——— РАДИОЭКОЛОГИЯ ——

УДК 539.163:636.085.3:614.876

# ДИНАМИКА СНИЖЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ <sup>137</sup>Cs В КОРМОВЫХ КУЛЬТУРАХ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

© 2022 г. С. В. Фесенко<sup>1,\*</sup>, П. В. Прудников<sup>2</sup>, Н. Н. Исамов<sup>1</sup>, Е. С. Емлютина<sup>1</sup>, И. Е. Титов<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия <sup>2</sup>Брянский иентр Агрохимрадиология, Брянск, Россия

> \**E-mail: Corwin\_17F@mail.ru* Поступила в редакцию 21.07.2021 г. После доработки 22.10.2021 г. Принята к публикации 09.11.2021 г.

Представлены данные по динамике коэффициентов перехода ( $K_{\rm n}$ ) <sup>137</sup>Сs в корма в отдаленный период после аварии на ЧАЭС. Показано, что экологические периоды полуснижения коэффициентов перехода в отдаленный период после аварии (2008–2020 гг.) варьировали в пределах от 7.8 до 28.9 года. Полученные оценки согласуются со вторыми периодами полуснижения коэффициентов перехода, оцененных на основе данных для первых 8 лет после Чернобыльской аварии. Особенности динамики  $K_{\rm n}$  в корма коррелировали с объемами реабилитационных мероприятий, проводимых на загрязненных территориях.

**Ключевые слова:** <sup>137</sup>Cs, сельскохозяйственные растения, корма, коэффициенты перехода, защитные мероприятия, период полуснижения

DOI: 10.31857/S0869803122010040

Уменьшение концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции с течением времени после разовых (аварийных) выпадений радионуклидов из атмосферы на поверхность почвы является характерным явлением для миграции радионуклидов в окружающей среде [1-7]. Это снижение определяется тем, что поступившие в почву радионуклиды постепенно фиксируются природными сорбентами [7, 8]. Как следствие – уменьшается биологическая доступность радионуклидов для включения в пищевые цепочки. При этом важное значение при определении приоритетов в применении защитных мероприятий в агропромышленном производстве имеет анализ динамики изменения поступления радионуклидов в сельскохозяйственные растения [7]. Такой анализ позволяет оценить параметры снижения поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и оценить периоды времени, когда загрязненные территории могут быть возвращены к условиям нормальной жизнедеятельности [1, 8].

Вследствие этого в сложившихся после аварии на Чернобыльской АЭС условиях приоритетное значение имеет организация длительного радиационного мониторинга сельскохозяйственной сферы, загрязненной долгоживущими радионуклидами, и оценка тенденций в изменении содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции как одного из основных источников дополнительного облучения населения, проживающего на загрязненной территории.

Основным дозообразующим радионуклидом в зоне аварии на Чернобыльской АЭС является <sup>137</sup>Сs (за исключением первого периода после аварии, когда важную роль играли коротко- и средне живущие радионуклиды). Лишь в части 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС, где полностью прекращена хозяйственная деятельность, а также на небольшой территории вне этой зоны некоторое значение имеет <sup>90</sup>Sr. Поэтому оценка радиологических последствий аварийного выброса на Чернобыльской АЭС, а также планирование и внедрение защитных мероприятий осуществлялись и осуществляются на основе информации об уровнях содержании <sup>137</sup>Сs в окружающей среде и тенденциях их изменения.

Изменение биологической доступности радионуклидов в пищевых цепочках зависит от большого числа факторов. Важным фактором, влияющим на изменение доступности радионуклидов в пищевых цепочках, являются защитные мероприятия в сельском хозяйстве, многие из которых непосредственно направлены на увеличение фиксации радионуклидов в почве, т.е. снижение

Таблица 1. Количество данных, использованных для оценок

Годы	Сено	Сенаж Силос		Зеленые корма	Зерно
2008	548	336	116	782	76
2009	478	279	94	867	43
2010	404	289	72	1105	583
2011	471	185	46	1057	147
2012	483	253	93	897	274
2013	351	163	90	912	177
2014	249	88	87	926	218
2015	275	94	105	1132	259
2016	407	63	119	1125	238
2017	433	51	137	1092	255
2018	587	64	116	1200	390
2019	595	78	102	1200	390
2020	610	53	105	1200	430
Итого	5891	1996	1282	13495	3480

 Table 1. Data used for assessments

их биологической доступности в звене почва-растения [2, 3].

Для количественной оценки динамики поступления радионуклидов в продукцию сельского хозяйства и, соответственно, доз внутреннего облучения населения важное значение имеет анализ изменения коэффициентов перехода ( $K_n$ ) из почвы в растения. Являясь первичным звеном пищевых цепочек, ведущих к человеку, интенсивность перехода радионуклидов из почвы в растения определяет в итоге содержание радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и дозы внутреннего облучения населения, проживающего в районах, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС.

