

**ПРОБЛЕМЫ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ  
РАДИОЛОГИИ**

**СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ**

**Выпуск 3**

**Киев 1993**

УКРАИНСКИЙ ИНСТИТУТ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКОЙ  
И ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ  
УКРАИНСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

ПРОБЛЕМЫ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

Сборник научных трудов

Выпуск 3

Под редакцией Н. А. Лошилова

Киев 1993

УДК 631.1:615.849

В третьем выпуске сборника представлены материалы научных исследований, выполненных сотрудниками Украинского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии (УНИИСХР) по проблемам сельскохозяйственной радиологии, связанным с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС. Представлены данные шестилетних наблюдений за изменениями радиационной обстановки в зоне, пострадавшей от аварии, поступлением радионуклидов в продукцию растениеводства и животноводства, а также информация о контрмерах, направленных на снижение загрязнения продукции. Проведен углубленный анализ накопленной информации, представлены модели прогноза радиационной ситуации.

**РЕДАКЦИОННО-ИЗДАТЕЛЬСКИЙ СОВЕТ:**

Н. А. Лошилов (председатель), Н. П. Асташева, П. Ф. Бондарь, Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, Л. В. Перепелятникова

Составитель Р. В. Пилипчук

## ПАКЕТ ПРИКЛАДНЫХ ПРОГРАММ ПО ПРОГНОЗИРОВАНИЮ ВЕРТИКАЛЬНОЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ

С. Е. Левчук, Н. А. Лошилов,  
В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов,  
М. А. Журба, А. А. Ященко

Радиоактивное загрязнение территории Украины в результате аварийного выброса ЧАЭС в связи со сложной динамикой выброса и метеоусловий характеризуется высокой степенью неоднородности по радионуклидному составу и плотности загрязнения территории. Неопределенность соотношения топливной и конденсационной компонент выпадений на различных следах выброса, большая "пестрота" почвенно-растительного покрова загрязненной территории предопределяют протекание процессов трансформации физико-химических форм выпадений РВ с существенно различными скоростями и, соответственно, различную динамику мобильности (миграционной подвижности и биологической доступности) радионуклидов выпадений в почвах и биологических цепях. В связи с этим исключительно важное значение для правильного понимания и оценки интенсивности миграционных потоков радионуклидов в почве и звеньях биологических цепей в агроценозах имеет изучение физико-химических характеристик выпадений РВ, интенсивности перераспределения радионуклидов в почвенном профиле на различных следах выброса с учетом различных физико-химических и водно-физических свойств почв и физико-химических характеристик выпадений. Для получения адекватных прогнозных оценок интенсивности миграции радионуклидов в различных почвенно-климатических условиях важное значение имеет правильный выбор алгоритмов прогнозирования, расчетов параметров миграции радионуклидов в почвах. В этой связи представляется целесообразным разработка и использование пакетов прикладных программ для расчета параметров вертикального переноса радионуклидов в почвах с использованием различных моделей переноса [1, 2].

### Разработка пакета прикладных программ для расчета параметров вертикальной миграции радионуклидов в почвах

В связи с большим объемом экспериментальной информации о распределении радионуклидов в профиле почвенных горизонтов возникла необходимость ее математической обработки для определения параметров переноса радионуклидов. С этой целью раз-

работан пакет прикладных программ на IBM-совместимых ПЭВМ. Пакет предполагает работу в трех режимах, позволяющих решать следующие задачи: непосредственный расчет распределения радионуклидов в почве по заданным параметрам переноса, определение параметров миграции радионуклидов в соответствии с профилем вертикального распределения последних в почве на основе экспериментальных данных, расчет мощности экспозиционной дозы /МЭД/ на высоте одного метра от поверхности почвы с учетом перераспределения радионуклидов в почвенном профиле.

В основу расчетов положены следующие модели миграции радионуклидов в почве: а) квазидиффузионная; б) квазидиффузионная двухкомпонентная; в) конвективно-диффузионная.

Расчет производится по одной из перечисленных выше моделей. Для каждой из них предусмотрено решение обратной задачи. Алгоритмы расчетов реализованы на языке TURBO BASIC, интерфейс пользователя - на языке С.У. Текст программ снабжен подробными комментариями; интерфейс - помощью пользователю.

Квазидиффузионная модель основана на предположении о загрязнении тонкого поверхностного слоя  $x_0$  почвы в начальный момент времени (одноразовое загрязнение) и описывается системой уравнений [1].

$$\begin{aligned} \frac{\partial u_1}{\partial t} &= D \frac{\partial^2 u_1}{\partial t^2}; \quad 0 \leq x \leq x_0; \quad u_1(x_0, t) = u_2(x_0, t) \\ \frac{\partial u_2}{\partial t} &= D \frac{\partial^2 u_2}{\partial t^2}; \quad x_0 < x; \quad \left. \frac{\partial u_1}{\partial x} \right|_{x_0} = \left. \frac{\partial u_2}{\partial x} \right|_{x_0}, \end{aligned} \quad (1)$$

где  $u_1$  - концентрация радионуклида в слое глубиной  $x_0$ ;  $u_2$  - концентрация радионуклида ниже этого слоя;  $D$  - коэффициент квазидиффузии.

В основе модели лежат два предположения: миграция радионуклидов рассматривается как квазидиффузионный процесс; решение системы уравнений [1], относящееся к однородной среде, применяется к неоднородной по глубине почве.

Для расчета распределения радионуклидов по глубине почвенного горизонта используется аналитическое решение системы уравнений [1].

Квазидиффузионная двухкомпонентная модель построена на предположениях, что процесс квазидиффузионный и что в выпадениях присутствуют две компоненты радионуклидов, характеризующиеся различными скоростями переноса. Различия в скоростях переноса могут быть обусловлены различными исходными физико-химическими формами выпадений РВ либо различиями в подвижности обменных форм радионуклидов в разных генетических горизонтах.

Расчет производится для одноразового загрязнения полубесконечной среды по распределению [2].

Модель конвективно-диффузионного переноса. Поскольку миграция радионуклидов происходит вследствие не только диффузии, но и переноса с током почвенной влаги, то имеет смысл учитывать эти два процесса раздельно. При таком подходе можно более точно описать поведение радионуклидов в почвенном горизонте. Уравнение, представляющее процесс миграции с учетом конвективного переноса, имеет вид

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C, \quad (2)$$

где  $D$  - коэффициент диффузии.

В модели делается предположение об однородности почвы по глубине. Для расчетов используется аналитическое решение уравнения (2), полученное с помощью преобразования Лапласа (3).

В качестве начальных условий задается распределение радионуклида  $C_0$  в момент времени  $t = 0$ . Граничные условия имеют вид:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=0} + VC \Big|_{x=0} = P_1; \\ \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=L} + VC \Big|_{x=L} = P_2, \quad (3)$$

где  $V$  - скорость конвективного переноса;  $P_1$  и  $P_2$  - потоки на верхней и нижней границах соответственно. Условия в таком виде дают возможность рассматривать случаи с различным режимом поступления радионуклидов на поверхность почвы.

Определение мощности экспозиционной дозы. Очевидно, что экспозиционная доза на поверхности почвы в значительной мере зависит от распределения радионуклида в почвенном горизонте. Поскольку величина эффективной скорости переноса радиоактивных элементов невелика (1 см/год), то при расчете экспозиционной дозы можно не учитывать перераспределение радионуклидов с периодом полураспада  $< 1$  года. Этот подход недопустим в случае рассмотрения радионуклидов с большим периодом полураспада, особенно  $Cs-137$ . Их проникновение в глубину почвы приводит к существенному уменьшению мощности экспозиционной дозы.



Блок-схема структуры пакета прикладных программ

Функция  $\mathcal{L}(x, t)$ , необходимая для прогнозирования радиационных последствий радиоактивного загрязнения поверхности почвы, может быть получена на основе описанных выше моделей. Аналитическое выражение для мощности дозы на высоте 1 м от поверхности почвы получено с использованием выражений для дозовых постоянных радионуклидов [4]. Расчеты проводились на основе гомогенизации среды воздух - почва, что

позволило исключить трудности, связанные с учетом граничных эффектов в гетерогенной среде при расчете коэффициентов накопления.

**Структура пакета.** Пользовательский интерфейс представляет собой ряд окон меню, сменяющихся при выборе следующего шага расчетов. Упрощенная структура пакета программ приведена на блок-схеме (см. рисунок). Пользователь выбирает интересующую его задачу, модель расчетов и вводит запрашиваемые программой параметры.

Вывод результатов производится либо на экран ПЭВМ, либо на принтер, либо на экран в виде графического распределения радионуклидов в почвенном горизонте.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. - М.: Энергоиздат, 1981.
2. Константинов И. Е., Скотникова О. Г., Солдаева Л. О. Модель вертикальной миграции цезия-137 в почвах и прогнозирование экспозиционной дозы, НРКЗ. - С. 79-10.
3. Справочник по специальным функциям. - М.: Наука, 1979.
4. Машкович В. П. Защита от ионизирующих излучений. - М.: Энергоатомиздат, 1982.

## ВЛИЯНИЕ ВЛАЖНОСТИ ПОЧВЫ И ДЕЙСТВИЕ НЕКОТОРЫХ МЕЛИОРАНТОВ И УДОБРЕНИЙ НА ДЕСТРУКЦИЮ МОДЕЛЬНЫХ ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ

Н. А. Лошилов, Ю. А. Иванов, С. И. Зварич,  
В. А. Кашпаров

Результаты исследований, проведенных после аварийного выброса ЧАЭС, показали, что одним из важных факторов, определяющих способность биологически значимых радионуклидов выброса (в первую очередь, стронция-90) включаться в биологические цепи, является исходная физико-химическая форма выпадений РВ. Преимущественное выпадение стронция-90 в составе матрицы топливных частиц (ТЧ), различия в структуре и химическом составе матрицы выброшенных частиц, протекание



процессов деструкции ТЧ с существенно различными скоростями, возможность модификации процессов трансформации ТЧ под действием мелниорантов и удобрений определяют необходимость изучения и получения количественных оценок влияния как природных (почвенно-химические условия, влажность, температура и т.д.), так и техногенных факторов на процессы деструкции ТЧ в почвах и распределение выщелоченных радионуклидов между фазами и компонентами почвы [1-10].

Проведение таких исследований предполагает наряду с изучением процессов трансформации ТЧ *in situ* проведение модельных экспериментов.

В экспериментах изучали поведение в почве модельных топливных частиц (МТЧ), полученных в результате термического отжига топлива 1У блока ЧАЭС. Осколок ТВЭЛ'а подвергали многократному отжигу ( $T=400^{\circ}\text{C}$ ,  $t_i = 3 \text{ ч}$ ). После каждого отжига определяли дисперсный состав образовавшихся частиц с использованием метода седиментации. Анализ кривых распределения частиц по дисперсному составу показал, что после 3-го и 4-го отжигов дисперсный состав частиц практически идентичен. Путем отмучивания отбирали частицы в диапазоне дисперсного состава 4-10 мкм. Для "страивания" окисленной поверхности ( $V_3 O_5$ ) частиц использовали 1 м МНСI. Очистку частиц от радионуклидов в водорастворимой форме проводили пятикратным промыванием дистиллированной водой.

Пробы полученных МТЧ в виде водной суспензии вносили в навески почвы, помещенные в полиэтиленовые контейнеры. Часть подготовленных образцов "почва-МТЧ" использовали для изучения влияния влажности, другую часть - для изучения влияния мелниорантов и удобрений на деструкцию МТЧ. После внесения мелниорантов и удобрений почвенные образцы тщательно перемешивали, влажность почвы доводили дистиллированной водой до требуемого значения - 20-100% полной влагоемкости (ПВЕ).

Почвенные образцы с МТЧ инкубировали при  $20^{\circ}\text{C}$  в течение 6,5 мес при поддержании влажности почв на заданном уровне. После инкубации из образцов отжимали почвенные растворы путем центрифугирования ( $V=6000 \text{ об/мин}$ ), добавляя дистиллированную воду, влажность почв доводили до исходного уровня. Спустя 0,5 мес, образцы обрабатывали раствором  $\text{CH}_3\text{COOH}$  (1 М) +  $\text{SrCl}_2$  (0,1 М) для определения содержания в них ионообменных форм стронция-90.

В экспериментах использовали некоторые типичные для Украинского Полесья почвы, характеристики которых приведены в табл. 1-3 (дерново-подзолистая рыхло-песчаная - ДПП, дерново-подзолистая связано-песчаная - ДПС, торфяно-болотная - ТБП).

Т а б л и ц а 1. Физико-химические характеристики почв

Почва	Са об-	Мg об-	Содержа- ние гуму- са, %	рН /КС1/	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
	мен- ный	менный			мг/100г	
	мг-экв/100г					
ДПП	2,9	1,9	0,8	4,1	3,1	4,8
ДПС	5,2	1,9	1,8	4,2	4,0	2,2
ТБП	Н/опр	Н/опр	Н/опр	4,6	4,7	3,4

Т а б л и ц а 2. Механический состав почв

Почва	Размер частиц , мм					
	> 0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	< 0,001
ДПП	34,1	49,2	10,4	1,4	0,9	2,1
ДПС	27,4	48,0	11,2	1,2	1,3	3,2

Гамма-спектрометрический анализ проб проводили с использованием комплекса "ADСAM-300" и полупроводникового детектора из высокочистого германия фирмы "Ortec" (США).

Радиохимическое определение стронция-90 проводили с использованием стандартной методики [11].

Т а б л и ц а 3. Минералогический состав почв

Почва	Содержание основных минералов
ДПП	Кв85, Мк2, А61, Гпс3, Акт1, /Гп+Си/3
ДПС	Кв53, Мк23, А61, Ка11 Дл1, Гпс1, /Гл+Си/2
ТБП	Кв53, Мк8, А611, Ка1, Дл1, Гпс1, Акт1, /Гл+Си/20

Т а б л и ц а 4. Содержание ионообменных форм стронция-90 в МТЧ-содержащей почве в зависимости от ее влажности (ДПП)

№ пробы	Влажность почвы, % от ПВЕ	Активность обменного Sr-90 в почве после эксперимента, кБк/проба
19	20	296 $\pm$ 44
20	20	290 $\pm$ 44
21	40	300 $\pm$ 45
22	40	295 $\pm$ 44
23	60	260 $\pm$ 39
24	60	290 $\pm$ 44
25	80	279 $\pm$ 42
26	80	284 $\pm$ 43
27	100	285 $\pm$ 43
28	100	270 $\pm$ 41

В табл. 4 представлены результаты эксперимента по изучению влияния влажности почвы на деструкцию в последней МТЧ.

Суммарная исходная активность стронция-90 в образцах "почва-МТЧ", рассчитанная по корреляционному соотношению с активностью цезия-144 [1, 2], составляла 270 $\pm$ 20 кБк.

Дополнительная экстракция в "жестких" условиях  $18M HNO_3$  / почвенных образцов после выщелачивания из них ионообменных форм радионуклида, показала практическое отсутствие стронция-90 в почве.

Анализ данных табл. 4 показывает, что практически все количество стронция-90, содержавшееся перед началом эксперимента в топливных частицах, за 6,5 мес. инкубации частиц в почве вне зависимости от влажности последней трансформировалось в ионообменную форму (т.е. топливные частицы практически полностью разрушились). Сравнительно быструю деструкцию топливных частиц в почве при малых значениях влажности можно объяснить тем, что ТЧ формируют водное окружение, обеспечивающее диффузионные процессы для окисления двуокиси урана, уже при очень малых значениях влажности почвы. Результаты эксперимента с использованием мелиорантов (табл. 5, образцы  $N$  50, 51) показали, что скорость деструкции МТЧ достаточно высока даже при их инкубировании в воздушно-сухих почвах.

Для проверки предположения о возможности деструкции МТЧ без участия воды был проведен дополнительный эксперимент. Навеску МТЧ перенесли на полимерную мембрану (диаметр пор 0,45 мкм) и подвергли многократному промыванию 10%-ным раствором  $CH_3COOH$  до практически полного отсутствия цезия-137 в ультрафильтрате. Высушенную мембрану через 1 мес. инкубации вновь подвергли многократному промыванию указанным раствором. Анализ результатов и расчетные оценки показали, что за год потери цезия-137 за счет разрушения МТЧ в таких условиях составили бы примерно 4%. Таким образом, самопроизвольное разрушение ТЧ без участия воды не объясняет деструкцию МТЧ в воздушно-сухих почвах, где за 6 мес. частицы были разрушены на 30 и на 60%. Повидимому, даже при таких условиях МТЧ сохраняют водное окружение.

