Brisbin I.L., Jr., Geiger R.A., Smith M.H. // Proc. Int. Symp. on the Environ. Behavior of Radionuclides Released in Nucl. Industry. IAEA-SM-172/72, Vienna, Austria, 1973. P. 373–384.
20. Anderson S.H., Dodson G.J., Van Hook R.I. // Radioecology and energy resources / Ed. C.E. Cushing, Jr. Special Publ. № 1. Ecol. Soc. Am., Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pa, 1976. P. 321–324.
21. Domby A.H., Paine H.D., McFarlane R.W. // Health Phys. 1977. V. 33. P. 523–532.
22. Fendley T.T., Manlove M.N., Brisbin I.L. // Health Phys. 1977. V. 32. P. 415–422.
23. Craig T.H., Halford D.K., Markham O.D. // Wilson Bull. 1979. V. 91. P. 72–77.
24. Halford D.K., Markham O.D., White G.G. // Health Phys. 1983. V. 45. P. 745–756.
25. George L.S., Dallas C.E., Brisbin I.L., Evans D.L. // Toxicologist. 1990. V. 10. P. 248.
26. Kennamer R.A., Brisbin I.L., McCreedy C.D. // J. Wildlife Management. 1993. V. 57. № 4. P. 716–724.
27. Colwell S.V., Kennamer R.A., Brisbin I.L., Jr. // J. Wildlife Management. 1996. V. 60. P. 186–194.
28. Moss R., Horrill A.D. // J. Environ. Radioact. 1996. V. 33. № 1. P. 49–62.
29. Brisbin I.L., Jr. // Curr. Ornithology. N.Y.: Plenum Publ. Corp., 1991. V. 8. P. 69–140.
30. Willard W.K. // Science. 1960. V. 132. № 3420. P. 148–150.
31. Il'enko A.I. // Radioecology of land biogeocenoses. Israel Program for Scientific Translations Ltd. 1973. V. 1. P. 241–274.
32. Ильенко А.И., Рябцев И.А. // Зоол. журн. 1974. Т. 53. № 2. С. 308–309.
33. Рябцев И.А., Тарасов О.В. // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 194–225.
34. Францевич Л.И., Комиссар А.Д., Ермаков А.А. и др. // Докл. 1-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвид. послед. аварии на Чернобыльской АЭС. Чернобыль-88 / Под ред. Е.И. Игнатенко. Т. 3. № 2. Чернобыль, 1989. С. 110–123.
35. Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. Moscow: Nauka, 2001. 235 p.
36. Oleksyk T.K., Gashchak S., Glenn T.C. et al. // Environ. Radioact. 2002. V. 61. P. 55–74.
37. Markham O.D., Halford D.K. // Wilson Bull. 1982. V. 94. P. 185–197.
38. Connelly J.W., Markham O.D. // J. Wildlife Management. 1983. V. 47. P. 169–177.
39. Шуктомова И.И., Таскаев А.И. // Биоиндикация радиоактивных загрязнений / Отв. ред. Д.А. Криволицкий. М.: Наука, 1999. С. 205–213.
40. Potter C.M., Brisbin I.L., McDowell S.G., Whicker F.W. // J. Environ. Radioact. 1989. V. 9. P. 105–115.
41. Kennamer R.A., Brisbin I.L., McCreedy C.D., Burger J. // J. Wildlife Management. 1998. V. 62. № 2. P. 497–508.
42. Brisbin I.L., Jr., Newman M.C., McDowell S.G., Peters E.L. // Environ. Toxic. Chem. 1990. V. 9. P. 141–149.
43. Ильенко А.И., Рябцев И.А., Федоров Д.Е. // Зоол. журн. 1975. Т. 54. № 11. С. 1678–1685.
44. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука, 1974. 168 с.
45. Рябцев И.А. // Радиоэкология животных: Матер. Первой Всесоюз. конф. М.: Наука, 1977. С. 60–61.