После аварии на Чернобыльской АЭС отмечалось достаточно быстрое снижение  $K_{\pi}$  практически во все виды растительности. Особенно существенное снижение  $K_{\pi}$  в растения отмечалось в первые годы после аварии на Чернобыльской АЭС. Переход <sup>137</sup>Сѕ в травостой естественных лугов, которые с момента аварии не подвергались обработке, снизился с 1987 по 1993 г. от 2 до 7 раз [1-3, 8-10]. В районах с интенсивным проведением мероприятий снижение содержание <sup>137</sup>Сs в основных продуктах питания достигало 10-15 раз. Аналогичные закономерности отмечены и после аварии на АЭС Фукусима 1 [11, 12]. Отмеченные различия между снижением концентрации радионуклидов в сельскохозяйственной растительности в районах с масштабным и ограниченным применением мероприятий после аварии на ЧАЭС можно объяснить влиянием агрохимических и агротехнических мероприятий [2, 3, 5, 7], проводимых в этих районах.

Как в начальный период после аварии, так и в последующем дозы внутреннего облучения определялись содержанием <sup>137</sup>Сѕ в продукции животноводства, и в первую очередь в молоке. Вследствие этого анализ динамики <sup>137</sup>Сs в кормовые культуры имеет особую важность при проведении мониторинга на загрязненных территориях. В то же время основное количество оценок параметров снижения коэффициентов перехода в растительность были сделаны в первые 5-8 лет после аварии. Обобщение данных, полученных в отдаленный период после аварии, до настоящего времени практически не проводилось. Поэтому целью настоящих исследований являлся анализ динамики коэффициентов перехода <sup>137</sup>Сs в корма, производимые в районах Брянской области, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

### Исходные данные

Для оценки динамики снижения коэффициентов перехода <sup>137</sup>Сs в кормовые растения и зерно в сельскохозяйственной продукции были использованы данные радиационного мониторинга, проводимого в юго-западных районах Брянской области центром Агрохимрадиологии "Брянский" [13]. В рамках этого мониторинга отбираются основные виды кормов, производимых в хозяйствах, т.е. сено, сенаж, силос, зеленная масса и зерно (концентраты).

Общее количество данных, использованных для оценки снижения концентраций <sup>137</sup>Cs в отдельных видах кормов, приведено в табл. 1. Данные радиологического мониторинга обобщались на уровне отдельных хозяйств и районов: Гордеевского, Клинцовского, Красногорского, Новозыбковского и Злынковского. Таким образом, данные, представленные в табл. 1, были получены в 2008–2020 гг. для пяти наиболее загрязненных районов Брянской области. Исходная информация для оценки коэффициентов перехода содержала более 25 тыс. значений концентрации <sup>137</sup>Cs в кормах и зерне.

Данные радиологического мониторинга содержания <sup>137</sup>Cs в кормах представляют следующую информацию: объем обследуемой продукции в тоннах, число отобранных проб, объемы и процент проб с превышением нормативов, среднее, минимальное и максимальное значение, рассчитанные для каждого хозяйства и вида продукции. Полученные данные были обобщены как на уровне районов, так и отдельных хозяйств, что позволяет получить оценки при различной агрегации данных.

Данные, представленные в табл. 1, отражают результаты систематического отбора проб, проведенного в 76 хозяйствах с плотностью загрязнения сельскохозяйственных угодий от 29 до 1394 кБк/м<sup>2</sup>. Данные представлены в соответствии с особенностями их потребления животными: так результаты для зерна и сена даны на воздушно-сухой вес, а данные для сенажа, силоса и зеленой массы приводятся на влажный вес.

При оценке коэффициентов перехода учитывались данные последнего обследования сельскохозяйственных предприятий, выполненного центром Агрохимрадиология "Брянский" в 2016— 2018 гг. При расчете  $K_{\rm n}$  в качестве отдельных значений рассматривались средние значения загрязнения каждого из угодий, используемых в этом хозяйстве для производства кормов, т.е. сенокосов, пастбищ и пашни.

### Используемые параметры

Одним из основных параметров, используемых для количественной оценки интенсивности перехода радионуклидов из почвы в растения, является коэффициент перехода радионуклида из почвы в растительность ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)). Обычно  $K_{\pi}$  выражают как отношение концентрации радионуклида в растениях (измеренное на сухой или влажный вес) к плотности загрязнения почвы, отобранной в этой же точке. В то же время возможным вариантом является оценка агрегированных параметров, т.е. коэффициентов перехода, характеризующих накопление радионуклидов в рамках определенной пространственной единицы. Поскольку в качестве пунктов мониторинга рассматривались хозяйства, для целей настоящей работы коэффициенты перехода рассматривались как:

$$K_{\pi}^{j}(t) = \frac{Q_{r}^{j}(t)}{A_{s}^{j}(t)},$$
(1)

где  $Q_{\gamma}^{j}$  — среднее значение концентрации <sup>137</sup>Сs в *j* виде кормов, производимом в хозяйстве (Бк/кг),

а  $A_s^j$  — средняя по хозяйству плотность загрязнения угодий, использующихся для производства *j* вида кормов (кБк/м<sup>2</sup>). При этом предполагалось, что пашня используется для производства зерна (концентратов) и кукурузного силоса, сенокосы для производства сенажа и сена, а пастбища — для выращивания зеленых кормов.