В табл. 5 представлены некоторые результаты эксперимента по изучению влияния некоторых мелиорантов и физиологически кислых удобрений (аммиачная селитра) на деструкцию МТЧ и распределение выщелоченного из матрицы последних стронция-90 между фазами почвы. При этом в качестве критерия интенсивности деструкции МТЧ использовали данные о содержании в почве ионообменных форм радионуклида после инкубации. Такой подход можно считать обоснованным, поскольку, во-первых,

Т а б л и ц а 5. Влияние мелиорантов и физиологически кислых удобрений на деструкцию МТЧ и распределение стронция-90 между фазами почвы (влажность 80% от ПВЕ)

№ пробы	Мелиорант, доза	Активность Sr-90 в почвенном растворе, кБк/мл	K <sub>d</sub> , 3/г	Активность обменного Sr-90 в почве, кБк/пробу
Дерново-подзолистая песчаная почва				
29	Нет	7,2±0,7	0,21±0,04	280±45
30	Нет	8,0±0,8	0,11±0,02	260±40
31	Цеолит, 100 т/га	0,10±0,01	22,3±4,5	225±33
32	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> N120/	0,80±0,08	3,1±0,6	264±40
33	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> N1200/	7,0±0,7	0,22±0,04	280±45
34, 35	CaCO <sub>3</sub> /1,5 Нг/	1,3±0,3	1,8±0,4	240±40
Дерново-подзолистая супесчаная почва				
36	Нет	1,1±0,1	2,1±0,3	252±43
37	Нет	1,2±0,1	2,0±0,4	262±41
38, 39	Цеолит, 100 т/га	0,10±0,01	21,1±4,2	215±35
40	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> /N120/	5,1±0,5	0,30±0,05	260±45

41	$\text{CaCO}_3/1,5 \text{ Hr/}$	$0,30 \pm 0,04$	$6,5 \pm 1,4$	$202 \pm 30$
42	$\text{CaCO}_3/4 \text{ Hr/}$	$0,60 \pm 0,07$	$2,6 \pm 0,4$	$169 \pm 25$
50 <sup>x</sup>	$\text{NH}_4\text{NO}_3/\text{N}120/$	H/опр	H/опр	$202 \pm 30$

Торфяно-болотная почва

43	Нет	$0,9 \pm 0,1$	$4,5 \pm 0,7$	$205 \pm 30$
44	Нет	$0,8 \pm 0,1$	$5,3 \pm 0,9$	$209 \pm 30$
45, 46	Цеолит, 100 г/га	$1,0 \pm 0,1$	$3,0 \pm 0,5$	$150 \pm 25$
47, 48	$\text{NH}_4\text{NO}_3/\text{N}120/$	$1,1 \pm 0,1$	$3,2 \pm 0,6$	$220 \pm 35$
49	$\text{CaCO}_3/1,5 \text{ Hr/}$	$1,0 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,3$	$230 \pm 35$
51 <sup>x</sup>	$\text{CaCO}_3/1,5 \text{ Hr/}$	H/опр	H/опр	$95 \pm 15$

<sup>x/</sup> Образцы высушены после приготовления до воздушно-сухого состояния в течение 2 недель, инкубированы в течение 6,5 мес.

перед началом эксперимента стронций-90 практически полностью был представлен распределенным в матрице МТЧ; во-вторых, основным механизмом сорбции этого радионуклида твердой фазой почвы является ионный обмен. В качестве показателя распределения выщелоченного из матрицы МТЧ стронция-90 между фазами почвы использовали коэффициент распределения.

Анализ представленных в табл. 5 данных о содержании в почвенных образцах после инкубации ионообменных форм стронция-90 показал, что скорость деструкции МТЧ в почвах достаточно высока. Расчет, проведенный с учетом активности, суммарной площади поверхностей и объемов МТЧ (полученных как результат обработки кривой седиментации), позволил получить для величины уменьшения радиуса отдельной МТЧ в торфяно-болотной почве значение примерно 5 мкм/год, а в дерново-подзолистых песчаной и супесчаной – до 10 мкм/год.

Более высокие значения скорости деструкции МТЧ в почвах ДПП и ДПС, по-видимому, связаны с тем, что рН почвенного раствора этих почв значительно ниже, чем для почвы ТБ. Это предположение подтверждается тем, что добавление к кислым почвам (ДПП, ДПС) раскисляющих мелиорантов  $\text{CaCO}_3$  ( $\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ = \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$ ) и цеолита (цеолит  $+\text{H}^+ =$  цеолит  $-\text{H}^+$ ) снижает, причем в некоторых случаях существенно (образец 42), скорость деструкции МТЧ.

Влияние нитрата аммония на скорость деструкции МТЧ в почвах ДПП и ДПС не удалось проследить, так как эта величина оказалась настолько высокой, что частицы разрушились за время эксперимента практически полностью и без участия подкисляющего реагента.

Добавление нитрата аммония и карбоната кальция в торфяно-болотную почву незначительно ускоряет деструкцию инкубированных МТЧ. Влияние любых солевых мелиорантов на протекание многих процессов в торфяных почвах в значительной степени нивелируется большой буферной емкостью органогенной почвы.

Внесение в почвы цеолита (образцы №№ 31, 38, 39, 45, 46) существенно замедляет интенсивность деструкции МТЧ.

В процессе "продолженного" аварийного выброса из аварийного блока ЧАЭС в различные моменты выброса могли быть инжектированы топливные частицы с различной степенью физико-химической трансформации матрицы. Это, в свою очередь, обуславливает возможность протекания процессов дест-

рукции ТЧ даже в близких условиях среды с существенно различными скоростями [4-8]. Результаты эксперимента с МТЧ, полученные в результате многократного отжига при 400 °С, показали, что значения скорости их деструкции существенно выше полученных в упомянутых работах для топливных частиц других размеров и иной степени трансформации. Для сравнительной оценки был проведен анализ пробы почвы, отобранной в 1992 г. в 5 км на запад от промплощадки ЧАЭС на территории, характеризующейся близкими долями топливной и конденсационной компонент выпадений в суммарном загрязнении изотопами цезия (табл. 6).

Т а б л и ц а 6. Содержание ионообменных форм и валовое содержание стронция-90 в ТЧ-содержащей почве

№ образца	Активность Cs-137 в образце	Реагент	Активность Sr-90, перешедшего в раствор
1	76 кБк	10 м НН <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	41 кБк
2	72 кБк	1 м CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub>	7,9 кБк

Полученные данные подтверждают, что на этом участке территории к моменту отбора проб (1992 г.) разрушено менее половины ТЧ аварийного выброса.

Анализ значений  $K_d$  стронция-90, показывает, что внесение в почву мелиорантов и удобрений в ряде случаев может существенно модифицировать содержание радионуклида в почвенном растворе. Так, внесение цеолита приводит к увеличению  $K_d$  стронция-90 в минеральных почвах в 10-100 раз (образцы № 31, 38, 39), извести - в 3-8 раз (образцы № 34, 35, 41).

Внесение извести и цеолита в торфяно-болотную почву вызывает некоторое снижение значений  $K_d$  стронция-90.

При внесении в дерново-подзолистую связно-песчаную почву аммиачной селитры наблюдается почти пятикратное увеличение содержания стронция-90 в почвенном растворе.

Проведенные эксперименты подтверждают сложность и многообразие механизмов деструкции ТЧ в почвах, возможность



модификации процессов и интенсивности деструкции ТЧ в почвах в результате использования ряда применяемых в сельском хозяйстве контрамер (внесение мелиорантов и удобрений). Показано, что интенсивность деструкции ТЧ зависит не только от факторов среды, в которой они находятся, но и от структуры и свойств самих частиц. Прослежена слабая зависимость интенсивности деструкции МТЧ в почвах от влажности последних.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Лошилов Н. А., Куринный В. Д., Кашпаров В. А. и др. Физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС (Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС // Мат-лы науч. конф. (Киев, 27-30 марта 1991 г.). - К., 1991. - Ч.1. - С. 160-164.

2. Лошилов В. А., Кашпаров В. А., Поляков В. Д. и др. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. - 1992. - Т.4. - С. 113-120.

3. Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС (краткий справочник): Препринт ИАЭ-5268/3. - М., 1990. - 21 с.

4. Богатов С. А., Боровой А. А., Дворецкий В. И. и др. Об устойчивости наиболее радиологически опасных радионуклидов в различных формах топливного выброса при аварии на АЭС // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: Тез. докл. 1У конф. - Гомель, 1990. - С. 63.

5. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А. Поведение в почве радионуклидов, представленных топливной компонентой выпадений аварийного выброса ЧАЭС // Радиохимия. - 1992. - Т. 5. - С. 112-124.

6. Иванов Ю. А., Лошилов Н. А., Орешнич Л. А. и др. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов / Под ред. Н. А. Лошилова. - К., 1992. - С. 43-56.

7. Иванов Ю. А., Зварич С. И., Кашпаров В. А. Поведение топливных частиц аварийного выброса ЧАЭС в некоторых модельных средах // Проблемы сельскохо-

зяйственной радиологии: Сб. науч. трудов / Под ред. Н. А. Лош и л о в а. - К., 1992. - С. 56-67.

8. Konoplev A.U., Bulgakov A.A., Behaviour of the Chernobyl - origin Hot Particles in the Environment. - Proc. Intern. Symp. Radioecol /Chem. Speciat. - Hot Particles. - Znojmo, 1992.

9. Oughton D.H., Salbu B., Brand T.L. et al Underdetermination of Strontium-90 in Soils containing Particles of Irradiated Uranium Oxide Fuel. // Analyst, 1993.

10. Sandalls F.I., Segal M.G., Victorova N. Hot Particles from Chernobyl: A Review // I. Environ. Radioactivity. - 1993. - N 18. - P. 5-22.

11. Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. - М., 1986.

## ЗАДАЧА ОПТИМАЛЬНОГО ПРОБООТБОРА НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ СЕЛЬХОЗУГОДЬЯХ И ПУТИ ЕЕ РЕШЕНИЯ

С. М. Лундин, В. А. Кашпаров,  
Ю. В. Хомутинин, А. М. Кадыгроб

Накопленные в настоящее время знания о радиационной обстановке, сложившейся на сельскохозяйственных угодьях Украины в результате аварийного выброса Чернобыльской АЭС, несмотря на значительные объемы проведенных работ, отражают лишь общий характер распределения выпадений. Требуются довольно большие затраты на проведение исследований по детализации и уточнению имеющейся информации.

В связи с этим задача разработки оптимальных методов оценки плотности радиоактивного загрязнения территорий представляется актуальной с точки зрения возможности эффективного проведения работ.

Радиационная обстановка, сложившаяся на территории Украины, характеризуется значительными масштабами и неравномерным характером радиоактивного загрязнения. Размеры зон радиоактивного загрязнения определяются параметрами плотностей загрязнения и уровня радиации внутри зон, которые являются одними из основных показателей степени опасности для людей, проживающих и ведущих производственную деятельность на данной территории. В связи с этим большое количество орга-

низаций, принадлежащих к разным ведомствам, изучают радиационную обстановку, используя при этом ряд рекомендаций и методик для оценки плотности радиоактивного загрязнения почвы. Эти методики в большинстве своем рекомендуют осуществлять пробоотбор либо ориентируясь на площадь обследуемой территории, либо отбирая представительные пробы, включающие большое количество индивидуальных. Такой подход позволяет получить характеристику плотности загрязнения, интегрированную по площади, на которой проводился пробоотбор.

Следует отметить, что задача оптимального планирования и проведения пробоотбора при радиоактивном загрязнении территории не нова, ей посвящена, например, значительная часть работы [1].

Однако в этой работе основной акцент делается на выявление пятна загрязнения как такового. При этом авторы исходили из нормального распределения вероятности измеряемой величины на обследуемой территории. Наблюдения показывают, что это далеко не всегда правомерно.

Перед нами же стоит несколько иная задача. Пробоотбор ведется на загрязненной территории. Его надо спланировать и провести так, чтобы на основании минимального количества измерений можно было достоверно оценить уровень загрязнения каждого равномерно загрязненного участка территории или поля, в зависимости от ландшафтных характеристик, на фоне общего загрязнения территории. Расчленение территории на элементы проводится на основе данных о рельефе, ландшафтных, гидрологических и других характеристик. Приоритет отдается рельефным факторам, так как все остальные можно рассматривать как зависящие от них [2]. В качестве исходных данных для проведения исследований использованы экспериментальные данные, полученные в процессе детальных опробований на 11 площадках.

Все площадки разбиты на три большие группы: пойменные, равнинные и водораздельные в зависимости от степени увлажнения, густоты травяного покрова, количества органического вещества в почвах.

Выбор площадок основывался на том, чтобы были представлены все основные разновидности почв, распространенные в зонах загрязнения: дерново-подзолистые, луговые и торфяные. Работы на черноземах и их разновидностях не проводились вследствие того, что они составляют небольшую часть загрязненных почв.

Все выбранные площадки разбиты на две группы по преобладающей компоненте загрязнения: преимущественно топливной и парогазовой компонентой. Работы на площадках, загрязненных преимущественно топливной компонентой, проводились в 30-километровой зоне, парогазовой – в Киевской и Житомирской областях.

Экспериментальные площадки охватывают широкий спектр загрязнения почвы от 1 до 1200 Ки/км<sup>2</sup>. В каждой группе есть площадки с различной плотностью загрязнения почвы. Предварительная оценка (без отбора проб) плотности загрязнения почвы радиоцезием проводилась по методике УкрНИИСХР [37].

Площадки имеют приблизительно одинаковые размеры – 50x50 м (различие вызвано возможностью пробоотбора в микрорельефом). Шаг отбора проб на большинстве площадок составляет 5x5 м и лишь на двух (№ 4, 11) он другой (№ 4 имеет размеры 300x700 м, шаг отбора 50x50; №11 размеры 100x90 м, шаг отбора 10x10 м). Количество отобранных проб колеблется от 75 до 110. Объективность осуществления пробоотбора в таком объеме подтверждается методами расчета оптимального числа пунктов контроля за локальным радиоактивным загрязнением окружающей среды [47]. Выбор одинаковых площадок обусловлен как техническими возможностями, так и возможностью сопоставления результатов и их интерпретацией.

Обследованию подверглись только целинные участки. Отбор проб почвы производился кольцом на глубину 5 см. Для контроля за распределением радионуклидов по вертикали на каждой площадке произведен отбор послысных проб до глубины 20 см, в количестве от 5 до 15. По результатам анализа сведений по послысному пробоотбору установлено, что в среднем 95–97% запаса радиоцезия сосредоточено в верхнем, пятисантиметровом слое почвы, в связи с чем при обработке результатов учитывался запас именно в этом слое.

Отобранные пробы почвы высушивались, тщательно гомогенизировались. Определение активности радионуклидов производилось на низкофоновом многоканальном гамма-спектрометре с анализатором LP 4900B NOKIA, укомплектованным полупроводниковыми детекторами GEM 30185. Погрешность измерений составляет 3–8 % в зависимости от активности проб.

Для оценки параметров распределения вероятностей плотности радиоактивного загрязнения и оптимизации пробоотбора необходимо установить, исходя из имеющихся экспериментальных данных и физических особенностей измеряемой величины, форму закона распределения вероятностей, плотности радиоактивного

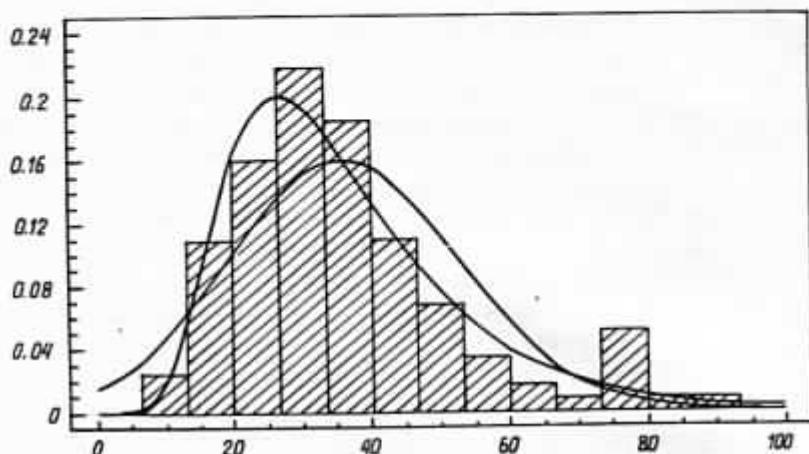


Рис. 1. Распределение плотностей загрязнения на площадке 10

загрязнения наиболее близко описывающую результаты измерений на экспериментальных площадках, единую на всем диапазоне измеряемой величины. При выборе предполагались следующие условия:

1) плотность загрязнения почвы изотопом цезия-137 не может быть ниже глобального уровня  $0,01 \text{ Ки/км}^2$  [5], а выбросы в большую по сравнению со средними значениями сторону могут быть;

2) форма распределения вероятностей должна быть единая для всех площадок с различными плотностями и характером загрязнения, и ландшафтными характеристиками при условии однородности выборки.

Анализ данных, полученных на экспериментальных площадках, показал, что все они хорошо описываются логнормальным распределением (в качестве примера на рис. 1 приведено распределение плотностей радиоактивного загрязнения по одной из экспериментальных площадок). При определении закона рас-

пределения производилась отбраковка резко выделяющихся значений методом квантилей [67].

Определены параметры логнормального закона для плотности загрязнения площадок (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Параметры логнормального закона распределения

Площадки	Средняя плотность загрязнения Кл/км <sup>2</sup> , Н	Логарифм среднего x	Стандартное отклонение S <sub>0</sub>	Коэффициент вариации логарифма W
Припятская № 1	173	5,1	0,17	0,03
Луганская № 2	15	2,7	0,26	0,1
Полесская № 3	6,7	1,9	0,15	0,08
Коростенская № 4	3,5	1,2	0,43	0,37
Чистоголовка 1 № 5	754	6,6	0,10	0,02
Чистоголовка 2 № 6	790	6,7	0,10	0,015
Копачи 1 № 7	68	4,2	0,25	0,06
Копачи 2 № 8	68	4,2	0,18	0,04
Дибровская № 9	62	4,1	0,33	0,08
Чернобыль 2 № 10	36	3,5	0,45	0,13
Ильинецкая № 11	2,6	0,9	0,38	0,42

На основании этих результатов были исследованы связи между средним логарифмом плотности загрязнения  $x$ , средним квадратическим отклонением  $S_0$  и коэффициентом вариации логарифма  $W$ . Такая зависимость обнаружена между  $x$  и  $W$ :

$$W = 0,41 x^{-1,51} \quad (1)$$

Эта зависимость и соответствующие доверительные интервалы уровня 0,95 показаны на рис. 2.