46. *Кашипаров В.О.* // Чернобыль. Зона відчуження: Зб. наук. праць НАН України. Київ: Наук. думка, 2001. С. 11–46.
47. *Ivanov Yu.A., Kashparov V.A.* // Sci. Pollut. Res. 2003. Spec. Is. № 1. P. 13–20.
48. *Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В.* Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос, 1977. 227 с.
49. *Корнеев Н.А., Сироткин А.Н.* Основы радиэкологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат, 1987. 208 с.
50. *Шилов В.П.* // Радиэкология животных: Матер. Первой Всесоюз. конф. М.: Наука, 1977. С. 131.
51. *Ильенко А.И., Рябцев И.А.* // Проблемы и задачи радиэкологии животных. М.: Наука, 1980. С. 69–97.
52. *Ильенко А.И., Федоров Е.А.* // Зоол. журн. 1970. Т. 49. № 9. С. 1370–1376.
53. *Шишкин В.С.* // Радиэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 10–14.
54. *Ильенко А.И.* // Радиэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 24–32.
55. *Reichle D.E., Dunaway P.B., Nelson D.J.* // Nucl. Safety. 1970. V. 11. P. 43–55.
56. *Анненков Б.Н., Колдаева К.А., Панченко И.Я., Саранульцев И.А.* // Радиэкология животных: Матер. Первой Всесоюз. конф. М.: Наука, 1977. С. 107–108.
57. *Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Goryanaya Ju.A. et al.* // Proc. Int. Cong. "ECORAD 2001", Aix-en-Provence (France), 3–7 September, 2001. V. 1. Radio-protection – Colloques 37 (C1). 2002. P. 385–390.
58. *Potter C.M., Brisbin I.L., Jr.* // Curr. Ornithology. N.Y.: Plenum Publ. Corp., 1991. V. 8. P. 69–140.
59. *Voigt G., Muller H., Paretzke H.G. et al.* // Health Phys. 1993. V. 65. P. 141–146.
60. *Konings I., Kirchmann R., Gerber G. et al.* // Health Phys. 1984. V. 46. № 3. P. 684–687.
61. *Шилов В.П., Колдаева К.А.* // Радиэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 71–79.
62. *Саранульцев И.А., Колдаева К.А.* // Докл. ВАСХНИЛ. 1975. Т. 2. С. 35.
63. *Буров Н.И., Рябцев И.А., Клыков О.В.* Биоиндикация радиоактивных загрязнений / Отв. ред. Д.А. Кривоуцкой. М.: Наука, 1999. С. 242–249.
64. *Асташева Н.П., Романов Л.М., Хомутинин Ю.В., Черный Ю.В.* // Проблемы сельскохозяйств. радиологии / Под ред. Н.А. Лощилова. Вып. 2. Киев, 1992. С. 148–154.
65. *Булдаков Л.А., Ильин Д.И., Москалев Ю.И.* // Биофизика. 1959. Т. 4. № 6. С. 738–742.
66. *Колдаева К.А., Анненков Б.Н., Панченко И.Я., Саранульцев И.А.* // Радиоактивные изотопы и организм. М.: Медицина, 1969. С. 23–29.
67. *The Sibley guide to birds / Ed. D.A. Sibley.* N.Y.: Nat. Audubon Soc., 2001. 544 p.
68. *Halford D.K., Millard J.B., Markham O.D.* // Health Phys. 1981. V. 40. P. 173–181.
69. *Brisbin I.L., Jr., Vargo M.J.* // Health Phys. 1982. V. 43. P. 266–269.
70. *Маслов В.И., Маслова К.И.* // Радиэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. С. 161–173.
71. *Ильенко А.И.* // Зоол. журн. 1970. Т. 49. № 12. С. 1884–1886.
72. *Дольник В.Р.* Ресурсы энергии и времени у птиц в природе (Тр. Инст. зоол. РАН). Т. 179. СПб.: Наука, 1995. 361 с.

Поступила в редакцию
02.03.2007

The Features of Radioactive Contamination of Small Birds in Chernobyl Zone in 2003–2005

S. P. Gaschak¹, Y. A. Maklyuk¹, A. M. Maksimenko¹, V. M. Maksimenko¹, V. I. Martinenko¹,
I. V. Chizhevsky¹, M. D. Bondarkov¹, T. A. Mousseau²

¹International Radioecology Laboratory, Chornobyl Center for Nuclear Safety, Radioactive Waste and Radioecology,
Slavutych, 07100 Ukraine; e-mail: sgaschak@chornobyl.net

²University of South Carolina, Columbia, SC 29208 USA

Radioactive contamination of small birds (484 individuals, 44 species) was investigated in the Chernobyl zone (Ukraine) in 2003–2005. Values variation of ⁹⁰Sr and of ¹³⁷Cs activity concentration reached 3–4 orders of magnitude even in one site, and maximum values amounted to hundreds Bq/g at the central plots of the zone. The biggest contamination is appropriate to birds in breeding season and to settled species, whilst migrants are the "cleanest". Change of contamination within a year reflects seasonal and short-term changes in birds diet and in behaviour. During breeding season females have higher activity concentration of ⁹⁰Sr, while on ¹³⁷Cs accumulation sexual differences are absent. In other seasons radioactive contamination of male and female does not differ if they live in similar conditions and have similar migratory behavior. Young birds during fledging and just after, as a rule, have higher levels of ⁹⁰Sr contamination than adults, and actually do not differ on ¹³⁷Cs accumulation. On a set of own and published data, it was assumed, that in small birds the half-life period of ¹³⁷Cs extraction amounts to 1–2 days, and ⁹⁰Sr – 5–10 days; and dynamic equilibrium of the radionuclides turnover in organism is reached over 4–7 and 17–34 days, respectively, after the birds arrival on the contaminated site. Among 44 studied species, those who search invertebrates in soil top layer or forest litter (thrushes), have noticeably higher accumulation of ⁹⁰Sr and of ¹³⁷Cs. Specific differences of radionuclides accumulation for the rest birds were not revealed due to small sample sizes of the species.