Для анализа динамики снижения концентрации <sup>137</sup>Cs в растениях использовался подход, основанный на оценке периодов полуснижения. Поскольку перенос радионуклидов в окружающей среде контролируется экологическими факторами, такого рода параметры обычно называют экологическими полупериодами –  $T_e$ . По определению,  $T_e$  равен времени, в течение которого содержание радионуклидов в выделенных компонентах трофической цепи под влиянием всех факторов (за исключением радиоактивного распада) изменяется в 2 раза. Для аппроксимации данных мониторинга в настоящей работе в большинстве случаев использовалась формула:

$$K_{\Pi}(t) = K_{\Pi}(t_k) e^{-\lambda_e(t-t_k)}, \quad \lambda_e = \frac{0.693}{T_e},$$
 (2)

где  $t_k$  — время начала наблюдений (лет), t — текущее время.

В случае, когда снижение  $K_{\rm n}$  в корма определяется несколькими факторами, возможно использование двухкомпонентной модели и двух периодов полуснижения –  $T_e^1$  и  $T_e^2$ . Такой подход позволяет получить более адекватное описание динамики этих процессов на протяжении длительного времени [7]. Обычно различают эффективные (учитывающие радиоактивный распад) и экологические (не учитывающие радиоактивный распад) периоды полуснижения, однако в случае коэффициентов перехода они одинаковы, поскольку радиоактивный распад учитывается как в числителе, так и в знаменателе уравнения (2).

#### Анализ данных

Для обработки информации использовались статистические методы, предложенные в работе [14]. К каждой выборке (т.е. комбинации вид продукции/год) применялся критерий для отбраковки данных. К малым выборкам (менее 25 значений) применяли критерий Диксона, а к более крупным — применяли стандартные статистические критерии [15]. После отбраковки данных определяли параметры распределения. Таким образом создавался набор средних значений для каждой комбинации вид продукции/год. Экологические периоды полуснижения *K*<sub>п</sub> рассчитывали с помощью стандартных методов линейной регрессии [16].

### Реабилитационные мероприятия

Как отмечено выше, при оценке данных по динамике коэффициентов перехода важно учитывать влияние защитных мероприятий. В рамках ФЦП "Сохранение и восстановление плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения и агроландшафтов как национального достояния России" в юго-западных районах Брянской области проводились работы по реабилитации загрязненных территорий (табл. 2) [2].

Проведение этих мероприятий сказалось на снижении загрязнения кормов и, как следствие,

том 62 № 2 2022

### ФЕСЕНКО и др.

sand hectares [2]								
Виды работ	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Культуртехнические мероприятия	14.6	11.9	9.4	11.2	9.5	14.5	12.5	8.0
Известкование	3.5	2.9	2.2	0.7	1.1	1.4	2.2	1.9
Фосфоритование	2.1	3.6	2.5	_	—	—	0.6	0.6
Калиевание	5.0	2.3	1.0	1.5	1.5	2.8	2.2	1.7
Итого	25.2	20.7	15.1	13.4	12.1	18.7	17.5	12.2

Таблица 2. Объемы культуртехнических и агрохимических работ на загрязненных землях Брянской области,

тыс. га [2] Table 2. Soil based agrotechnical and agrochemical measures applied in contaminated areas of the Bryansk region, thou-

на динамике коэффициентов перехода из почвы в растительность. Оценка влияния проводимых реабилитационных мероприятий на величины  $K_{\pi}$  и динамику их изменения в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС также являлось одной из задач этой статьи.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

# Динамика снижения K<sub>n</sub> в <sup>137</sup>Cs в корма: обобщенные данные

Данные, отражающие динамику изменения К<sub>п</sub> с 2008 по 2020 г., приведены на рис. 1. Видно, что за период наблюдений  $K_{\rm n}$  уменьшились от 3 до 10 раз. Отметим, что данные, приведенные на рис. 1, сгруппированы по видам кормов и являются обобщенными данными для юго-западных районов Брянской области, наиболее пострадавших после аварии на ЧАЭС. Такой подход позволяет получить оценку периодов  $K_{\pi}$  в корма на максимально большом статистическом материале, хотя и не всегда допускает оценку роли факторов, определяющих это снижение.

Динамика снижения коэффициентов перехо-да <sup>137</sup>Сs в корма в 2008–2020 гг. зависела как от особенностей возлелывания кормов. так и от проводимых реабилитационных мероприятий. Наиболее значительным снижение К<sub>п</sub> было для зеленых кормов. Менее существенное уменьшение К<sub>п</sub> в рассматриваемый период отмечалось для сена и сенажа, и наиболее медленно снижение <sup>137</sup>Сѕ в корма отмечалось для силоса и зерна.

Отмеченные различия могут быть связаны с разным распределением <sup>137</sup>Cs в почвах, на которых производились эти корма. Так, на пахотных угодьях, на которых выращивается зерно и кукуруза на силос, радионуклиды распределены в пахотном слое (0-20 см) равномерно, на обрабаты-



Рис. 1. Динамика коффициентов перехода в корма в юго-западных районах Брянской области в отдаленный период после аварии на ЧАЭС

Fig. 1. Dynamics of transfer factors to the forage produced in the south-western districts of the Bryansk region in the long term after the Chernobyl accident.

ваемых сенокосах, на которых выращиваются травы на сено или сенаж, радионуклиды распределены в слое 0-10 см (на глубину обработки). Для производства зеленых кормов часто используются необрабатываемые пастбища и заливные луга, где <sup>137</sup>Cs содержится главным образом в верхнем слое 5 см. Соответственно выщелачивание радионуклидов из корнеобитаемого слоя протекает с разной скоростью, внося различный вклад в снижение содержания <sup>137</sup>Cs в почве в форме, доступной для корневого усвоения.