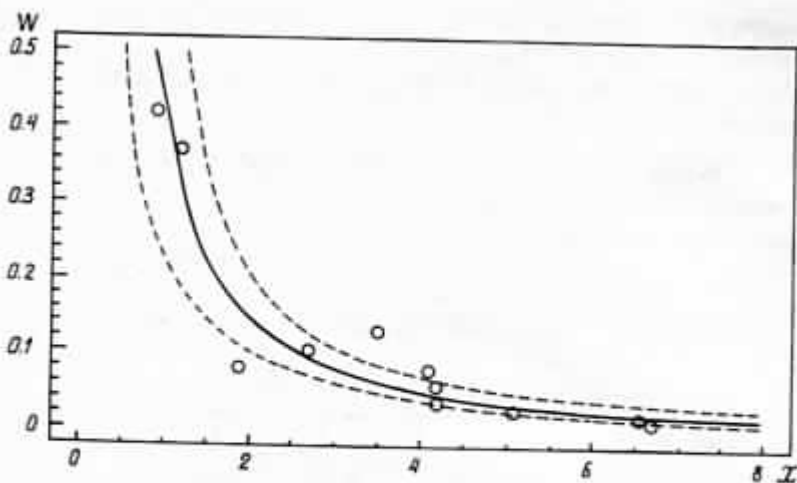


Рис. 2. Соотношение между коэффициентом вариации и логарифмом плотности загрязнения

Для оценки степени информативности полученных материалов и выбора необходимой подробности исследований методом численного эксперимента на примере двух экспериментальных площадок определено влияние шага пробоотбора на результаты обследований. В качестве примера на экспериментальных площадках № 1 и № 2 произведен выбор точек с интервалами 10, 15, 25, 35, 45 и 10, 15, 20, 40 м. Эти выборки были сравнены с основными выборками по этим площадкам (табл. 2).

Из табл. 2 следует, что шаг пробоотбора практически не влияет на параметры распределения вероятностей плотности загрязнения (в условиях равномерного распределения загрязнения по площади оцениваемого участка). Логарифм средней плотности загрязнения исследуемой площадки изменяется в пределах 1–2%, в то время как количество отбираемых проб уменьшается в 3–25 раз.

Из результатов, полученных в математической статистике [8], известно, что погрешность определения среднего (в нашем случае величины  $N$ ) зависит от объема выборки (числа проб  $n$ ). Этот факт был положен в основу определения числа проб, необходимых для достоверной оценки неизвестной средней плотности загрязнения некоторого участка почвы. Были получены зависимости числа проб от абсолютной и относительной погреш-

Т а б л и ц а 2. Изменение параметров распределения вероятностей плотности загрязнения в зависимости от шага пробоотбора

Шаг отбора проб, м	Средняя плотность загрязнения площадки (логарифм Н)		Отличие в % от основного логарифма средней плотности загрязнения		Разброс среднего (логарифм)		Количество проб	
	№ 1	№ 2	№ 1	№ 2	№ 1	№ 2	№ 1	№ 2
5	2,66	5,14	-	-	0,27	0,17	104	106
10	2,68	5,13	-	-	0,14	0,15	28	30
15	2,63	5,04	1	2	0,21	0,18	15	14
20		5,07		2		0,14		9
25	2,62		1		0,16		8	
30								
35	2,73		2		0,18		6	
40		5,05		2		0,10		4
45	2,72		2		0,08		4	



ности для различных расчетных случаев и задаваемой доверительной вероятности (уровня доверия).

Задача выбора оптимального уровня доверия возникла одновременно с задачей построения доверительных интервалов и задачей контроля количественных характеристик. Различные исследователи к определению величины задаваемого уровня доверия подходят по-разному, и на практике он может колебаться от 0,8 до 0,99 [7]. Конкретные значения выбирают исходя из тяжести последствий, которые могут наступить при выходе оцениваемого параметра за рассчитанные границы, и затрат, на которые надо пойти, чтобы более достоверно оценить необходимый параметр.

При этом недопустимо, чтобы уровень загрязнения радиоцезием того или иного продукта питания, произведенного на рассматриваемом участке территории (поле, участке поля, пастбище), был выше ВДУ-91. Для предотвращения этого должны быть использованы соответствующие методы контроля.

Основной процесс загрязнения того или иного продукта питания можно представить в виде некоторой цепочки, в каждом звене которой должны быть применены соответствующие методы контроля для хлебо-булочных изделий: почва → зерно → продукт; для овощей, фруктов, ягод: почва → продукт; для молока, мяса: почва → растительность → молоко, мясо.

Опыт ликвидации последствий аварии на ЧАЭС показал, что основное поступление радиоцезия в организм человека связано с потреблением молока и мяса. Исходя из этого рассмотрим только последнюю цепочку.

Контроль почвы является первой ступенью общего контроля чистоты продукции, но отдельно взятый он не может обеспечить получение чистого молока и мяса. Поэтому контроль кормов и конечной продукции (молоко и мясо) обязателен.

Однако, если загрязнение почвы окажется выше некоторого контрольного уровня, это еще не означает, что загрязнение конечного продукта будет выше ВДУ. При этом повышение достоверности контроля резко увеличивает затраты, поэтому требования к высокой степени доверия к контролю почвы (определению среднего загрязнения поля или пастбища) нецелесообразны. Средства, которые можно было бы истратить на повышение достоверности определения среднего уровня загрязнения почвы, лучше использовать на повышение достоверности контроля конечного продукта.

Основываясь на изложенном, доверительную вероятность при оценке средней загрязненности почвы поля (пастбища) примем равной 0,8, что соответствует квантилю нормального распределения вероятностей  $V_p=0,84$ .

Основным допущением, на основании которого осуществляется расчет минимально необходимого числа проб и оптимальное размещение их на обследуемой территории, является равномерность загрязнения последней радиоцезием. Таким образом, чтобы практически применить предложенные методы пробоотбора, надо убедиться в равномерности загрязнения обследуемого участка.

Известно, что при загрязнении территории радиоцезием гамма-фон ( $D$ ) пропорционален плотности загрязнения ( $H$ ) [3].

$$D = C \times H, \quad (2)$$

Коэффициент пропорциональности  $C$  в общем случае зависит от наличия сопутствующих радиоцезию гамма-излучающих радионуклидов и от естественного в данном месте гамма-фона. Однако в пределах поля севооборота, пастбища или другого участка территории, соизмеримого с ними по площади, можно считать, что коэффициент  $C$  постоянен.

По результатам анализа значение коэффициента пропорциональности между плотностью загрязнения почвы и гамма-фоном на местности в 1991 г. составляет для лугов, пастбищ и сенокосов примерно  $70 \text{ Ки/км}^2$  на  $1 \text{ мР/ч}$ , а для пахотных почв  $135 \text{ Ки/км}^2$  на  $1 \text{ мР/час/3}$ . Следовательно, формулу (2) можно представить в следующем виде:

$$\text{для пахотных почв } D = \frac{H}{135} + 0,015;$$

$$\text{для почв на целине } D = \frac{H}{70} + 0,015,$$

где 0,015 – среднее значение естественного гамма-фона, мР/ч

На основе изложенного проверка однородности загрязнения обследуемого поля сводится к следующему.

Ориентируясь по плану организации территории, необходимо, пространственно привязываясь к местности, индикационно промерять с помощью СРП-68-01 или СРП-88 территорию каждого конкретного поля, двигаясь по маршрутам (галсам) с шагом

200 м (маршрут может быть пешеходным или автомобильным). Эти маршруты должны быть нанесены на план. Начальные и конечные маршруты располагаются не ближе 50 м от грани поля. При незначительном изменении показаний прибора (не более 30%) значения гамма-фона наносятся на план в конкретной точке через 200 м, если же показания при непрерывном слежении отличаются от первоначальных более чем на 30%, то эти точки наносятся независимо от расстояния, пройденного по маршруту. В этих местах необходимо провести дополнительные примеры в радиусе примерно 20–30 м с целью оценки размеров аномального пятна, которое, в свою очередь, должно быть нанесено на план. На территории, где значения гамма-фона отличаются от среднего более чем на 30% в большую или меньшую сторону, должны быть выделены отдельные участки, которые также подвергаются проверке на однородность загрязнения.

Анализ возможных расчетных случаев определения минимально необходимого числа проб показывает, что при распределении плотности загрязнения участка по логнормальному закону, только при постоянном для всего диапазона уровней загрязнения среднем квадратическом отклонении  $S_0$ , логарифм плотности загрязнения и относительная ошибка непосредственно связаны с абсолютной ошибкой. Необходимое число проб тогда не зависит от определяемого (заранее не известного) среднего логарифма плотности загрязнения. Однако в нашем случае это условие практически никогда не выполняется, и число проб зависит от оцениваемой величины как непосредственно через  $W$ , так, и через задаваемые ошибки. Поэтому практически оценить необходимое число проб можно лишь условно, задав некоторое априорное значение среднего логарифма плотности загрязнения.

В настоящее время территория, подвергаясь радиоактивному загрязнению цезием вследствие аварии на ЧАЭС, по плотности загрязнения условно разбита на зоны

$$< 1; 1-5; 5-15; 15-40; > 40 \text{ Ки/км}^2$$

или в логарифмах

$$< 0; 0-1; 1,6-2,7; 2,7-3,7; > 3,7.$$

В качестве такого априорного значения среднего логарифма плотности загрязнения целесообразно принимать для каждой

зоны некоторые средние величины из приведенных интервалов:

Зона	1-5	5-15	15-40	> 40
X	1,1	2,15	3,2	3,9
W	0,5	0,15	0,08	0,06

Количество необходимых проб зависит от априорной информации о параметрах распределения, в нашем случае от  $W$ . Чтобы избежать громоздких расчетов, построены соответствующие номограммы, которые приведены на рис. 3. Они позволяют быстро определять минимально необходимое число проб для обследования равномерно загрязненного поля (пастбища), расположенного в той или иной зоне, в зависимости от абсолютной или относительной погрешности, заданной для средней плотности загрязнения. Если число проб получается дробным, то его необходимо округлить в большую сторону до целого числа.

Исходя из имеющихся экспериментальных данных и физических особенностей измеряемой величины установлена форма закона распределения вероятностей, наиболее близко описывающая результаты измерений на площадках, единая на всем диапазоне измеряемой величины. Это логнормальный закон распределения вероятности (для площадок с высокими плотностями загрязнения подходит и нормальный закон).

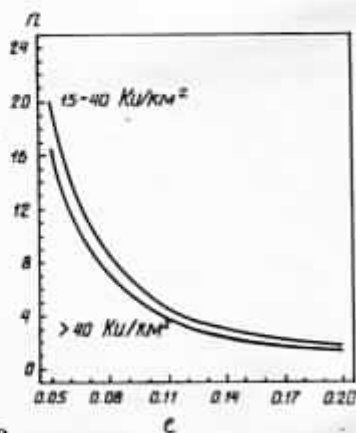
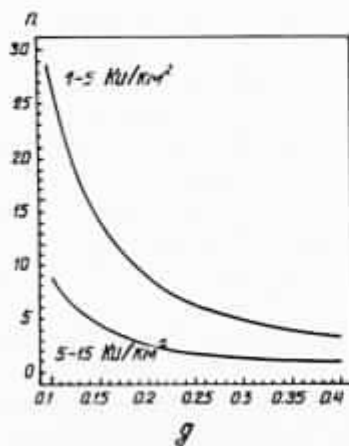
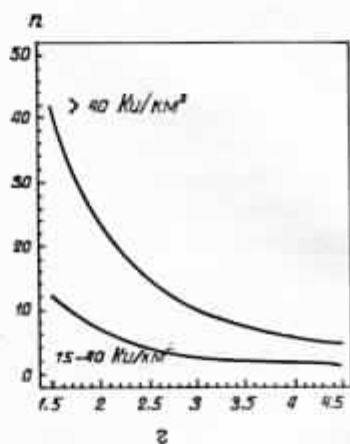
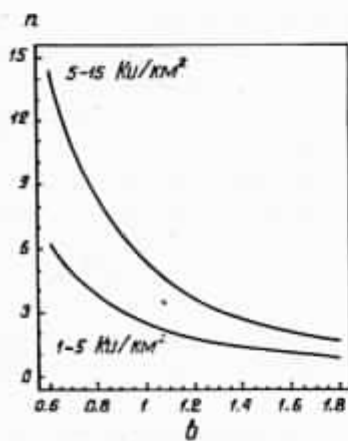
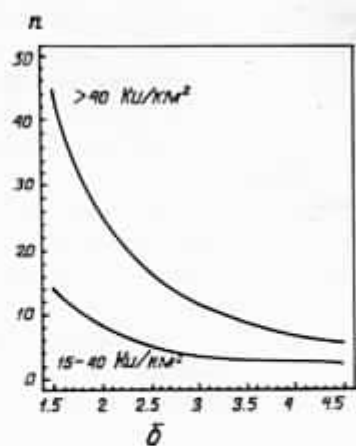
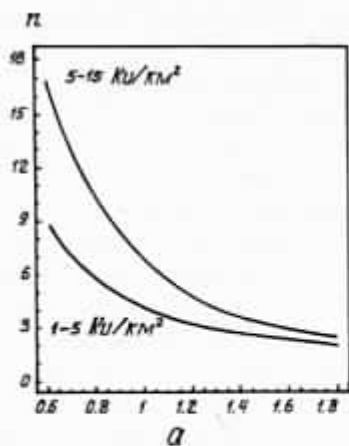
Определены параметры логнормального закона распределения (логарифм среднего, разброс логарифма среднего, коэффициент вариации).

Получены эмпирические зависимости коэффициента вариации логарифма плотности загрязнения от среднего логарифма плотности загрязнения.

Предложен способ определения минимального количества проб, необходимых для достоверной оценки неизвестной средней плотности загрязнения на некотором однородном участке с абсолютной или относительной погрешностью.

Построены номограммы, с помощью которых можно определить минимальное количество проб, необходимое для достоверной оценки плотности загрязнения поля (пастбища) с уровнем доверия 0,8.

С помощью предложенного инструмента можно осуществлять оценку качества полученных ранее материалов, особенно в тех случаях, когда обследование той или иной территории проводится несколькими организациями.



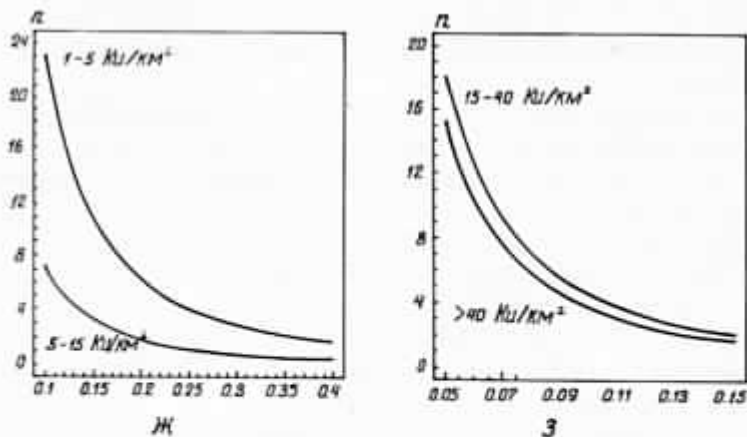


Рис. 3. Номограммы для определения минимально необходимого числа проб при заданной верхней (а, б) и нижней (в, г) абсолютной, верхней (д, е) и нижней (ж, з) относительной погрешности

## ЛИТЕРАТУРА

1. Махонько К. П., Силантьев А. Н., Шкуратов И. Г. Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС. - Л.: Гидрометеоиздат, 1985. - 131 с.

2. Методические рекомендации по проведению комплексного радиологического мониторинга территорий расположения АЭС. - Одесса, 1986.

3. Методические указания по проведению обследования сельскохозяйственных в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991-1992 гг. - К., 1991.

4. Махонько К. П. Метод расчета оптимального числа пунктов контроля за локальным и глобальным радиоактивным загрязнением окружающей среды // Атомная энергия. - 1983. - Т. 55, вып. 3. - С. 180.

5. Моисеев А. А., Иванов В. И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. - М.: Энергоатомиздат, 1990.

6. А й в а з я н С. А. и др. Прикладная статистика: Основы моделирования и первичная обработка данных. - М., 1983.

7. Ш т о р м Р. Теория вероятностей: Математическая статистика. - М.: Наука, 1976.

8. К р а м е р Г. Математические методы статистики. - М.: Мир, 1976.

## ИЗ ОПЫТА ОПТИМАЛЬНОЙ ОРГАНИЗАЦИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ, В УСЛОВИЯХ УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

С. М. Лундин, В. А. Кашпаров,  
Ю. А. Иванов, М. В. Ковтун,  
В. П. Ланшин, А. М. Кадыгроб,  
А. Д. Юрченко, П. В. Телеш,  
С. А. Микитянская, Г. И. Подгорный

В связи с тем, что в настоящее время значительные площади сельскохозяйственных угодий Украинского Полесья оказались в различных зонах радиоактивного загрязнения, актуальной стала проблема минимизации дозовых нагрузок на население, проживающее на этих территориях. При этом одним из основных дозообразующих факторов является сельскохозяйственная продукция, потребляемая населением, проживающим в этих регионах.

При решении проблемы уменьшения дозовых нагрузок на население целесообразно использовать два пути: а) уменьшение выносимых с единицы площади сельхозугодий РВ с продукцией (тем самым минимизируется коллективная доза); б) производство продукции, удовлетворяющей существующим нормативам, регламентирующим содержание радионуклидов в продуктах сельскохозяйственного производства (тем самым минимизируется индивидуальная доза).