Периоды полуснижения коэффициентов перехода в рассматриваемые виды кормов, рассчитанные на основе выражения (2), приведены в табл. 3. При анализе этих данных необходимо отметить, что динамика коэффициентов перехода в сено и сенаж довольно близка. Коффициент корреляции между концентрациями <sup>137</sup>Cs в этих видах продукции в рассматриваемый период равен 0.79. По-видимому, это обясняется тем, что при приготовлении сена и сенажа использовались травы с одних и тех же или близких по качеству кормовых угодий.

Представленные данные показывают, что снижение коэффициентов перехода достаточно хорошо описывается однокомпонентной моделью: коэффициенты детерминации варьируют от 0.65 до 0.87. В то же время применение двухкомпонентной модели в некоторых случаях позволяет существенно повысить качество аппроксимации. Так, применение двухкомпонентной модели для описания коэффициентов перехода в зеленые корма (рис. 2) позволяет увеличить значимость регрессии ( $R^2$ ) до 0.98.

Возможным объяснением динамики коэффициентов перехода в зеленые корма является то, что первый период полуснижения соответствует периоду времени, непосредственно следующим за проведенными мероприятиями, тогда как второй период (15.4 года) соответствует естественному снижению  $K_n$ . В пользу такого вывода свидетельствует значение второго периода полуснижения, которое близко к значению периода полуснижения для сена (15.8 года).

Анализ данных рис. 1 позволяет сделать вывод, что коэффициенты перехода <sup>137</sup>Cs в кормовые растения имеют достоверную тенденцию к снижению ( $R^2 > 0.9$ ). Представленные данные находятся в достаточно хорошем соответствии с оценками, полученными на основе наблюдений за глобальными выпадениями (периоды полуснижения коэффициентов перехода равны 8–15 годам в среднем для всех видов растений) [5] и оценками вторых периодов полуснижения, полученными после аварии на Чернобыльской АЭС [1].

Для получения соотношений между коэффициентами перехода в различные виды кормов

**Таблица 3.** Периоды полуснижения коэффициентов перехода в корма, годы **Table 3.** Half -lives of the <sup>137</sup>Cs transfer factors in the fodder, years

Вид кормов	$K_{\Pi}(0)$	$T_{1/2}$	$R^2$
Сено	0.64	15.8	0.81
Сенаж	0.16	12.8	0.74
Зеленые корма	0.58	7.8	0.87
Силос	0.21	28.9	0.65
Зерно	0.15	19.7	0.69

имеющиеся данные были объединены, и отношения были рассчитаны отдельно для каждого года и каждого вида кормов. Нормируя средние значения  $K_{\Pi}$  на соответствующее значение для сена, корма можно расположить в следующий ряд по возрастанию коэффициентов перехода: зерно (концентраты) (0.27 ± 0.04) ≈ сенаж (0.23 ± 0.06) < < силос (0.37 ± 0.05) < зеленая масса (0.6 ± 0.08) < < сено (1.0).

## Динамика снижения коэффициентов перехода <sup>137</sup>Cs в корма: данные, сгруппированные по районам и хозяйствам

Данные, приведенные на рис. 1 и в табл. 3, представляют информацию, усредненную по пяти наиболее загрязненным юго-западным районам Брянской области, и не позволяют оценить



**Рис. 2.** Динамика снижения  $K_{\Pi}^{137}$ Сѕ в зеленые корма. Сравнение однокомпонентной и двухкомпонентной моделей.

**Fig. 2.** Dynamics of  $^{137}$ Cs transfer factors reduction to the green forage. Comparison of one-component and two-component models.

том 62 № 2 2022

### ФЕСЕНКО и др.

**Таблица 4.** Динамика снижения коэффициентов перехода <sup>137</sup>Cs в кормах. Районы, в которых данные показывали тренды к увеличению  $K_{n}$ , показаны затенением

Table 4. Dynamics of the reduction of the <sup>137</sup> C	$C_{\rm S}$ transfer factors ( $T_{\rm f}$ ) to fo	odder. Areas where the data s	howed temporal trends
towards an increase in $(T_{\rm f})$ values are shown b	by shading		

Вид корма	Район	<i>К</i> <sub>п</sub> (0) (средний)	$K_{\Pi}(0)$	<i>T</i> <sub>1/2</sub> , годы		<b>p</b> <sup>2</sup>
				по районам	по хозяйствам	K <sup>-</sup>
	Гордеевский		1.0	9.9	7.9–16.6	0.81
	Клинцовский		0.33	6.1	5.9-12.8	0.71
Сено	Красногорский	0.56	0.8	_		
	Новозыбковский		0.43	25.7	5.7-31.5	0.72
	Злынковский		0.84	19.76	17.8-21.0	0.52
	Гордеевский		0.22	9.24	9.1-30.0	0.48
Canow	Клинцовский	0.19	0.085	11.5	6.3-23.1	0.47
Сенаж	Красногорский		0.14	-		
	Новозыбковский		0.15	19.25	4.7-12.8	0.28
	Гордеевский	0.58	0.62	5.13	4.1-19.8	0.52
	Клинцовский		0.57	5.82	3.5-7.5	0.57
Зеленые корма	Красногорский		0.25	34.65		0.19
	Новозыбковский		0.38	6.73	5.6-8.7	0.66
	Злынковский		0.36	15.75	7.45-40.8	0.29
	Гордеевский	0.24	0.27	17.8	13-40	0.41
	Клинцовский		0.13	11.9	5.0-53.9	0.4
Силос	Красногорский		0.15	-	6.9–16.5	
	Новозыбковский		0.21	21.7	7.8-21.66	0.29
	Злынковский		0.38	12.6	12.4-50.0	0.44
Зерно	Гордеевский	0.15	0.28	12.4	9.1-36	0.45
	Клинцовский		0.21	15.1	4.4-12.83	0.94
	Красногорский		0.12	-		
	Новозыбковский		0.15	-		

локальные закономерности, характерные для каждого района. Вследствие этого периоды полуснижения были рассчитаны отдельно для каждого района и хозяйства, находящихся в зоне загрязнения (табл. 4).

Видно, что в большинстве случаев значения периодов полуснижения, рассчитанные на основе всех данных (табл. 3), соответствуют диапазонам значений, рассчитанных для отдельных районов (табл. 4). Средние значения  $K_{\rm n}(0)$  – параметра модели в уравнении (2), рассчитанные на основе всех данных и данных для отдельных районов, также достаточно близки. В то же время отмечаются достаточно существенные отличия между районами.

Эти отличия связаны как почвенными характеристиками используемых земель, так и объемами мероприятий, проводимых в период до 2008 г. По величине  $K_n(0)$  районы можно представить в виде следующего ряда: Гордеевский > Злынковский > Новозыбковский ≥ Клинцовский ≥ Красногорский. На основе этих данных можно ожидать, что более масштабные меры применялись до 2008 г. в Клинцовском, Красногорском и Новозыбковском районах и в значительно меньшем объеме они проводились в Гордеевском и Злынковском районах:  $K_{\rm n}$  ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)), тогда как в Клинцовском и Новозыбковском они равны 0.33 и 0.43 ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)) (табл. 4).

Аналогичные закономерности отмечаются и для других видов кормов: в Клинцовском и Новозыбковском районах  $K_{\pi}(0)$  в силос оценены как 0.13 и 0.15 ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)), тогда как в Гордеевском и Злынковском районах средние значения этого параметра существенно выше и равны 0.38 и 0.27 ((Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>)) (табл. 4). Это могло существенно отразиться на динамике изменения коэффициентов перехода после 2008 г., поскольку после прекращения и снижения объемов применения мероприятий возможен рост коэффици-



Рис. 3. Динамика коэффициентов перехода в сено Красногорского и Гордеевского районов Брянской области. Данные приводятся как геометрические средние для районов и типичных хозяйств. Fig. 3. Dynamics of transfer factors to hay in Krasnogorsk and Gordeyevsky districts of the Bryansk region. The data are given as

geometric means for districts and representative farms.

ентов перехода, который компенсирует их естественное снижение или даже может привести к их росту на протяжении определенного периода.

Параметры снижения  $K_n$  в корма отдельних райнов также сильно варьируют. Следует выделить данные, относящиеся к Красногорскому району, где отмечалась тенденция к росту коэффициентов перехода практически во все виды кормов. Отметим, что эта тенденция сохраняется на уровне отдельных хозяйств (рис. 3).

В то же время для некоторых районов отмечено более быстрое снижение коэффициентов перехода в корма по сравнию со снижением  $K_n$ , которые усреднены для всей зоны загрязнения (рис. 1). В качестве примера на рис. 3 (а) показана динамика  $K_n$  в сено в Красногорском районе, тогда как на рис. 3 (б) приводятся данные о коэффициентах перехода <sup>137</sup>Cs в сено Гордеевского района. Изменения  $K_n$  <sup>137</sup>Cs в сено в типичных хозяйствах характеризуются такой же динамикой и полностью коррелируют с динамикой изменения  $K_n$  на уровне районов.

Изменение  $K_{\rm n}$  <sup>137</sup>Cs в другие виды кормов практически полностью соответствует закономерностям, отмеченным для сена, повышая надежность этого вывода. При этом следует отметить, что  $K_{\rm n}$  <sup>137</sup>Cs в сено Красногорского района в 2008 г. были очень низки и были ниже, чем наблюдаемые для других районов. Тренды снижения  $K_{\rm n}$  <sup>137</sup>Cs в кормах других районов отличаются от динамики изменения  $K_{\rm n}$  <sup>137</sup>Cs в кормах Красногорского района и характеризуются постоянным снижением. Отметим, что периоды полуснижения  $K_{\rm n}$  <sup>137</sup>Cs в корма в большинстве случаев меньше периодов, расчитанных на основе данных для юго-западных районов в целом.

На основании этого анализа можно сделать вывод, что несмотря на то, что динамика изменения коэфициентов перехода на уровне отдельных пунктов наблюдения (хозяйств) сильно варьирует, параметры снижения, обобщенные для достаточно больших регионов, соответствуют экспоненциальному снижению. При этом, чем больше территории, для которых проводилось обобщение данных, тем это соответствие выше.