На примере совхоза "Галузийский" (Маневичский район Волынской области) в конкретных природных, экономических и социальных условиях проанализированы существующая организация территории землепользования, масштабы и особенности радиоактивного загрязнения земельных угодий и сельскохозяйственной продукции, особенности перехода радионуклидов из

почвы в растения. Выбор совхоза "Галузийский" в качестве модельного связан с тем, что он по своим природным условиям и плотности загрязнения территории является характерным для хозяйств, расположенных в наиболее загрязненной части Волинской области, охватывающей Каминь-Каширский, Любешовский и Маневичский районы, а также для значительной части Ровенской области. Одной из особенностей этого региона является превышение ВДУ содержания радиоцезия в молоке коров личных подсобных хозяйств на фоне относительно незначительного загрязнения почв. Это связано с тем, что ряд почв Украинского Полесья (дерново-подзолистые песчаные, слабогумусированные пески и др.) характеризуются очень низким содержанием трехслойных глинистых минералов (монтмориллонит и др.), что вызывает очень слабое протекание процессов необменного поглощения цезия-137. В связи с этим цезий-137 характеризуется в указанных, а также в органогенных (торфяно-болотных и аналогичных им) почвах резко повышенными значениями миграционной способности и биологической доступности.

Совхоз "Галузийский" расположен в Западном Полесье в Маневичском агропочвенном районе. Среднегодовая температура воздуха  $7^{\circ}\text{C}$ , количество осадков - 620 мм. Почвы хозяйства представлены в основном бедными дерново-подзолистыми (32,1%) и дерновыми (39,6%), песчаными и связно-песчаными почвами, а также торфяно-болотными почвами и низинными торфяниками.

В совхозе на 1 га посевной площади вносится 25 т органических и 293 кг минеральных удобрений (Волинская область - 15,8 и 238 кг соответственно).

За время, прошедшее после аварии на Чернобыльской АЭС, внесено по 3 т/га известковых материалов. Минеральные удобрения используются неэффективно: коэффициент энергетической активности не превышает 1,0. Земли совхоза "Галузийский" расположены на территории двух сельских советов - Галузийского и Серховского. Общая площадь земель в пределах этих сельсоветов составляет 13784,9 га. Залесенность территории - 62,7% (табл. 1).

Только 1/4 трудоспособного населения, которое проживает в селах Галузия, Серхов и на 15 хуторах, занята в сельскохозяйственном производстве. Основная часть трудоспособного населения работает в лесном хозяйстве и на торфопредприятии.



Т а б л и ц а 1. Состав земельных угодий совхоза "Галузийский"

Сельсовет	Всего земель, га	В том числе, га					
		с/х угодья	Из них			лесные площади	болота
			пашня	сенокосы	пастби- ща		
Серховский	5510,3	525,8	318,1	123,2	85,5	2915,3	1746,9
Галузийский	8274,6	926,1	479,8	269,2	163,8	5718,9	421,6
Всего	13784,9	1451,9	797,9	392,4	249,3	8634,2	2168,5

В хозяйстве проведен цикл экспериментальных работ как по оценке степени загрязнения сельхозугодий цезием-137, так и по определению удельной активности изотопов радиоцезия в сельхозпродукции. В соответствии с действующими методическими рекомендациями были обследованы все сельхозугодья с учетом их почвенного покрова. При этом большее внимание было уделено обследованию урочищ, поскольку с точки зрения перехода РВ наиболее неблагоприятными являются естественные угодья, на которых не проведено коренное улучшение. Следует отметить хорошую сходимость результатов, полученных Волинской ПИСХ, с результатами проведенных обследований.

В табл. 2 приведены результаты полевых обследований в совхозе "Галузийский" и коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в растительность, приведены также данные по загрязнению зеленой массы культур, которые произрастали на обследуемых полях в момент исследования. В большинстве случаев это зерновые колосовые, кукуруза и картофель. На пастбищах и урочищах отобраны пробы преобладающей растительности.

Полученные результаты показывают, что плотность загрязнения почвы изотопом цезия-137 в хозяйстве не превышает  $2 \text{ Ки/км}^2$  на кормовых угодьях, возделываемых полях и урочищах. Однако по данным исследований, проведенных УНИИСХР в 1991 г., в лесах хозяйства имеются пятна с плотностью загрязнения, превышающей  $2,5 \text{ Ки/км}^2$ . Результаты обследований лесных массивов хозяйства согласуются с данными по обследованию прилегающих к ним сельхозугодий. Отдельные локальные пятна не могут существенно повлиять на радиоэкологическую обстановку в хозяйстве и качество сельхозпродукции, но в связи с тем, что практически все леса и некультуренные выпасы и сенокосы располагаются на торфяных почвах и их разновидностях, где коэффициенты перехода радионуклидов в луговую растительность очень высоки, возникает необходимость точно оконтурить эти участки, являющиеся основной кормовой базой для КРС личных подсобных хозяйств.

Основным источником обеспечения кормами поголовья КРС совхоза являются сельскохозяйственные угодья, продукция которых, с точки зрения радионуклидного загрязнения, проблем не вызывает.

На основе анализа имеющихся данных определена радиологическая обстановка на территории хозяйства. При этом установлено, что плотность загрязнения почвы радиоцезием

Т а б л и ц а 2. Результаты полевых исследований радиационной обстановки на сельхозугодья совхоза "Талузнийский" (июнь 1992 г.)

№ пп.	№ поля	Плотность загрязнения почвы Cs-137, Кн/км <sup>2</sup>	Концентрация Cs-137 в зерновой массе г/кг	Коэффициент переноса радионуклидов из почвы в растения г/кг	Культуры (зеленая масса)	Агропроизводственные группы почв	Механический состав	Название урочищ
34	1	0,80	0,61	7,6	Рожь	Дерновые глеевые	Песчаные	Чоботы
	2	0,42	-	-	-	То же	-	-
	3	0,48	0,14	2,9	Овес	Дерновые глеевые	Песчаные	Качив
	4	0,72	0,16	2,3	Вика+ овес	То же	-	-
	5	0,45	-	-	Пашня	Дерново-слабоподзолистые	-	Оптова
	6	0,71	0,10	1,4	Вика+ овес	Дерново-подзолистые глеевые	-	Старая Гута
	7	0,46	0,17	-	То же	То же	-	-

8	1	0,62	0,03	3,7	Рожь	Дерновые глубокие глеевые	Связно- песчаные	Ворожа
9	1	1,07	0,05	0,5	-"-	Дерново- подзолисто- глеевые	Песчаные	К. Дубья
10	1	0,97	0,08	0,8	-"-	Дерновые глеевые	-"-	Ячыня
11	6	0,55	0,10	1,8	Овес	Дерново- слабопод- золистые	-"-	За лагерем
12	6	1,60	-	-"-	-"-	То же	-"-	-"-
13	6	0,72	0,09	1,2	-"-	Дерново- подзолистые слабоглее- вые	Связно- песчаные	Конинск
14	6	0,48	0,08	1,7	Рожь	Дерново- слабоподзо- листые гле- евые	Песчаные	Замост
15	6	0,26	0,06	2,3	-"-	То же	-"-	Горышца
16	6	0,51	0,43	8,4	-"-	-"-	Связно- песчаные	Луг

№ пп.	№ поля	Плотность загрязнения поч- вы $C_s-137$ , Кв/км <sup>2</sup>	Концентрация $C_s-137$ в зе- леной массе л x 10 <sup>-8</sup> , Кв/кг	Коэффициент пе- рехода радионук- лидов из почвы в растения л x 10 <sup>-9</sup> , Кв/кг	Культуры (зеленая мас- са)	Агропроизвод- ственные группы почв	Механический состав	Название уручий
17	1	0,58	0,80	13,8	Рожь	Дерново- слабоподзо- листые глеевые	Песчаные	Дуброва
18	1	0,50	0,22	4,4	-	То же	-	-
19	3	0,52	0,19	3,7	-	-	-	-
20	3	0,42	0,32	7,6	Рожь	-	Связно- песчаные	-
21	3	0,43	0,25	5,8	-	-	То же	-
22	1	0,83	0,06	0,7	Овес	-	-	Пилорама
23	1	0,63	0,04	0,6	Рожь	-	Песча- ные	Кладбище
24	4	0,44	0,04	0,9	-	-	Связно- песчаные	-

25	-	1,44	0,02	0,14	-"-	Торфяники низинные мелкие	-"-	Жовнав
26	-	0,61	0,03	0,5	Куку- руза	Дерново- слабопод- золистые глеевые	Связно- песчаные	-"-
27	-	0,47	0,04	0,9	Вика+ овес	Иловато- болотные	-"-	Грика
28	-	0,67	0,01	0,15	Куку- руза	Дерново- слабопод- золистые глеевые	Связно- песчаные	-"-
29	4	0,19	-	-	-"-	То же	То же	-"-
30	-	0,22	1,11	50,5	Много- летние травы	Торфяники низинные мелкие	-"-	Жовнав
31	-	0,51	3,72	72,9	То же	Торфяно- болотные	-"-	Л. Горб
32	-	0,90	1,47	16,3	-"-	Торфяно- низинные глубокие	-"-	Застав

№ пп.	№ поля	Плотность за- грязнения поч- вы $C_2$ -137, Кг/км <sup>2</sup>	Концентрация $C_3$ -137 в эе- ленной массе $L \times 10^{-8}$ , Кг/кг	Коэффициент пе- рехода радионук- лидов из почвы в растения $L \times 10^{-9}$ , Кг/кг	Культуры (зеленая мас- са)	Агропроизвод- ственные груп- пы почв	Механический состав	Название уручии
33	2	0,34	0,06	1,8	Много- летние травы	Дерново- подзолистые глеевые	Песчаные	Застав
34	-	0,72	1,06	14,7	- "	Торфя- но-бо- лотные	- "	Височ
35	2	0,44	0,02	0,5	- "	Дерново- подзолис- тые глее- вые	Песчаные	- "
36	3	0,56	0,04	0,7	Овес	Дерновые глеевые	То же	- "
37	3	0,46	-	-	- "	То же	- "	Садок
38	-	0,33	1,01	30,6	Много- летние травы	Торфяно- болотные	- "	Пидставье

39	2	0,54	0,03	0,6	Рожь	Дерново-слабоподзолистые глеевые	Песчаные	-"-
39	2	0,54	0,03	0,6	Рожь	Дерново-слабоподзолистые глеевые	-"-	-"-
40	1	0,44	0,04	0,9	-"-	То же	-"-	-"-
41	-	3,02	0,06	0,2	Многолетние травы	Дерново-подзолистые глеевые	-"-	Запрусовка
42	-	1,40	5,57	39,8	То же	Торфяники низинные глубокие	-"-	Обливи лес
43	-	0,32	4,00	129,0	-"-	То же	-"-	Бурдусовка
44	-	0,31	1,29	41,6	-"-	-"-	-"-	Пидзасидка
45	-	0,29	3,93	135,0	-"-	-"-	-"-	Локоття
46	1	0,48	0,05	1,0	Рожь	Дерново-слабоподзолистые глеевые	-"-	-"-



№ пп.	№ поля	Плотность загрязнения почвы $Cs$ -137, Кв/км <sup>2</sup>	Концентрация $Cs$ -137 в земной массе л x10 <sup>-8</sup> , Кв/кг	Коэффициент перехода радионуклидов из почвы в растения л x10 <sup>-9</sup> , Кв/кг	Кв/км <sup>2</sup>	Культуры (зеленая масса)	Агропроизводственные группы почв	Механический состав	Название урочищ
47	3	0,54	0,04	0,7		Овес	То же	Песчаные	Локоття
48	4	0,34	0,03	0,9		-	-	-	Нывка
49	4	0,45	0,03	0,7		Рожь	-	-	-
50	4	0,48	0,04	0,8		-	-	-	-
51	3	0,54	0,03	0,6		Пшеница	-	-	-
52	-	0,46	3,35	72,8		Многолетние травы	Торфяно-болотные	-	-
53	-	0,28	1,67	59,4		То же	Торфяно-низинные средне-глубокие	-	Бучла

6-2192a	54	-	0,91	1,77	19,5	Много- летние травы	Торфяно- низинные средне- глубокие	-"-	-"-
	55	-	0,35	3,28	93,7	То же	То же	-"-	-"-
	56	-	0,30	0,02	0,7	Кукуруза	Дерново- подзоли- стые глее- вые	Песчаные	-"-
	57	-	0,44	0,37	8,4	Много- летние травы	То же	-"-	-"-
41	58	5	0,11	0,03	0,8	Рожь	Дерново- слабопод- золистые глеевые	-"-	Запрусков- ка
	59	5	0,83	0,02	0,2	-"-	То же	-"-	-"-
	60	5	0,92	0,05	0,5	-"-	-"-	-"-	Смолява
	61	6	1,07	0,01	0,1	Кукуруза	-"-	-"-	Сорока
	62	6	1,70	0,06	0,4	-"-	-"-	-"-	-"-
	63	6	1,14	0,01	0,1	Рожь	-"-	-"-	-"-
	64	6	0,68	0,04	0,6	-"-	-"-	-"-	-"-

№ пп.	№ поля	Плотность загрязнения поч- вы $C_3$ -137, Кг/км <sup>2</sup>	Концентрация $C_5$ -137 в зе- леной массе $\mu \times 10^{-8}$ , Кг/кг	Коэффициент пе- рехода радионук- лидов из почвы в растения $\mu \times 10^{-9}$ , Кг/кг	Культуры (зеленая мас- са)	Агропроизвод- ственные груп- пы почв	Механический состав	Название уручии
65	-	0,36	5,22	145,0	Много- летние травы	Торфяники низинные глубокие	Песчаные	Полис- ковка
42 66	-	1,01	1,25	12,4	То же	Дерново- подзолис- тые	Песчаные	Ставы

составляет от 0,3 до 2,5 Ки/км<sup>2</sup> (в среднем 0,5-0,7 Ки/км<sup>2</sup>); показатели загрязнения растительности на культурных пастбищах, полях колеблются в зависимости от культуры от 0,01 до 0,8Е<sup>-8</sup> Ки/кг зеленой массы; показатели загрязнения растительности в урочищах и на некультурных пастбищах колеблются от 1,11 до 5,57Е<sup>-8</sup> Ки/кг зеленой массы (в сене от 4,0 до 37Е<sup>-8</sup> Ки/кг); уровень загрязнения радиоцезием молока составляет 0,3-2,4Е<sup>-8</sup> Ки/л, для остальных продуктов питания меньше ВДУ.

Исследования степени загрязнения мяса КРС нами не проводились в связи с тем, что по данным обветлаборатории, случаев превышения ВДУ по мясу не отмечено.

Для прогнозирования накопления биологически значимых нуклидов в урожае произведена с использованием пакета прикладных программ оценка концентрации радиоцезия во всех культурах, произрастающих в обследуемом хозяйстве, определены масштабы фактического выноса радионуклидов с единицы площади и общий вынос радионуклидов с пашни, сенокосов и пастбищ, а также был проведен расчет уровня содержания радионуклидов в сельхозпродукции (табл. 3) с учетом возможности и целесообразности проведения тех или иных контрмер, позволяющих снизить общий их вынос и исключить возможность получения продукции, загрязненной выше контрольных уровней [17].

Как видно из табл. 3, в совхозе "Галузийский" ежегодно с урожаем выносятся 0,0289 Ки радиоцезия. При этом удельный вынос радионуклидов с урожаем в расчете на один гектар составляет  $л \times 10^{-6}$  Ки): на пашне - 0,8, на сенокосах - 21,5, на пастбищах - 44,5.

Главной целью работ по оптимизации использования земельных угодий, которые подверглись радиоактивному загрязнению, является, с одной стороны, минимизация дозы облучения населения, а с другой, - предупреждение миграции радионуклидов в ландшафтах.