## Снижение <sup>137</sup>Сs в корма в зонах с различной плотностью выпадений

Учитывая различия в объемах проведения реабилитационных мероприятий в хозяйствах с различными уровнями загрязнения, показатели, относящиеся к хозяйствам с разными уровнями загрязнения, были разделены на две группы данные, полученные в хозяйствах со средними уровнями загрязнения больше 185 кБк/м<sup>2</sup>, и данные по хозяйствам с плотностями загрязнения меньше 185 кБк/м<sup>2</sup> (рис. 4, табл. 5).

Из данных рисунка видно, что коэффициенты перехода <sup>137</sup>Cs в сено, сенаж и зеленые корма, производимые в зоне с плотностью загрязнения менее 185 кБк/м<sup>2</sup> (5 Ки/км<sup>2</sup>) в 2–3 раза больше, по сравнению с  $K_{\rm n}$ , рассчитанному для зоны с плотностью загрязнения по <sup>137</sup>Cs более этой величины.



**Рис. 4.** Динамика  $K_{\Pi}$  в зерно в зонах с высокой (>185 кБк/м<sup>2</sup>) и низкой плотностью (<185 кБк/м<sup>2</sup>) загрязнения почвы <sup>137</sup>Сs. Для зерна тренды рассчитан на основе даных 2014–2020 гг. Пунктиром даны 95%-ные доверительные интервалы.

**Fig. 4.** The dynamics of transfer factors to grain in the zones with high (>185 kBq/m<sup>2</sup>) and low soil contamination density (<185 kBq/m<sup>2</sup>) with  $^{137}$ Cs. The trends were calculated based on 2014–2020 data. Dotted lines represent 95% confidence intervals.

Продукт	Плотность	$K_{\Pi}(0)$	T <sub>1/2</sub> (лет)		<b>p</b> <sup>2</sup>	Отношение
			по зонам	среднее	Λ	$K_{\Pi}(0)$
Сено	<185 кБк/м <sup>2</sup>	0.88	15.4	15.8	0.42	$2.3 \pm 0.5$
	>185 кБк/м <sup>2</sup>	0.48	16.9		0.73	
Сенаж	<185 кБк/м <sup>2</sup>	0.22	12.4	12.8	0.13	$1.4 \pm 0.65$
	>185 кБк/м <sup>2</sup>	0.16	13.1		0.72	
Зеленые корма	<185 кБк/м <sup>2</sup>	0.68	9.9	7.9	0.91	$2.1 \pm 0.4$
	>185 кБк/м <sup>2</sup>	0.39	7.1		0.82	
Силос	<185 кБк/м <sup>2</sup>	0.26	18.7 (46.2) <sup>1</sup>	28.9 (33)	0.4	$1.5 \pm 0.4$
	>185 кБк/м <sup>2</sup>	0.19	20.4 (31.5)		0.3	
Зерно <sup>2</sup>	<185 кБк/м <sup>2</sup>	0.24	17.8	19.8	0.52	$1.8 \pm 0.6$
	>185 кБк/м <sup>2</sup>	0.15	21.7		0.42	

Таблица 5. Периоды полуснижения  $K_{\rm n}$  в корма в зонах с различной плотностью загрязнения, годы Table 5. Half-lives of the <sup>137</sup>Cs transfer factors ( $T_{\rm f}$ ) to fodder in areas with different contamination densities, years

<sup>1</sup>В скобках приводятся данные для периода времени 2008–2020 гг.

<sup>2</sup>Данные для зерна приводятся для периода времени 2013–2020 гг.

Поскольку данные для зерна и силоса в период с 2008 по 2012 г. не показывали тенденцию к снижению,  $T_e$  были рассчитаны для промежутка 2013—2020 гг., когда влияние мероприятий было существенно меньше по сравнению с периодом времени с 2008 по 2013 г., когда проводились мероприятия в рамках Федеральной целевой программы по преодолению последствий аварии на Чернобыльской АЭС.

Основным отличием между сельскохозяйственными угодьями, относящимися к этим зонам загрязнения, было проведение защитных и реабилитационных мероприятий. Так, в зоне с плотностью загрязнения <sup>137</sup>Сs менее 185 кБк/м<sup>2</sup> агротехнические и агрохимические мероприятия в растениеводстве ведутся без ограничений по принятым для данной почвенно-климатической зоны технологиям [1].

Минеральные и органические удобрения вносят в дозах, обеспечивающих наиболее высокие прибавки урожая. При более высоких уровнях загрязнения проводятся защитные и реабилитационные мероприятия, включая коренное улучшение с применением известковых мелиорантов из расчета 1.5–2.0 дозы по гидролитической кислотности и ежегодным внесением повышенных в 1.5 раза доз фосфорных и калийных удобрений, а также применение повышенных доз фосфорных и калийных удобрений на пашне [1, 2, 5, 13].