Это должно обеспечиваться в процессе текущей сельскохозяйственной деятельности в обычном технологическом режиме, при условии рационального использования земельных угодий, организованных необходимым образом в порядке землеустройства. Основным содержанием землеустройства сельскохозяйственных предприятий в специфических условиях радиоактивного загрязнения является:

Т а б л и ц а 3. Оценка загрязнения цезием-137 сельскохозяйственной продукции, производимой на пашне и кормовых угодьях в совхозе "Галузийский"

Угодья	Площадь, га		Степень загрязнения продукции ( $\mu \times 10^{-6}$ ), Ки						Контрмеры <sup>x/</sup>
	фактическая	расчетная	фактическая		расчетная				
			всего	в расчете на 1 га	без проведения контрмер		при проведении контрмер		
					всего	в расчете на 1 га	всего	в расчете на 1 га	
Общественное производство									
44 Пашня (всего)	752,4	652,6	616,0	0,82	549,0	0,84	549,0	0,84	-
Из них:									
отделение № 1	439,8	376,5	458,0	1,04	364,0	0,97	364,0	0,97	-
отделение № 2	312,6	276,1	158,0	0,51	185,0	0,67	185,0	0,67	-
Сенокосы (всего)	328,0	284,1	7062,0	21,53	6358,0	22,38	1714,0	6,03	-
Из них:									
отделение № 1	210,3	284,1	4706,0	22,38	6358,0	22,38	1714,0	6,03	1

отделение № 2	117,7	-	2356,0	20,01	-	-	-	-	-
Пастбища- всего	477,2	129,4	21216,0	44,46	5979,0	46,21	538,0	4,16	-
Из них:									
отделение № 1	320,7	40,9	13739,0	42,84	1751,0	42,81	159,0	3,89	2
отделение № 2	156,5	88,5	7477,0	47,78	4228,0	47,77	379,0	4,28	2
Всего	1557,6	1066,1	28894,0	18,55	12886,0	12,09	2801,0	2,63	-
Из них:									
отделение № 1	970,8	701,5	18903,0	19,47	8473,0	12,07	2237,0	3,19	-
отделение № 2	586,8	364,6	9991,0	17,03	4413,0	12,10	564,0	1,55	-
Личные подсобные хозяйства									
Пашня-все- го	-	391,0	-	-	485,0	1,24	485,0	1,24	-
Из них:									
отделение № 1	-	243,5	-	-	358,0	1,47	358,0	1,47	-
отделение № 2	-	147,5	-	-	127,0	0,86	127,0	0,86	-

Угодья	Площадь, га		Степень загрязнения продукции ( $\mu \times 10^{-6}$ ), Ки						Контр-меры <sup>х/</sup>
	факти- ческая	расчет- ная	фактическая		расчетная				
			всего	в расче- те на 1 га	без проведе- ния контрмер		при проведении контрмер		
					всего	в рас- чете на 1 га	всего	в расче- те на 1 га	
Сенокосы - всего	-	522,6	-	-	35730,0	68,37	2564,0	4,91	-
Из них:									
отделение № 1	-	54,8	-	-	2730,0	49,82	166,0	3,02	3
отделение № 2	-	467,8	-	-	33000,0	70,54	2398,0	5,13	-
Пастбища - всего	-	145,0	-	-	2359,0	16,27	590,0	4,07	-
Из них:									
отделение № 1	-	77,0	-	-	1196,0	15,53	299,0	3,89	4
отделение № 2	-	68,0	-	-	1163,0	17,10	291,0	4,28	4
Всего	-	1058,6	-	-	38574,0	36,43	3639,0	3,44	-

Из них:									
отделение									
№ 1	-	375,3	-	-	4284,0	11,41	823,0	2,19	-
отделение									
№ 2	-	683,3	-	-	34290,0	50,16	2816,0	4,12	-
Всего	1557,6	2124,7	28894,0	18,55	51460,0	33,04	6440,0	3,03	-
Из них*									
отделение									
№ 1	970,8	1076,8	18903,0	19,47	12757,0	13,14	3060,0	2,84	-
отделение									
№ 2	586,8	1047,9	9991,0	17,03	38703,0	65,96	3380,0	3,23	-

х/ 1 - организация двух сенокосно-пастбищных севооборотов; 2 - комплекс мер: осушение, коренное улучшение; 3 - коренное улучшение осушенных (в текущем году) земель: 117,8 га - землевание; 37 га - снятие верхнего слоя грунта; 313 га - комплекс мер; 4 - поверхностное улучшение; (-) - не применялись.



реорганизация (при необходимости) землепользования и землевладений с учетом ландшафтных условий и плотности загрязнения территории;

перераспределение земель по целевому назначению, формирование территорий с особым режимом природопользования, обустройство культурных ландшафтов;

проведение сельскохозяйственной мелиорации;

организация производственных подразделений, производственных зон населенных пунктов, внесение изменений (при необходимости) в поселенческую структуру, систему транспортных связей, инженерную инфраструктуру;

организация сельскохозяйственных угодий;

формирование зон получения "чистых" продуктов питания.

Выделение территорий для сенокосения, выпаса скота, в том числе для личных подсобных хозяйств с тем, чтобы обеспечить получение кормов без превышения контрольных уровней;

внесение изменений в видовой и сортовой состав культурной растительности и травосмесей природных кормовых угодий. Определение оптимальной структуры посевных площадей и рациональной системы севооборотов с учетом сбалансированного развития растениеводческих и животноводческих отраслей, при условии достижения высокой рентабельности и товарности производства. Обеспечение трудовыми ресурсами;

организация территории полевых и сенокосно-пастбищных севооборотов;

привязка кормовой базы к соответствующим видам и группам животных в зависимости от прогнозного уровня загрязнения кормов, технологий откорма и содержания скота. Обоснование целесообразности внесения изменений в размещение поголовья скота на животноводческих фермах;

обоснование объемов производства и прогнозирование уровней возможного загрязнения основной и побочной продукции растениеводства и животноводства, ее распределение и переработка;

обоснование системы природоохранных мероприятий, в том числе мероприятий по консервации и реабилитации загрязненных земель, обеспечение восстановления плодородия почв;

определение состава, объема, очередности работ, возможных подрядных организаций и предприятий;

расчет эколого-экономической эффективности мероприятий по оптимизации использования земельных угодий в сельскохо-

зяйственном производстве на радиоактивно загрязненных территориях,

В конкретных хозяйственных и ландшафтных условиях в зависимости от характера и степени загрязнения территории и сельскохозяйственной продукции, содержание и объемы работ будут в определенной мере изменяться.

На основании балансовых расчетов на территории Галузийского и Серховского сельсоветов предполагается:

расширить площадь кормовых угодий совхоза "Галузийский" и личных подсобных хозяйств населения за счет освоения 333 га болот, 47 га лесных площадей и 229 га земель торфопредприятия;

провести переселение 20 семей из 15 хуторов, где невозможно получение животноводческой продукции, загрязненной в пределах допустимых уровней;

провести основные мелиоративные работы – осушение на площади 262 га, коренное улучшение – на 212 и поверхностное улучшение – на 372 га;

провести землевание 118 га малопродуктивных земель, снятие верхнего, загрязненного слоя почвы на площади 37 га;

залужить 59,3 га пашни и одновременно трансформировать 36,1 га пастбищ в пашню;

на площади около 900 га предусмотреть известкование кислых почв.

Для содержания скота в личных подсобных хозяйствах населению возле сел Галузия и Серхов выделяются сельскохозяйственные угодья (табл. 5).

Предполагается внести изменения в структуру посевных площадей. На 68 га сократится площадь посева зерновых культур, в основном озимой ржи, а площадь под кормовыми культурами соответственно расширится для посева многолетних трав. При этом предполагается использовать только смеси злаковых многолетних трав. На площади 92 га предусмотрены повторные посевы.

На основе вариантных расчетов проведена дифференциация использования пахотных земель в системе севооборотов. Расчеты велись исходя из задачи минимизации коллективной дозы при условии достижения максимально возможной продуктивности почв с учетом адаптивного потенциала культивируемой растительности.

Т а б л и ц а 5. Площади сельскохозяйственных угодий, выделяемые из земель совхоза "Галузийский" для содержания скота личных подсобных хозяйств, га

Сельскохозяйственные угодья	Площадь угодий, всего	В том числе	
		с. Галузия	с. Серхов
Пашня	391,0	243,5	147,5
Сенокосы	522,6	54,8	467,8
Пастбища	145,0	77,0	68,0
Всего	1058,6	375,3	683,3

В совхозе предполагается освоить севообороты: полевой 5-польный зернопропашной на площади 261 га; полевой 3-польный на площади 105 га и полевой 5-польный на площади 257 га. Площадь в 10 га предполагается отвести под овощной участок, 20 га пашни предполагается использовать Серховским отделением совхоза как прифермский участок. Кроме этого, предполагается освоение двух сенокосопастбищных севооборотов общей площадью 284 га, в которых предусматривается 3-летний полевой период.

В результате проведения системы мероприятий удельный вынос радионуклидов с 1 га сельскохозяйственных угодий совхоза уменьшится с  $18,5E^{-6}$  до  $3,3E^{-6}$  Ки/га.

Таким образом, на примере совхоза "Галузийский" показана возможность уменьшения дозовых нагрузок на население посредством проведения работ по оптимизации использования земельных угодий, при реализации которых можно добиться уменьшения выноса РВ с единицы площади сельхозугодий и производства продукции, соответствующей существующим нормам.

На наш взгляд, этот подход является пока единственным средством уменьшения дозовых нагрузок на население территорий, где основным дозообразующим фактором является внутреннее облучение при пероральном поступлении радионуклидов в организм человека.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б. Пакет прикладных программ для прогнозирования накопления биологически значимых нуклидов в урожае // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. тр. - К., 1992. - Вып. 2. - С. 27-30.

### ОСОБЕННОСТИ ПРИЖИЗНЕННОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОЦЕЗИЯ В МЫШЕЧНОЙ ТКАНИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

А. М. Семенютин, А. А. Позняков,  
Л. М. Романов

Прижизненное определение содержания радионуклидов в мышечной ткани сельскохозяйственных животных занимает крайне важное место в системе радиационного контроля, поскольку позволяет корректировать технологический процесс откорма животных с целью производства чистых продуктов переработки. Поэтому возникла необходимость в обеспечении аппаратурой и методикой как крупных мясоперерабатывающих предприятий, так и отдельных ферм, забойных пунктов, ветеринарных лабораторий, радиологических постов. При этом контролю могут подвергаться крупный рогатый скот (КРС), свиньи, овцы и другие животные. Поскольку речь, как правило, идет о загрязненности мышечной ткани (мяса), основным контролируемым показателем — удельная активность цезия-137. В первые после аварии на ЧАЭС годы при достаточно высоких временно допустимых уровнях (ВДУ) эта задача относительно просто решалась с использованием гамма-радиометров типа СРП-68-01 и простейших методических приемов. После снижения ВДУ потребовалось принятие дополнительных мер для более точного учета влияния различных факторов, таких как: наличие в мышцах значительной активности калия-40; фон внешнего гамма-излучения, поглощение которого телом животного необходимо учитывать; изменяющаяся в широких пределах масса животных и др. Приведены результаты исследований, позволяющие учесть влияние всех названных факторов за счет использования новых подходов и некоторых методических особенностей контроля, на основании которых была разработана и внедрена в систему радиационного контроля новая методика.

## Статистический подход в оценке калибровочных параметров и решаемые проблемы

В отечественной и зарубежной практике общепринятым подходом при прижизненном контроле радионуклидов (РН) в мышцах животного является моделирование физических процессов, имеющих место при измерениях, путем постановки калибровочных экспериментов на фантомах [1, 2]. Фантомы, как правило, изготавливают по усредненным размерам животных каждого вида, без учета варьирования этих размеров. Приготовление набора фантомов – достаточно трудоемкая задача, а экстраполяция калибровочной зависимости на весь диапазон размеров животных данного вида, в первую очередь это относится к КРС, сопряжена с существенными ошибками. Поэтому представляется интересным статистический подход к оценке калибровочных параметров, основанный на построении прогностической модели прижизненных оценок содержания РН по реальным выборкам животных. Такая модель должна в полной мере учитывать влияние количества исследуемого вещества на процесс регистрации излучения содержащихся в теле животного РН, фонового излучения, экранируемого животным.

В существовавших ранее методических разработках, в частности для СРП-68-01 от 1988 года [3], применялся статистический подход, однако градуировочные данные получались отдельно по видам животных, с отдельной оценкой влияния на процесс регистрации основных факторов. На статистическом материале, полученном на выборках КРС, свиней и овец, построена прогностическая модель, инвариантная к виду, породе животного, к соотношению изотопов цезия-137 и цезия-134, представляющая процесс регистрации с доверительной оценкой параметров взаимосвязи показаний прибора и основных факторов.

Эффект регистрации детектором излучения зависит от геометрического фактора. Но при одинаковой средней плотности биотканей живых организмов и без учета различий физиологической конструкции данных видов животных можно рассматривать зависимость лишь по отношению к массе объекта, которую проще оценить безотносительно к ее геометрическому распределению. Из сказанного следует, что в рассмотрение модели целесообразно включить содержание РН и массу животного. Специфика условий измерений предполагаемых к ис-

пользованию приборов, а также объем экспериментальных выборок требуют абстрагирования от факторов, определяющих физиологический статус животного. Случай явной выраженности этих факторов, например истощенность, должен быть в методике контроля оговорен и исключен из рассмотрения [2].

Еще одной важной проблемой, которую необходимо решить, является регистрация экранированного телом животного фонового излучения. Этот фактор при данном подходе является скрытым, однако он строго коррелирован с массой, и поэтому фактор массы должен проявить его опосредованно в модели.

Исследованные приборы и экспериментальный статистический материал

Было исследовано два прибора: СРП-68-01 - гамма-дозиметр, работающий в режиме стрелочного интенсиметра с временем интегрирования 5 с, снабженный сцинтиблоком с кристаллом  $\text{NaI(Tl)}$   $d=30$  мм и  $h=25$  мм, РУТ-01 - опытная разработка специализированного радиометра для прижизненной оценки цезия с кристаллом размерами 63x63 мм и двумя каналами регистрации: от 50 до 1000 кэВ - цезиевый и выше 1000 кэВ - калиевый и с автоматическим учетом вклада калия-40 в канал цезия. Прибор имеет несколько режимов экспозиции: от 10 с до 1000 с. В эксперименте использовались временные экспозиции 10 и 30 с. Данный прибор отградуирован на фантомах цезия-137, калия-40 и фоновом - объемами  $V=13$  л в единицах удельной активности. Блоки детектирования приборов были снабжены коническими свинцовыми коллиматорами.

Статистический материал представлял собой информацию по трем выборкам животных: 4 головы КРС, 9 голов свиней и 7 голов овец. Отсчеты в показаниях приборов снимались в области бедра и лопатки животного по десять раз с последующим усреднением результата. Внешний фон на экспериментальной площадке в показаниях СРП-68-01 с коллиматором составлял в среднем 9 мкР/ч. Помимо этого делалась экспертная (субъективная) оценка массы животного специалистом-животноводом, все животные были квалифицированы как здоровые, средней упитанности. Погрешность оценки массы была принята не выше 20%, масса овец оценена в 35-45 кг, масса свиней изменялась от 50 до 100 кг, масса бычков - 350 кг и одной коровы - 450 кг.

После измерений производился забой животных и спектрометрическое определение содержания цезия-137, цезия-134 и калия-40 с погрешностью оценки цезия-137 не более 7%, причем мышечная ткань была взята из нескольких основных мышечных участков туши животного, контролировались также внутренние органы, кровь и содержимое кишечника. На основании процентных соотношений этих субстанций к общей массе тела, получалась средневзвешенная оценка содержания цезия-137, цезия-134 и калия-40 в теле животного. По выборке овец вариация цезия-137, цезия-134 и калия-40 была соответственно: 120-440 Бк/кг, 15-40 Бк/кг, нет результата; по выборке свиней соответственно: 100-3260 Бк/кг, 8-10, 50-90 Бк/кг, по выборке КРС соответственно: 205-1780 Бк/кг, 8-15, 50-80 Бк/кг. Как видно из этих данных, некоторые животные из выборок свиней и КРС были предварительно "загрязнены" цезием-137, выборка овец представляла собой животных с "чернобыльским" соотношением изотопов цезия. Представительность выборок каждого вида животных, особенно относительно варьирования решающего фактора - массы, нельзя было считать достаточной, но в целом по объединенной выборке варьирование основных факторов было представительным.

#### Ход и результаты вычислительного эксперимента

Ход вычислительного эксперимента был направлен на построение оптимальной модели по полученным в эксперименте статистическим данным относительно основных статистических критериев. Главным критерием была погрешность оценок параметров модели по статистике с распределением Стьюдента на 95%-ном доверительном интервале. Лишь при достаточной точности этих оценок можно было бы решать обратную задачу моделирования, в чем и состояла суть калибровочного эксперимента.

Наиболее привлекательным могло быть построение прогностической модели, максимально отражающей физическую суть процессов, однако очевидно, что такая модель должна быть нелинейной и, вероятно, с большим числом параметров, чем линейная. Ход вычислительного эксперимента подтвердил невозможность на статистическом материале данного объема строить "физическую" модель: оценки параметров и другие ста-

статистические критерии оказались низкими. Наиболее оптимальной оказалась полиномиальная модель. Путем проведения корреляционного многомерного регрессионного анализа, из рассмотрения был исключен фактор содержания калия-40 в теле животного как малозначущий в реальных данных экспериментальных выборок и малочувствительный для используемых приборов при временных экспозициях 5, 10 и 30 с. А для радиометра СРП-68-01 количественно учесть вклад калия-40 при измерениях вообще невозможно. Это накладывает ограничение на чувствительность методики по цезию, что существенно при низких содержаниях РН, в случае реализации больших временных экспозиций.

Незначущим оказался и фактор содержания цезия-134, которое меньше содержания цезия-137 примерно в 20 раз. Однако при нормировке излучения РН к излучению цезия-137 в соотношении 2,5 на один распад ядра, статистические критерии несколько улучшались. Поскольку соотношения данных изотопов в объектах коррелированы во времени, то они были объединены в один общий фактор - содержание радиоцезия. Таким образом, была решена еще одна проблема, связанная с зависимостью эффективности регистрации от соотношения цезия-137 и цезия-134 - калибровочный параметр получен с учетом нормированного излучения цезия-134 и без исключения из модели этого фактора как малозначущего.

По объединенной выборке наиболее приемлемыми, с точки зрения погрешностей оценок параметров, аппроксимации модели и выборки  $1/SEE$ , коэффициента детерминации (квадрат множественного коэффициента корреляции), а также простоты оказались соответственно для приборов РУГ-01 и СРП-68-01 следующие модели (в скобках приведены абсолютные погрешности оценок параметров):

$$\begin{aligned} \Pi &= 1180 + 0,346 Q - 1,27m + 0,00373 Qm, \quad R^2 = 0,98 \\ & \quad (56) \quad (0,05) \quad (0,26) \quad (0,0003) \quad SEE = 120 \\ \Pi &= 0,53 e^{-0,001m} + 0,0118 Qm \quad R^2 = 0,99 \\ & \quad (0,35) \quad (0,00057) \quad SEE = 1,2 \end{aligned}$$

где  $\Pi$  - показания прибора в Бк/кг и мкР/ч;  $Q$  - удельная активность радиоцезия в Бк/кг и  $\mu \times 10^{-8}$  Ки/кг для приборов РУГ-01 и СРП-68-01 соответственно;  $m$  - масса живот-



ного в кг (в показателе экспоненты стоит 0,001-не параметр, а коэффициент перевода единиц массы).