Из представленных данных видно, что эффективность мероприятий на лугах и пастбищах, отношение  $K_{\rm n}$  в сено и зеленые корма в хозяйствах с плотностью загрязнению по <sup>137</sup>Сs менее 185 кБк/м<sup>2</sup> к коэффициентам перехода в хозяйствах с плот-

ностью загрязнения по <sup>137</sup>Сs более 185 кБк/м<sup>2</sup> составляло 2.1-2.3 раза. Для пашни эта величина составила 1.4–1.6 раза. Это хорошо согласиется с общими данными об эффективности реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве. В период с 2010 по 2012 г. отмечался определенный рост концентраций <sup>137</sup>Сѕ в зерне и кукурузе на силос. За этот период концентрации <sup>137</sup>Cs в этих видах продукции увеличились до 30%. Рост  $K_{\pi}$  в зерно и кукурузу можно объяснить снижением объемов проведения защитных мероприятий. В определенной степени это отмечалось для сена и сенажа (рис. 1 и рис. 3), и только для зеленых кормов наблюдалось устойчивое снижение уровней загрязнения на всем рассматриваемом промежутке времени.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные данные позволяют сделать вывод, что динамика  $K_n$  на уровне регионов, подвергшихся загрязнению, определяется естественными процессами сорбции в почвах различных сельскохозяйственных земель, применяемыми реабилитационными мероприятиями, долей угодий с высокими уровнями загрязнений (на которых применяются контрмеры), а также предысторией проведения мероприятий до периода времени, для которого проводятся оценки. Периоды полуснижения коэффициентов перехода в корма ( $T_e$ ), оцененные для юго-западных районов в целом, варьируют от 7.8 до 28.9 года и согласуются со вторыми периодами полуснижения  $K_n$ , оцененных на основе данных для первых 8 лет после

том 62 № 2 2022

Чернобыльской аварии. Более короткие Т<sub>е</sub> коэффициентов перехода характерны для сена (15.8 года), сенажа (12.8 года) и зеленых кормов (7.8 года). Существенно более длинные Т<sub>е</sub> (28.9 и 19.7 года) отмечены для кукурузы и зерна, которые производятся на пашне, где радионуклиды распределены равномерно в пахотном слое. Между  $K_{\pi}$ , рассчитанными для сена и сенажа, отмечена статистическая значимая корреляция. Периоды полуснижения для кормов, рассчитанные для отдельных районов, колеблются в достаточно широком диапазоне: для сена – от 6.1 до 25.7 года, для сенажа от 9.24 до 19.25 года, для зеленых кормов от 5.1 до 15.75 года и для силоса и сена от 11.9 до 21.7 года. Для Красногорского района статистически значимого снижения выявлено не было. Отмеченные особенности динамики  $K_{
m n}$  в корма объясняются различными объемами реабилитационных мероприятий, как применяемых в период с 2008 по 2020 г., так и до 2008 г. Т<sub>е</sub> коэффициентов перехода, оцененные для зон с различным характером загрязнения, довольно близки. В то же время  $K_{\rm n}$ , рассчитанные для периода времени 2008-2020 гг., примерно в 1.4–1.6 для зерна и силоса и 1.9–2.3 для остальных кормов в зоне с низкими уровнями загрязнения, где зашитные мероприятия практически не проводились, были выше. Это позволяет предложить анализ на основе оценки К<sub>п</sub> в зонах с разной плотностью загрязнения как средство для интегральной оценки эффективности зашитных и реабилитационных мероприятий, применяемых в сельском хозяйстве на загрязненных территориях.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий: Монография / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. 278 с. [Radioekologicheskie posledstviya avarii na Chernobyl'skoj AES: biologicheskie effekty, migraciya, reabilitaciya zagryaznennyh territorij: Monografiya / Pod red. chl.-korr. RAN NI Sanzharovoj i prof. SV Fesenko. M.: RAN; 2018. 278 p. (In Russ.)]
- Alexakhin R.M., Fesenko S.V., Sanzharova N.I. Serious radiation accidents and the radiological impact on agriculture // Radiat. Prot. Dosim. 1996. V. 64. P. 37–42.
- Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I. Dynamics of <sup>137</sup>Cs concentration in agricultural products in areas of Russia subjected to contamination after the accident at the Chernobyl nuclear power plant // Radiat. Prot. Dosim. 1995. V. 60. № 2. P. 155–166.
- 4. IAEA, 2006. International Atomic Energy Agency. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (EGE). Vienna: IAEA, 2009.