Статистические оценки параметров модели для РУГ-01 не обладают достаточной точностью, что объясняется рядом недостатков прибора, и, прежде всего, автоматическим учетом калия-40 с помощью второго регистрационного канала. Кроме того, как уже отмечалось, прибор был откалиброван на фантомах  $V = 13$  л, что, по нашим представлениям, является некорректным. Для СРП-68-01 получена достаточная точность параметров, чтобы решать обратную задачу статистического моделирования, т.е. делать обратное преобразование:

$$Q = \frac{1 \times E^{-8}}{0,0118m} / \Pi - 8,53 e^{-0,001 m} /$$

Коэффициент 8,53 экстраполирует внешний фон  $P_{\phi} = 9$  мкР/ч, поэтому для методического варианта модели зависимость прогноза содержания радиоцезия от показаний прибора приобретает вид:

$$Q = V(\Pi - KP_{\phi}),$$

где коэффициенты  $V$  и  $K$  отражают зависимость от массы эффективности регистрации и степени экранирования телом животного внешнего фона соответственно.

Для прибора РУГ-01 также была решена обратная задача, критерием устойчивости обратного преобразования являлась проверка прижизненного содержания радиоцезия для двух коз. Поскольку проверка прошла удовлетворительно, о чем свидетельствуют данные табл. 1, модель была рекомендована для включения в методику:

$$Q = \frac{1}{0,346 + 0,00373m} / \Pi - 1180 + 1,27m /$$

Коэффициент 1180 экстраполирует внешний фон в показаниях прибора  $P_{\phi} = 1200$  Бк/кг, поэтому

$$Q = V(\Pi - KP_{\phi}),$$

Т а б л и ц а 1. Результаты прогнозирования моделями прижизненного содержания радиоцезия для приборов СРП-68-01 и РУГ-01 по выборке КРС от 18.09.92 г.

№ животного	m, кг	Удельная активность, Бк/кг					
		Спектрометрия				Модель СРП-68-01	Модель РУГ
		Cs -137	Cs-134	K-40	Cs	Cs	Cs
1	430	207	16	48	223	142	242
2	350	1480	9	78	1490	1263	1508

где коэффициенты В и К  $= \frac{P_{\phi} - 1,27m}{P_{\phi}}$  по сути корректируют, в зависимости от массы, калибровочные коэффициенты, заложенные в РУГ-01 и отражающие эффективность регистрации цезия, а также степень экранирования внешнего фона телом животного. Коэффициент В зависит от временной экспозиции. При временах измерения, отличных от 10 с, должна быть введена поправка  $V' = 10 \times V / T$ , где В - значение коэффициента по модели, Т - временная экспозиция в секундах.

Ошибка модели и выборки SEE, квадрат которой есть дисперсия неучтенной случайной остаточной компоненты, определяющая ту верхнюю грань точности, с которой в условиях данного эксперимента модель прогнозирует результат измерения, позволяет оценить минимально детектируемую активность (МДА) радиоцезия в теле животного исходя из условия

$$\frac{t/n-k-1/SEE}{1,4/P-KP_{\phi}} = 0,5,$$

где  $t/n-k-1/-$  - 95%-я квантиль распределения Стьюдента с числом степеней свободы  $/n-k-1/$ ;  $n = 20$  - объем выборки;  $k$  - число параметров в модели, поскольку измерение животного получается как усредненный результат по замерам бедра и лопатки, появляется 1,4.

Величина МДА может быть оценена по формуле

$$\text{МДА} = 2 t / n - k - 1 / \text{SEE } B.$$

Для СРП-68-01: при уровне фона  $P = 9$  мкР/ч, массе животного  $m = 500$  кг  $\text{МДА} = 0,54 \times 10^{-8}$  Ки/кг, а при массе  $m = 50$  кг  $\text{МДА} = 5,4 \times 10^{-8}$  Ки/кг.

Для РУГ-01: при уровне фона в показаниях прибора  $P = 1200$  Бк/кг при тех же массах МДА равняется 200 Бк/кг и 680 Бк/кг соответственно.

Следует отметить, что, поскольку модель носит прогностический характер, экстраполяция оценок МДА не правомерна при уровнях фона существенно превышающих отмеченный.

Проверка прогноза моделей на экспертных выборках

Модели для приборов были проверены после проведения калибровочного эксперимента на независимой выборке КРС 18.09.1992 г. В табл. 1 приведены результаты воспроизведения моделью данных спектрометрии по суммарному цезию. Результаты свидетельствуют о вполне удовлетворительных прогностических свойствах полученных моделей. Временная экспозиция для РУГ-01 была равной 30 с.

Модель для СРП-68-01 была проверена на статистическом материале выборки КРС, полученном в мае 1991 г. при разработке первоначальных вариантов методики, когда использовался лишь этот прибор. Из результатов, приведенных в табл. 2 видно, что, хотя калибровочный эксперимент проведен спустя более года, воспроизводимость моделью спектрометрического результата по суммарному цезию удовлетворительная, за исключением результата по третьему животному (здесь следует отметить, что прогноз проведен по усредненным показаниям прибора по пяти замерам). Это отчасти подтверждает независимость калибровочного коэффициента от соотношения изотопов цезия. Заниженный на 44% результат по третьему животному, возможно, связан с физиологическим состоянием животного.

Статистическое моделирование на экспериментальных выборках животных позволило выявить существенную зависимость показаний рассмотренных приборов от массы объекта в методике прижизненной оценки содержания радиоцезия в мясе сельскохозяйственных животных.

Показана возможность непрерывной аппроксимации зависимости показаний от факторов, определяющих процесс регистра-

Т а б л и ц а 2. Результаты прогнозирования моделью прижизненного содержания радиоцезия для прибора СРП-68-01 по выборке КРС от 29.05.1991 г.

№ живот-ного	m, кг	Удельная активность, Бк/кг				
		Спектрометрия				Модель СРП-68-01
		Cs-137	Cs-134	K-40	Cs	Cs
1	350	280	29	93	310	322
2	350	142	15	22	157	148
3	350	263	29	85	290	163
4	350	210	20	93	230	237

ции излучения безотносительно к виду животных из рассмотренного ряда: КРС – свиньи – овцы.

Погрешность определения параметров позволяет решать обратную задачу моделирования, что дает возможность получать устойчивый результат по оценке содержания радиоцезия в теле животного по показаниям прибора, субъективно оцениваемой массе животного и измеряемого на рабочей площадке фонового излучения. При этом для оценки фона, экранируемого телом животного, не требуется использовать свинцовую заглушку, насаживаемую на сцинтиблок, как это было предусмотрено в предыдущих методиках.

Удовлетворительные результаты испытаний моделей позволили рекомендовать их для методической адаптации в сфере сельхозпроизводства с использованием приборов СРП-68-01, СРП-88Н и РУГ-01.

Показана возможность использования в радиологическом и радиоэкологическом контроле для получения калибровочных параметров методов статистического моделирования на выборках реальных объектов и построения прогностических моделей, подобных рассмотренным.

#### Л И Т Е Р А Т У Р А

1 T.I. Sumerling. In - vivo estimates for the uptake of caesium-137 by cattle grazing contaminated pasture around the Esk and Irt estuaries Cum-

bria, U.K. // The Science of the Total Environment, 22 (1981), p. 39-50.

2. N.J. Dodd, M.I. Bussell and B.T. Wilkins. The measurement of radiocesium in sheep by an vivo technique // The Science of Total Environment, 85 (1989), p. 225-233.

3. Методика прижизненного определения радиоцезия в мышечной ткани сельскохозяйственных животных. - К., 1987.

## ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ УЧЕТА ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ РАДИОЦЕЗИЯ В ПОЧВЕ С ПОМОЩЬЮ ГАММА-РАДИОМЕТРОВ

А. М. Семенюгин, А. А. Позняков,  
В. Д. Поляков

В настоящее время многие радиологические лаборатории АПК и сельхозхимии Украины оснащены сцинтилляционными одноканальными гамма-радиометрами типа РУБ-01П6 и РКГ-05П, на которых можно проводить измерение удельной активности изотопов цезия в воде, почве, продуктах питания и продукции сельскохозяйственного производства по соответствующей методике. Согласно техническому описанию и инструкции по эксплуатации радиометра в диапазоне измерений от 20 Бк/кг до 100 Бк/кг относительная погрешность измерения составляет 50%, а при измерении активности более 100 Бк/кг - 25%.

Сравнение результатов измерения образцов почвы, полученных с помощью полупроводниковой гамма-спектрометрии на радиометре РУБ-01П6, указывают на повышенную вероятность выхода результата за диапазон ошибок, приведенный в паспорте, при измерении удельной активности цезия-137 в диапазоне от 370 до 20 Бк/кг, а расчеты показывают, что при средних по проведенному нами эксперименту концентрациях в образцах естественных радионуклидов (ЕРН) минимально детектируемая активность (МДА) радиоцезия РУБ-01П6 не может быть менее 70-100 Бк/кг. Установлено, что наличие в почве естественных радионуклидов радия, тория и продуктов их распада приводит к завышению результатов измерения по удельной активности изотопов цезия. Это объясняется вкладом излучения естественных радионуклидов - дочерних продуктов распада урана и

тория, а также калия-40, активность которых может отличаться для различных типов до 10 раз.

Сделана попытка проанализировать возможности учета этого фактора с целью модификации существующей методики.

Ход эксперимента и выработка подходов к решению задачи

При проведении анализа ситуаций рассматривались радионуклиды: калий-40, радий-226, торий-232 и продукты их распада. Предшественники радия-226 в семействе урана-238 не учитывались, так как они характеризуются в основном альфа-, бета излучением, а вопрос о состоянии радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 приводит к усложнению. Другие естественные радионуклиды, входящие в семейство урана-235, относительно редки и в расчет на принимались [1]

Для исключения погрешности измерения от присутствия в почвенных образцах продуктов распада радия и тория необходимо было найти их вклад в окно цезия-137. Одним из вариантов учета вклада излучения естественных радионуклидов при регистрации гамма-излучения изотопов цезия, было предложено вычитать этот вклад в виде умноженной суммы удельных активностей ЕРН на соответствующие коэффициенты, определенные в ходе калибровочного эксперимента на реальных образцах почвы. Статистический материал для этого получали методом полупроводниковой гамма-спектрометрии, либо путем анализа почв, не содержащих цезия, непосредственно на радиометре, также с экспериментально оцененными поправочными коэффициентами. Для этого на разных типах почв Иванковского, Чернобыльского и Вышгородского районов Киевской области были отобраны пробы почвы с пахотного горизонта и на глубине более 0,4 м (где предполагалось отсутствие изотопов цезия и других радионуклидов искусственного происхождения). Всего было отобрано около 100 проб, отличающихся между собой по гранулометрическому и минералогическому составу. Географические координаты пробоотбора определяли исходя из наиболее равномерного распределения точек на обследуемой территории. Отобранные образцы почвы подвергались гамма-спектрометрическому анализу на полупроводниковом гамма-спектрометре. Относительная статистическая погрешность спектрометрических измерений естественных радионуклидов не превышала 20% (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Удельная активность цезия-137 и естественных радионуклидов, характеризующих пахотный горизонт и профиль почвы на глубине более 0,4 м для равнинных и пойменных почв, Бк/кг

Радио- нуклиды	Пахотный слой				Подпахотный слой			
	равнинные		пойменные		равнинные		пойменные	
	$Q^x$	% <sup>xx</sup>	$Q^x$	% <sup>xx</sup>	$Q^x$	% <sup>xx</sup>	$Q^x$	% <sup>xx</sup>
Цезий-137	$\frac{40-4600}{1200}$	4	$\frac{70-2370}{1460}$	3	<2,0	-	<2,0	-
Калий-40	$\frac{60-560}{274}$	9	$\frac{40-255}{111}$	15	$\frac{33-420}{230}$	8	$\frac{32-263}{133}$	14
Радий	$\frac{3,6-26}{13}$	9	$\frac{2,6-11}{7,4}$	11	$\frac{3,7-19}{12}$	9	$\frac{4-16}{8,5}$	13
Торий	$\frac{2,6-41}{19}$	10	$\frac{3-20}{9,6}$	15	$\frac{3-28}{17}$	9	$\frac{4-27}{14}$	16

x/ В числителе даны минимальные и максимальные значения удельной активности почвы по цезию-137 и ЕРН, в знаменателе - средние значения, Бк/кг.

xx/ Относительная статистическая погрешность среднего значения величины на 95%-м уровне доверия.

Значения удельной активности естественных радионуклидов варьируют в пределах одного порядка величины, а средняя удельная активность соответствует дерново-подзолистым и подзолистым типам почв [2].

Сравнение значений отношения  $Th/Ra$  с литературными данными по другим регионам Восточной Европы [3] показывает, что почвенный покров Киевской области отличается пониженным отношением. Расчеты и сопоставление значений отношения удельной активности  $Ra, Th$  и  $K$  с мелкомасштабными почвенными картами указывают на отсутствие корреляции с типами почв, а пространственное распределение в почвах вышеуказанных районов приближается к логнормальному закону.

Для отработки методики определения изотопов цезия в почвенных образцах с учетом вклада естественных радионуклидов было опробовано несколько подходов.

**В а р и а н т 1.** В случае, когда дисперсия значений отношения  $Ra + Th / K$  на равнинных и пойменных почвах вносит относительную погрешность измерения не более 20%:

а) отбор почвенных образцов проводят согласно "Методике экспрессного определения...";

б) измерение проводят по основному и калиевому каналам радиометра;

в) учитывают содержание естественных радионуклидов в пробе по результату измерения в калиевом канале, оценивают их вклад в цезиевом канале и рассчитывают удельную активность изотопов цезия в почве.

**В а р и а н т 2.**

а) отбирают две пробы: почвенный образец с пахотного горизонта, фоновую – с глубины 0,4 м;

б) проводят измерение двух проб в основном канале;

в) рассчитывают удельную активность изотопов цезия, вычитая значение удельной активности фоновой пробы из значения удельной активности основного почвенного образца.

**В а р и а н т 3.**

а) отбирают почвенный образец;

б) проводят одно измерение в основном канале;

в) учитывают вклад естественных радионуклидов по оценкам средних содержаний ЕРН, проведенным в результате предварительного гамма-спектрометрического эксперимента.



Исследования показали, что использование варианта 3 требует большой выборки почвенных образцов для получения статистически достоверных результатов. При этом увеличивается значение минимально детектируемой активности, так как варьирование активностей радионуклидов калия, радия и тория по типам почв велико.

Для оценки возможности использования вариантов 1 и 2 потребовалось проведение статистического анализа экспериментальных данных. Наиболее приемлемыми с точки зрения информативности и наглядности являются регрессионный анализ данных и методы точечной оценки.

В табл. 2 приведены данные усредненных значений отношений суммы удельной активности радия и тория к удельной активности калия-40 почвенных образцов и фоновых проб на равнинах и поймах, оценка которых важна при отработке обоих вариантов.

Анализ данных табл. 2 указывает на то, что по оценке удельной активности калия-40 можно расчетным путем оценить суммарную удельную активность радия и тория с относительной статистической погрешностью прогноза не более 10-20%. Таким образом, результаты статистической обработки данных показывают, что дисперсия параметров распределения невелика, что, в конечном счете, при определении удельной активности изотопов цезия в почвенных образцах соответствует заданной точности радиометрических измерений, в первую очередь это относится к отработке методики по варианту 1.

В табл. 3 приведены данные по отношениям содержаний ЕРН в почвенном и подпочвенном горизонтах по двум группам почв, существенные для отработки второго варианта методики.

Как следует из табл. 3, отношения содержаний ЕРН по слоям имеют существенный разброс, ошибки параметров невелики благодаря достаточной представительности выборок статистических данных, но дисперсия, т.е. ошибка прогноза (измерения), больше по сравнению с величинами отношений из табл. 2, так как данные отношения представляют собой отношения сумм трех случайных величин - содержаний ЕРН. Как показывают расчеты, это вносит незначительную погрешность в оценку цезия в рассматриваемом диапазоне содержаний, ухудшая оценку МДА лишь на 15%, но учесть его необходимо, особенно при высоких содержаниях ЕРН и содержаниях цезия на уровне МДА, когда результат может отличаться от истинного в несколько раз.

Т а б л и ц а 2. Средневзвешенные значения отношений суммы удельной активности радия и тория к удельной активности калия-40 почвенных образцов и фоновых проб на равнинах и поймах

Место отбора проб	Параметр	Ошибка параметра	Ошибка измерения, Бк/кг	Средневзвешенная удельная активность суммы радия, тория, Бк/кг
Равнина:				
пахотный горизонт	0,12	0,002	0,8	32
подпахотный горизонт	0,13	0,007	1,9	29
Пойма:				
пахотный горизонт	0,11	0,017	0,58	17
подпахотный горизонт	0,12	0,022	1,0	23

Т а б л и ц а 3. Средневзвешенные оценки отношений содержания ЕРН в почвенном и подпочвенном горизонтах на равнинах и поймах

Наименование	Параметр	Ошибка параметра	Ошибка измерения, Бк/кг	Средневзвешенная удельная активность ЕРН, Бк/кг
Равнина	1,1	0,07	85	306
Пойма	0,9	0,07	30	128

Для оценки средневзвешенной эффективности регистрации изотопов цезия, радионуклидов радия, тория и калия-40 в основ-

ном и калиевом каналах радиометра РУБ-01П6 использовали: эталон цезия-137, реальную пробу хорошо гомогенизированной почвы со спектрометрическими оценками содержания цезия-137 и цезия-134 и с содержанием других РН в незначительном количестве; выборку проб с наибольшей удельной активностью естественных радионуклидов и эталон калия-40 на основе соли  $KCl$ . Значения средневзвешенной эффективности приведены в табл. 4.

Т а б л и ц а 4. Усредненные значения средневзвешенной эффективности, имп/Бк х кг

Радионуклиды	Основной канал	Калиевый канал
Изотопы цезия	$0,030 \pm 0,002$	-
Калий-40	$0,0024 \pm 0,0001$	$0,0022 \pm 0,0001$
Радий+торий	$0,045 \pm 0,004$	$0,0032 \pm 0,0015$
Калий+радий+ +торий	$0,00695 \pm 0,0005$	$0,00234 \pm 0,0001$

Если в почвенном образце соотношение удельной активности изотопов цезия и удельной активности суммы радионуклидов калия, радия, тория равно 1:4, то их вклад в основной канал радиометра будет одинаков.

#### Анализ результатов и пути методической реализации выбранных вариантов

Статистический анализ данных, полученных в результате проверки обоих вариантов учета вкладов естественных радионуклидов в процессе радиометрических измерений удельной активности изотопов цезия в почвенных образцах, показал, что в качестве основного следует использовать вариант 2. По варианту 1 измерения оправданны, если содержание ЕРН в образце превышает МДА по калиевому каналу: для равнины равную 200 Бк/кг, для поймы равную 300 Бк/кг. Оценка МДА ЕРН в основном канале равна 75 Бк/кг, что обеспечивает преимущество варианта 2. Величина МДА цезия-137 по варианту 2 равна 40 Бк/кг, а по варианту 1 - 70 Бк/кг.

Расчет удельной активности изотопов цезия проводится по формуле:

$$Q/Cs_p/ = Q_B - 1,1 \times Q_H \quad (\text{равнина}); \quad (1)$$

$$Q/Cs_p/ = Q_B - 0,9 \times Q_H \quad (\text{пойма}), \quad (2)$$

где  $Q_B$  и  $Q_H$  - удельная суммарная активность в основном канале, нормированная по цезиевому коэффициенту, для пахотного и подпахотного горизонтов соответственно, Бк/кг;

$$Q_B = \frac{A_B - A_{\Phi}}{m_B}; \quad Q_H = \frac{A_H - A_{\Phi}}{m_H};$$

где  $A_B$  и  $A_H$  - показания радиометра в основном канале для пахотного и подпахотного слоев соответственно, Бк;  $A_{\Phi}$  - показания радиометра при измерении фона в основном канале, Бк;  $m_B$  и  $m_H$  - масса измеряемых проб, кг; 1,1 и 0,9 - коэффициенты, отражающие неоднородность почвенного и подпочвенного пластов по содержанию естественных радионуклидов на равнине и пойме, статистически проявленную в ходе калибровочного эксперимента.

Вариант 1 можно использовать как частный случай, исходя из оговоренных оценок МДА цезия и ЕРН, а расчет удельной активности изотопов цезия в этом случае проводится по формуле:

$$Q/Cs/ = Q_{\text{осн}} - 3,0 \times Q_K, \quad (3)$$

где  $Q_{\text{осн}}$  и  $Q_K$  - удельная суммарная активность в основном и калиевом канале соответственно, нормированная по цезиевому коэффициенту, Бк/кг:

$$Q_{\text{осн}} = \frac{A_{\text{осн}} - A_{\Phi_{\text{осн}}}}{m}; \quad Q_K = \frac{A_K - A_{\Phi_K}}{m},$$

где  $A_{\text{осн}}$  и  $A_{\Phi_{\text{осн}}}$  - показания радиометра в основном канале при измерении почвенного образца и измерении фона соответственно, Бк;  $A_K$  и  $A_{\Phi_K}$  - показания радиометра в ка-

ливом канале при измерении почвенного образца и измерении фона соответственно, Бк;  $m$  – масса измеряемых проб, кг; 3,0 – коэффициент, полученный в ходе проведения калибровки и спектрометрического эксперимента, учитывает вклад естественных радионуклидов в основной канал, исходя из показаний прибора в калиевом канале.

При измерении следует: устанавливать нормировочный коэффициент по цезию  $K_n = 1/0,03 = 33$ , автоматическая компенсация фона отключена, режим измерений  $b = 6\%$ .

В табл. 5 приведены значения удельной активности изотопов цезия, рассчитанные с помощью исследуемых вариантов, для некоторых образцов выборки.

Т а б л и ц а 5. Удельная активность изотопов цезия, рассчитанная с помощью исследуемых вариантов, Бк/кг

№ пробы	Гамма-спектрометрия		Вариант 2	Вариант 1	Существующая методика
	Cs	EPH			
1	357	425	362	325	403
6	464	260	506	496	543
19	860	310	863	870	929
12	115	210	128	112	139
8	70	140	67	64	81
34	100	310	86	96	157

Анализ табл. 5 показывает удовлетворительную сходимость результатов измерения по двум вариантам в сравнении с данными полупроводниковой гамма-спектрометрии.

При гамма-спектрометрическом анализе, проводимом с помощью сцинтилляционных многоканальных гамма-спектрометров, обработка получаемых гамма-спектров проводится, как правило, с использованием матричного метода. В этом случае полученный в результате измерения почвенных образцов гамма-спектр разбивается на интервалы, каждый из которых охватывает область энергий гамма-излучения, характерную для рас-

смагриваемых радионуклидов. Решение системы уравнений прямой и обратной матрицы широко освещен в литературе, а автоматизировать процесс расчета удельной активности присутствующих в пробе радионуклидов для программистов несложно с использованием гамма-спектрометров на базе АИ-1024 с ЭВМ, АМА-02Ф1, АМА-03Ф.

Предложены два варианта расчета удельной активности изотопов цезия с учетом вклада естественных радионуклидов при измерении почвенных образцов. Использование варианта 1 и варианта 2 позволяет проводить измерение цезия в диапазоне 60-180 Бк/кг и 40-120 Бк/кг соответственно с погрешностью 50%, а при удельной активности изотопов цезия выше указанных значений погрешность измерения не превышает 25%. По результатам исследования можно разработать дополнение к действующей "Методике экспрессного радиометрического определения по гамма-излучению объемной и удельной активности радионуклидов цезия в воде, почве, продуктах питания, продукции животноводства и растениеводства".

## Л И Т Е Р А Т У Р А

1. Exposure to Radiation from the Natural Radioactivity in Building Materials. Report by a Group of Experts of the OECD Nuclear Energy Agency May 1979, p. 1-34.

2. А. А. М о и с е е в, В. И. И в а н о в. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. - М.: Энергоатомиздат, 1984.

3. Р. М. К о г а н, И. М. Н а з а р о в, Ш. Д. Ф р и д м а н. Основы гамма-спектрометрии природных сред. - М.: Энергоатомиздат, 1991.

## ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ КАЛИЙНЫХ УДОБРЕНИЙ КАК СРЕДСТВА СНИЖЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ УРОЖАЯ РАДИОЦЕЗИЕМ

П. Ф. Б о н д а р ь, А. И. Д у т о в

Проблема снижения уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции радиоактивными веществами, в частности радиоцезием, приобрела большое практическое значение в связи с ра-

диоактивным загрязнением значительной территории в результате аварии на ЧАЭС. Вопросы о влиянии калия почвы и калийных удобрений на поступление радиоцезия в растения освещаются во многих работах [1-6]. Установлено, что поступление радиоцезия в растения зависит от содержания обменного калия в почвах, а внесение в почву калийных удобрений способствует снижению накопления радионуклида в растениях.

Показано, что одни и те же дозы калийных удобрений оказывают различное влияние на поступление радиоцезия в растения данной культуры на разных почвах и в растения разных культур на одной почве [1, 2]. Проведен анализ экспериментальных данных с целью выяснения механизма влияния солей калия на поступление радиоцезия из почвы в растения [4]. Отмечается, что дополнительное внесение солей калия в почву не влияет на прочность закрепления радионуклида в почве, и, следовательно, на его биологическую доступность. Указывается на разбавление радиоцезия калием в почве и предполагается наличие антагонизма ионов радиоцезия и калия в процессе сорбции их корневой системой. Однако вопросы оценки эффективности доз калийных удобрений на разных почвах изучены недостаточно. В литературе влияние калийных удобрений на поступление радиоцезия в растения никак не увязывается с исходным содержанием обменного калия в почвах, хотя последний показатель различается в десятки раз и не может не влиять на эффективность дополнительного внесения калия в эти почвы.

Для теоретического рассмотрения вопроса обратимся к известной формуле, описывающей закономерности миграции радионуклида в любых условиях, в том числе при дополнительном внесении в почву разных доз калийных удобрений.

$${}^{137}\text{Cs}_{\text{раст}} = \text{НО} \cdot \text{K}_{\text{раст}} \frac{\text{Cs}_{\text{почвы}}}{\text{K}_{\text{почвы}}}, \quad (1)$$

где  ${}^{137}\text{Cs}_{\text{раст}}$  - концентрация радионуклида в растении; НО - наблюдаемое отношение;  $\text{K}_{\text{раст}}$  - концентрация калия в растении;  ${}^{137}\text{Cs}_{\text{почвы}}$  и  $\text{K}_{\text{почвы}}$  - содержание радиоцезия и обменного калия в почве.

Характер изменения параметров уравнения в зависимости от изменения природных факторов подробно описан в ряде работ [7, 8]. Здесь следует отметить, что при проведении расчетов

параметров уравнения в литературе используются количественные показатели содержания в почвах обменных (биологически доступных) форм носителя и валового содержания радионуклида. В связи с этим абсолютные значения НО для разных радионуклидов характеризуют и различия взаимодействия этих радионуклидов с почвами. Так, значительно более низкие значения НО для цезия (составляющие сотые и тысячные доли единицы), чем для стронция (близкие к единице), обусловлены как раз тем, что при расчете НО как для стронция, так и для цезия используются количественные показатели валового содержания радионуклидов в почве. В то же время, если большая доля радиостронция в почве находится в обменной форме и действительно может поступать в растения, то основная часть радиоцезия в почве находится в необменной форме и не может поступать в растение. Значения НО для радиоцезия, составляющие сотые и тысячные доли единицы, показывают, что радиоцезий в сотни и тысячи раз более сильно закрепляется в почве, чем радиостронций. Этим и обусловлены различия количественных характеристик накопления радионуклидов в растениях. Не исключено, что в какой-то степени низкие значения НО для цезия могут быть обусловлены антагонизмом ионов калия и радиоцезия, однако это не подтверждается опытами с водными культурами. При поступлении этих ионов из водного раствора антагонизма не наблюдается и значения НО для цезия в этом случае также близки к единице, а накопление радиоцезия растениями из водного раствора в 9 раз выше, чем радиостронция [1, 9].

Рассмотрим, как могут изменяться параметры правой части уравнения (1) при дополнительном внесении калия в почву и снижении накопления радиоцезия в растениях. Изменение значения НО возможно, если дополнительное внесение калия в почву способствует дополнительному закреплению радионуклида. Однако установлено, что дополнительное внесение калийных удобрений в почву или не влияет на накопление калия в урожае (особенно в репродуктивных органах), или способствует некоторому увеличению накопления его в растениях. Следовательно, при внесении калийного удобрения снижение накопления радиоцезия в растениях не может быть обусловлено изменением накопления калия в растениях. Кроме того, при дополнительном внесении калия валовое содержание радионуклида в почве не изменяется, а содержание обменного калия увеличивается, т.е.



изменяется соотношение цезий/калий в почве в пользу калия. Таким образом, влияние калийных удобрений на поступление радиоцезия в растения сводится в основном к увеличению содержания обменного калия в почве и тем самым – к изменению нормированного по калию уровня загрязнения почвы.

Следовательно, оценив закономерности изменения нормированного по калию уровня загрязнения почв при разных дозах удобрений, можно оценить ожидаемую эффективность доз калийных удобрений как средства снижения уровней загрязнения радиоцезием урожая сельскохозяйственных культур.

На рис. 1 показано изменение нормированного по калию уровня загрязнения почв или ожидаемой эффективности разных доз калийных удобрений как средства снижения загрязнения урожая в зависимости от содержания обменного калия в исходной почве при уровне загрязнения почвы, равном единице.

При содержании в исходной почве обменного калия, равном 1 мг/100 г, и плотности ее загрязнения радиоцезием, равной единице, отношение радиоцезия к калию в почве также равно единице. Внесение в эту почву калия в дозе 60 кг/га увеличивает содержание калия в почве на 2 мг/100 г, суммарное содержание калия становится равным 3 мг/100 г (табл. 1), а отношение радиоцезия к калию в почве снижается в 3 раза и составляет 33,3% от значения соотношения этих элементов в почве до внесения удобрений. Следовательно, можно ожидать, что уровень загрязнения урожая всех культур на этой почве при внесении калия в дозе 60 кг/га также снизится в 3 раза, или на 67% от контроля.

При увеличении дозы калия до 120 кг/га общее содержание обменного калия в почве увеличится до 5 мг/100 г, а отношение радиоцезия к калию в почве снизится в 5 раз, или на 80% от соотношения этих элементов в исходной почве. Однако по сравнению с соотношением цезия и калия в почве при внесении 60 кг/га увеличение дозы калия до 120 кг/га приводит к дополнительному снижению нормированного по калию уровня загрязнения почвы не в 2 раза, а только на 13% (80–67%).

При увеличении дозы калия в 4 раза (до 240 кг/га) содержание калия в почве увеличивается до 9 мг/100 г, а соотношение радиоцезия и калия в почве снижается в 9 раз (на 90%) по сравнению с исходной почвой, но только на 23% по сравнению с соотношением этих элементов в почве при внесении калия в дозе 60 кг/га.

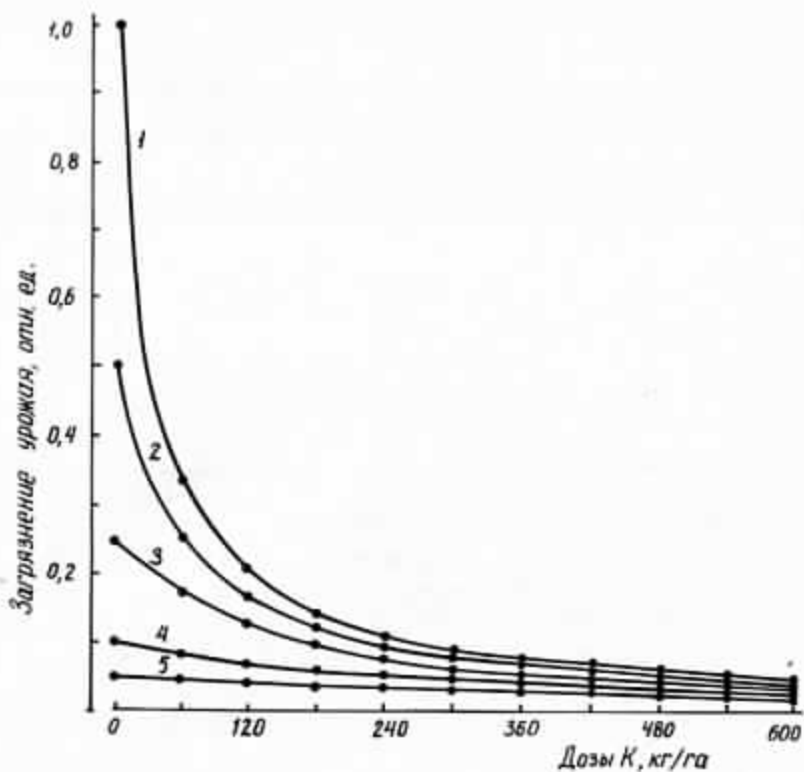


Рис.1. Схема зависимости уровней загрязнения урожая от доз калийного удобрения и исходного содержания обменного калия в почве, мг/100 г:

(1) - 1; (2) - 2; (3) - 4; (4) - 10; (5) - 20

Из расчетов и рисунка видно, что теоретически характер изменения (снижения) уровней загрязнения урожая в зависимости от доз калийных удобрений по мере повышения доз снижается. Так, на данной почве внесение удобрений в дозе 120 кг/га позволяет снизить уровень загрязнения урожая на 80% по сравнению с исходной почвой. Дополнительное внесение еще 480 кг/га калия (или в дозе 600 кг/га) приводит к дополнительному снижению уровня загрязнения урожая только на 15%.

Т а б л и ц а 1. Общее содержание обменного калия в почве в зависимости от исходного содержания в ней калия и доз калийного удобрения, мг/100 г

Исходное содержание $K^+$ в почве, мг/100 г	Дозы калийных удобрений, кг/га д.в.									
	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600
1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21
2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40

Итак, при внесении первой дозы удобрений 60 кг/га снижается нормированное по калию загрязнение почвы в 3,3 раза по сравнению с исходным, при внесении калия в дозе 600 кг/га увеличивается общее содержание калия в почве до 21 мг/100 г, т.е. в 21 раз, и снижается отношение радиоцезия к калию, следовательно, и уровень загрязнения урожая тоже в 21 раз по сравнению с исходной почвой. В этом случае при дозе калийных удобрений 600 кг/га уровень загрязнения урожая составит 4,8% от уровня загрязнения урожая на исходной почве, т.е. снизится в 21 раз. Однако, увеличивая дозу от 60 до 600 кг/га увеличивают общее содержание калия в почве с 3 до 21 мг/100 г, т.е. в 7 раз, и, следовательно, за счет увеличения дозы удобрений в 10 раз снижается нормированный по калию уровень загрязнения почвы и уровень загрязнения урожая в 7 раз. При этом уровень загрязнения урожая составляет 33,3% от исходного при дозе удобрений 60 кг/га и 4,8% от исходного при дозе удобрения 600 кг/га.