- 5. Alexakhin R.M., Sanzharova N.I., Fesenko S.V. et al. Chernobyl radionuclide distribution, migration, and environmental and agricultural impacts // Health Phys. 2007. V. 93. № 5. P. 418–426.
- 6. Sanzharova N.I., Fesenko N.V., Alexakhin R.M. et al. Changes in the form of <sup>137</sup>Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // Sci. Total Environ. 1994. V. 154. P. 9–22.
- 7. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Лисянский К.Б., Алексахин Р.М. Динамика снижения коэффициентов перехода <sup>137</sup>Сѕ в сельскохозяйственные растения после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. № 2. С. 256– 273. [Fesenko S.V., Sanzharova N.I., Lisyanskiy K.B., Alexakhin P.M. Dinamika snizhenija kojefficientov perehoda 137Cs v sel'skohozjajstvennye rastenija posle avarii na Chernobyl'skoj AJeS // Radiacionnaya biologiya. Radiojekologiya. 1998. V. 38. № 2. Р. 256–273 (In Russ.)]
- Fesenko S.V., Colgan P.A., Sanzharova N.I. et al. The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder is areas of Russia affected by the Chernobyl accident and resulting doses from the consumption of milk and milk products // Radiat. Prot. Dosim. 1997. V. 69. № 4. P. 289–299.
- 9. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, 1616. Vienna: IAEA, 2010.
- Fesenko S., Shinano T., Onda Yu., Dercon G. Dynamics of radionuclide activity concentrations in weed leaves, crops and of air dose rate after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident // J. Environ. Radioact. 2020. V. 222. 106347.
- Tagami K., Tsukada H., Uchida S., Howard B.J. Changes in the soil to brown rice concentration ratio of radiocaesium before and after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident in 2011 // Environ. Sci. Technol. 2018. V. 52. P. 8339.
- Tagami K., Uchida S. Effective half-lives of <sup>137</sup>Cs in giant butterbur and field horsetail, and the distribution differences of potassium and <sup>137</sup>Cs in aboveground tissue parts // J. Environ. Radioact. 2015. V. 141. P. 138–145.
- 13. Прудников П.В. Использование агрономических руд и новых комплексных минеральных удобрений на радиоактивно загрязненных почвах. Брянск: ФГБУ Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии "Брянский", 2012. [Prudnikov P.V. Ispol'zovanie agronomicheskih rud i novyh kompleksnyh mineral'nyh udobrenij na radioaktivno zagrjaznennyh pochvah. Brjansk: FGBU Centr himizacii i sel'skohozjajstvennoy radiologii "Brjanskiy", 2012 (In Russ.)]
- 14. Гераськин С.А., Фесенко С.В., Черняева Л.Г., Санжарова Н.И. Статистические методы анализа эмпирических распределений коэффициентов накопления радионуклидов растениями // Сельскохоз. биология. 1991. № 1. С. 130–137. [Geras'kin S.A., Fesenko S.V., Chernyaeva L.G., Sanzharova N.I. Statisticheskie metody analiza jempiricheskih raspredelenij kojefficientov nakoplenija radionuklidov rastenijami //

Sel'skohozjajstvennaja biologija. 1991. N<br/>e1. P. 130–137. (In Russ.)]

- Айвазян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. Прикладная статистика. Основы моделирования и первичная обработка данных. М., 1983. [Ajvazjan S.A., Enjukov I.S., Meshalkin L.D. Prikladnaja statistika. Osnovy modelirovanija i pervichnaja obrabotka dannyh. M., 1983. (In Russ.)]
- 16. Закс Л. Статистическое оценивание. М., 1976. [Zaks L. Statisticheskoe ocenivanie. М., 1976 (In Russ.)]
- Pröhl G., Ehlken S., Fiedler I. et al. Ecological half-lives of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in terrestrial and aquatic ecosystems // J. Environ. Radioact. 2006. V. 91. № 1–2. P. 41–72.
- 18. *Mück K*. Long-term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout // Health Phys. 1997. V. 72. № 5. P. 659–673.
- 19. Панов А.В., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. и др. Влияние сельскохозяйственных контрмер на облучение населения территорий, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС // Радиация и риск. 2006. Т. 46. № 2. С. 273–279. [Panov A.V., Fesenko S.V., Sanzharova N.I. i dr. Vliyanie sel'skokhozyaistvennykh kontrmer na obluchenie naseleniya territorii, postradavshikh ot avarii na Chernobyl'skoi AES // Radiatsiya i risk. 2006. V. 46. № 2. Р. 273–279 (In Russ.)]

- Sources, Effects and Risks of Ionising Radiation. UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988. Report to the General Assembly. N.Y: United Nations, 1988. 645 p.
- Shutov V.N., Bruk G.Y., Balonov M.I. et al. Caesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation of the internal doses to the population // The Chernobyl Papers. V. 1 / Eds S.E. Merwin and M.I. Balonov. United States: Research Enterprises, 1993.
- Fesenko S.V., Jacob P., Alexakhin R. et al. Important factors governing exposure of the population and countermeasure application in rural settlements of the Russian Federation in the long term after the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. 2001. V. 56. P. 77–98.
- Fesenko S.V., Sanzharova N.I., Spiridonov S.I., Alexakhin R.M. Dynamics of <sup>137</sup>Cs bioavailability in a soilplant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout // J. Environ. Radioact. 1996. V. 34. P. 287–313.
- 24. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Technical Reports Series No. 472. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010.

## Dynamics of <sup>137</sup>Cs Concentration in Fodders in the Long-Term after the Chernobyl Accident

## S. V. Fesenko<sup>a,#</sup>, P. V. Prudnikov<sup>b</sup>, N. N. Isamov<sup>a</sup>, E. S. Emlyutina<sup>a</sup>, and I. E. Titov<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia <sup>b</sup>Bryansk Center of Agrochemradiology, Bryansk, Russia <sup>#</sup>E-mail: Corwin 17F@mail.ru

The data on the dynamics of <sup>137</sup>Cs transfer coefficients to feed in the long term after the Chernobyl accident (2008–2020) are presented. It is shown that the ecological half-lives of transfer coefficients ( $T_{\rm f}$ ) varied from 7.8 to 28.9 years. The obtained estimates are consistent with the second half-life periods of transfer coefficients estimated based on data for the first 8 years after the Chernobyl accident. The peculiarities of  $T_{\rm f}$  to feed dynamics were in a good agreement with the scales of remediation actions carried out in the contaminated territories.

Keywords: <sup>137</sup>Cs, agricultural plants, fodder, transfer coefficients, countermeasures, half-lives