Таким образом механизм влияния калийных удобрений остается и работает при любой дозе калия, вносимого в почву, однако величина снижения уровня загрязнения урожая с увеличением дозы удобрений уменьшается.

Ожидаемую эффективность разных доз удобрений на разных почвах можно рассчитать по формуле

$$Э_{уд} \% = \left( 1 - \frac{K^+_{почвы}}{K^+_{почвы} + K^+_{удобрений}} \right) 100, \quad (2)$$

Т а б л и ц а 2. Эффективность разных доз калийных удобрений ( $\mathcal{E}_{уд}$ ) в зависимости от исходного содержания обменного калия в почвах, %

Исходное содержание $K^+$ в почве, мг/100 г	Дозы удобрений, кг/га д.в.									
	60	120	180	240	300	360	420	480	540	600
1	67	80	86	89	91	92	93	94	95	95
2	50	67	75	80	83	86	88	89	90	91
4	33	50	60	67	71	75	78	80	82	83
6	25	40	50	57	63	67	70	73	75	77
10	17	29	38	44	50	55	58	62	64	67
20	9	17	23	29	33	38	41	44	47	50

где  $\mathcal{E}_{уд}$  – эффективность данной дозы калийного удобрения на данной почве (процент снижения уровня загрязнения урожая по сравнению с контролем);  $K^+$  – исходное содержание обменного калия в данной почве, мг/100 г;  $K^+$  удобрений – увеличение содержания калия в почве за счет внесения данной дозы удобрений, мг/100 г.

В формуле (2) эффективность данной дозы калийного удобрения представлена как разница между нормированным по калию уровнем загрязнения исходной почвы и нормированным по калию уровнем загрязнения почвы, уменьшенным за счет применения удобрения, выраженная в %.

В табл. 2 приведены расчетные данные эффективности разных доз удобрений в зависимости от исходного содержания обменного калия в почвах. Из приведенных данных видно, что при исходном содержании калия в почве, равном 1 мг/100 г, увеличение дозы удобрений до 300 кг/га уровень загрязнения урожая снижается на 91%, дальнейшее увеличение дозы удобрений от 300 до 600 кг/га д.в. приводит к дополнительному снижению загрязнению урожая только на 4%.

Эффективность одних и тех же доз калийных удобрений будет снижаться при увеличении исходного содержания обменно-

го калия в почвах. Так, при содержании обменного калия в почве 2 мг/100 г внесением калийных удобрений в дозе 60 кг/га в 2 раза снижают отношение радиоцезия к калию в почве, а следовательно, в 2 раза можно снизить уровень загрязнения урожая.

На почве с исходным содержанием обменного калия 4 мг/100 г при внесении дозы калийного удобрения 60 кг/га можно снизить нормированный по калию уровень загрязнения почвы, а следовательно, и урожая только на 33%. При содержании в исходной почве калия 10 мг/100 г при внесении этой же дозы калийных удобрений можно ожидать снижение уровня загрязнения урожая только на 17%. Из табл. 1 видно, что чем выше исходное содержание обменного калия в почве, тем меньше относительное увеличение общего содержания калия в почве при внесении одних и тех же доз удобрений.

Как видно из рис. 1 и табл. 2., максимальное практически значимое снижение уровня загрязнения урожая на почвах, содержащих обменный калий в количестве до 10 мг/100 г, достигается при увеличении дозы калийного удобрения до 300–400 кг/га. Дальнейшее увеличение доз удобрений приводит к незначительному снижению уровней загрязнения урожая. На почвах с содержанием обменного калия выше 10 мг/100 г эффективность калийных удобрений как средства снижения уровней загрязнения урожая резко снижается.

На рис. 2 показан общий характер изменения нормированного по калию уровня загрязнения почв (или уровней загрязнения урожая сельскохозяйственных культур) и доз калийных удобрений, необходимых для снижения уровней загрязнения урожая в 2 раза в зависимости от исходного содержания обменного калия в почвах. Чем выше содержание обменного калия в почвах, тем больше калийных удобрений необходимо внести в почву, чтобы снизить уровень загрязнения урожая в 2 раза. Так, если при содержании в почве обменного калия 1 мг/100 г снижение уровня загрязнения урожая в 2 раза ожидается при дозе калийных удобрений 30 кг/га, то при содержании обменного калия в почве 8 мг/100 г – при дозе 240 кг/га д.в.

Это необходимо учитывать как при организации исследований на разных почвах, так и при разработке рекомендаций по применению минеральных удобрений для снижения уровней радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции.

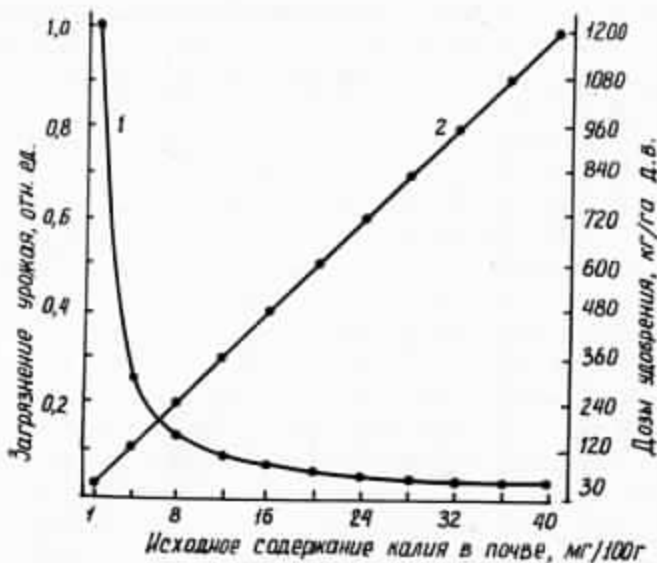


Рис. 2. Характер изменения уровней загрязнения урожая (1) и доз калийных удобрений, необходимых для снижения уровней загрязнения урожая в 2 раза (2) в зависимости от исходного содержания обменного калия в почве

Экспериментальное изучение влияния разных видов удобрений, их сочетаний и доз на накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур проводилось в полевых опытах на опытном поле, расположенном на загрязненной территории в зоне отчуждения Полесского района Киевской области. Опытный участок расположен на дерново-подзолистой супесчаной почве с уровнями загрязнения  $7,4-9,2 \text{ МБк/м}^2$  ( $200-250 \text{ Ки/км}^2$ ) по радиоцезию. Содержание в почве обменного калия составляет  $4,8 \text{ мг/100 г}$ , обменного кальция —  $5,3 \text{ мэкв/100 г}$ , pH почвенного раствора  $6,5$ . Работы проводились с выполнением требований методики полевого опыта. Сельскохозяйственные культуры убирались в фазе хозяйственной спелости. В растительных и почвенных пробах после их подготовки определялось содержание радиоактивных изотопов цезия спектрометрическим методом на приборах IP-4900B /Nocia/ и ППД фирмы "Ortec".

В результате выполненных исследований установлено, что в почвенно-климатических условиях Полесья внесение азотных

Т а б л и ц а 3. Влияние разных видов минеральных удобрений и их сочетаний на накопление радиоцезия в урожае, % к контролю

Вид минерального удобрения	Действие				Последствие			
	Урожай		$K_p, \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$		Урожай		$K_p, \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$	
	овес	картофель	овес	картофель	овес	картофель	овес	картофель
Контроль	100	100	100	100	100	100	100	100
$N_{120}$	179	167	203	133	104	100	119	105
$P_{120}$	108	100	98	93	105	101	112	81
$K_{120}$	107	105	40	36	110	102	50	41
$P_{120}K_{120}$	110	107	40	27	105	103	35	31
$N_{120}K_{120}$	194	174	111	38	102	110	59	31
$N_{120}P_{120}K_{120}$	223	182	103	51	108	110	55	42

удобрений способствует как увеличению урожая, так и накоплению в нем радиоцезия (табл. 3). Фосфорные удобрения практически не оказывали влияния на поступление радионуклида в растения.

Внесение в почву калия в дозе 120 кг/га способствовало снижению накопления радиоцезия в урожае на 60–70%. При внесении в почву фосфорно-калийных удобрений накопление радиоцезия было таким же, как в варианте с внесением только калийного удобрения. Можно отметить, что применение азотных удобрений, а также азота в сочетании с калием и в составе полного минерального удобрения по-разному влияло на накопление радионуклида в урожае разных культур. Более сильное отрицательное влияние азотные удобрения оказывали на накопление радиоцезия в урожае овса. Внесение в почву азотно-калийного и полного удобрения не приводило к снижению поступления радиоцезия в урожай этой культуры. Это можно объяснить тем, что в этих вариантах положительное влияние калийных удобрений нивелируется отрицательным влиянием азота. Следует отметить, что, если отрицательное влияние азотных удобрений на накопление радиоцезия в урожае овса и картофеля не проявилось или было незначительным на второй год после внесения удобрений, то положительное действие калийных удобрений в полной мере проявилось и на второй год, т.е. эффективность последствия калийных удобрений была такой же, как и действие в первый год их внесения.

В табл. 4 приведены данные ожидаемой (расчетной) и фактической эффективности разных доз калийных удобрений (снижение накопления радиоцезия в %) на дерново-подзолистой супесчаной почве с исходным содержанием обменного калия 4,8 мг/100 г. Увеличение доз калийных удобрений не способствует увеличению урожая, однако приводит к снижению накопления радиоцезия в зерне овса, в горохе и в клубнях картофеля.

Общие экспериментально установленные закономерности снижения уровней загрязнения урожая изучаемых культур на данной почве в зависимости от доз калийных удобрений соответствуют ожидаемым, рассчитанным по формуле [2]. Для овса фактическая эффективность дозы (60 кг/га) была несколько ниже ожидаемой. Фактическая эффективность доз калийных удобрений от 120 кг/га до 600 кг/га д.в. практически равна ожидаемой. При этом количественные различия ожидаемой и



Т а б л и ц а 4. Влияние разных доз калийных удобрений на урожай и накопление в нем радиоцезия

Дозы калия, кг/га д.в.	Ожидаемая эффективность, %	Фактическая эффективность, %			Урожай, % к контролю	
		овес	горох	картофель	овес	горох
60	29	19	17	14	103	119
120	45	48	20	23	106	119
180	56	57	27	60	104	127
240	63	70	40	63	109	117
300	68	78	57	63	107	124
360	71	76	68	60	108	120
480	77	79	60	60	109	129
600	81	81	66	63	112	123

фактической эффективности разных доз калийных удобрений для зерна овса составили 0–15% (в среднем 6,1%). Для гороха и картофеля фактическая эффективность первых доз удобрений была ниже ожидаемой. Однако максимальная практически значимая эффективность калийных удобрений для всех культур достигается при дозах 240–300 кг/га. Дальнейшее увеличение доз удобрений до 600 кг/га не приводит к практически значимому снижению уровней загрязнения урожая (см. табл. 4),

В связи с тем, что азотные удобрения способствуют повышению накопления радиоцезия в урожае, эффективность калийных удобрений, применяемых в составе полного удобрения, в ряде случаев снижается (табл. 5). Так, при применении полного минерального удобрения в дозах  $N_{120}P_{120}K_{60}$ , когда доза азота выше дозы калия, наблюдалось увеличение накопления радиоцезия в урожае овса на 46% по сравнению с контролем, при дозе калия 120 кг/га на фоне  $N_{120}P_{120}$  накопление радиоцезия в зерне овса (в среднем за два года) было на 25% выше, чем в контроле. При дозе калия 180 кг/га, когда доза калия была в 1,5 раза выше дозы азота, накопление радиоцезия в зерне овса было на уровне контроля. И только при дозе калия 240 кг/га (в 2 раза выше дозы азота) наблюдалось снижение накопления радиоцезия в зерне овса по сравнению с контролем.

Т а б л и ц а 5. Влияние разных доз калийных удобрений в составе полного удобрения на урожай и накопление в нем радиоцезия, % к контролю

Доза <sup>х/</sup> калий- ных удобрений, кг/га	Урожай			Содержание радио- цезия		
	Овес	Горох	Карто- фель	Овес	Горох	Карто- фель
Контроль	100	100	100	100	100	100
60	178,0	151,5	118,0	146,0	70,0	90,0
120	185,0	166,5	141,0	125,0	66,0	79,0
180	189,5	171,5	142,0	105,0	48,0	67,0
240	190,5	172,5	184,0	66,0	47,0	71,0
300	193,5	171,5	117,0	63,0	39,0	55,0
360	195,0	164,5	113,0	43,0	31,0	60,0
480	194,5	174,0	122,0	43,0	27,0	60,0
600	194,5	173,0	110,0	42,0	27,0	58,0

<sup>х/</sup> Под горох разные дозы калия вносились на фоне  $N_{60}P_{120}$ ; под овес и картофель – на фоне  $N_{120}P_{120}$ .

При внесении азота, фосфора и калия в почву под картофель также наблюдалось снижение эффективности калийных удобрений. При дозе калия 600 кг/га снижение накопления радиоцезия в клубнях картофеля составило 42% против ожидаемых 81% (см. табл. 4). В то же время при внесении разных доз калия на фоне  $N_{60}P_{120}$  под горох наблюдалось незначительное снижение эффективности калийных удобрений. Это можно объяснить применением меньших доз азотных удобрений под горох, чем под овес и картофель, а также, возможно, особенностями минерального питания бобовых культур.

Несмотря на снижение эффективности калийных удобрений при применении их совместно с азотными и неодинаковую их эффективность на разных культурах максимальная эффективность калия в составе полного удобрения также наблюдается при до-

зах 300–360 кг/га д.в., когда доза калия в 2–3 раза превышает дозу азота.

Предложена и экспериментально подтверждена методика количественной оценки эффективности разных доз калийных удобрений как средства снижения уровня загрязнения урожая радиоцезием в зависимости от исходного содержания обменного калия в почвах.

Показано, что изменение эффективности калийных удобрений в зависимости от доз их внесения носит криволинейный характер. С увеличением доз калийных удобрений их эффективность снижается на всех почвах. На почвах с содержанием обменного калия до 10 мг/100 г практически значимая максимальная эффективность калийных удобрений достигается при дозах калия 240–360 кг/га как при применении одних калийных удобрений, так и в составе полного удобрения.

Установлена высокая эффективность калийных удобрений как средства снижения накопления радиоцезия в растениях и на второй год после их внесения.

Эффективность одной и той же дозы калийных удобрений зависит от исходного содержания обменного калия в почве. Чем оно выше, тем ниже эффективность калийных удобрений. При внесении калийного удобрения в дозе 60 кг/га д.в. ожидаемое снижение накопления радиоцезия в урожае для почвы с исходным содержанием обменного калия 1 мг/100 г на 67% для почвы с исходным содержанием обменного калия 20 мг/100 г — на 9%.

Азотные удобрения могут способствовать увеличению накопления радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур, а при совместном применении их с калийными удобрениями эффективность последних снижается.

Основным механизмом влияния калийных удобрений на накопление радиоцезия в растениях является снижение нормированного по калию уровня загрязнения почвы за счет дополнительного внесения в почву калия.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Ю д и н ц е в а Е. В., Гу л я к и н И. В. Агрохимия изотопов стронция и цезия. — М.: Атомиздат, 1968. — 472 с.

2. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Левина Э. М., Кожемякина Т. А. // *Агрохимия*. - 1977. - № 6. - С. 111.
3. Тихомиров Ф. А., Прохоров В. М., Моисеев И. Т., Зубарева И. Ф., Рерих Л. А. // *Агрохимия*. - 1978. - № 8. - С. 116.
4. Юдинцева Е. В., Левина Э. М. // *Агрохимия*. - 1982. - № 4. - С. 75.
5. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В., Бакунов Н. А. // *Агрохимия*. - 1969. - № 1. - С. 78.
6. Алексахин Р. М., Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А. // *Агрохимия*. - 1992. - № 8. - С. 127.
7. Бондарь П. Ф. // *Агрохимия*. - 1983. - № 7. - С. 69.
8. Бондарь П. Ф., Юдинцева Е. В. // *Агрохимия*. - 1984. - № 9. - С. 85.
9. Ширшова Р. А. // *Агрохимия*. - 1973. - № 3. - С. 89.

#### КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОЦЕЗИЯ В УРОЖАЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР ИЗ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ СУПЕСЧАНОЙ ПОЧВЫ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ

П. Ф. Бондарь, Н. А. Лошилов,  
Н. Р. Терещенко, А. В. Масло

В одних и тех же почвенно-климатических условиях разные сельскохозяйственные культуры значительно различаются по уровню накопления радиоцезия в урожае [1-5]. Количественные характеристики загрязнения урожая радионуклидами в значительной степени зависят от почвенно-климатических условий. В почвенно-климатических условиях Полесья, где радиоактивному загрязнению подверглись огромные территории, наблюдалась очень высокая интенсивность миграции радиоцезия в звене почва-растение [6-8]. Эти факты необходимо учитывать при организации рационального ведения растениеводства на сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Однако исследования проводились только с частью сельскохозяйственных культур, выращиваемых как в производственных условиях, так и в личных подсобных хозяйствах. Значительная же часть имеющейся информации по этому вопросу была получена в условиях, отличающихся от почвенно-климатических условий Полесья, что затрудняет ее использование при организации ведения растениеводства на загрязненных территориях Полесья.

Настоящие исследования проводились на опытном поле, расположенном на загрязненной территории в зоне отселения Полесского района Киевской области. Полевые опыты проводились с соблюдением технологии выращивания культур в производственных условиях. Опытный участок расположен на дерново-подзолистой супесчаной почве с уровнем загрязнения 7,4–9,3 МБк/м (200–250 Ки/км) по радиоцезию. Известкование почвы проведено в 1987 г., содержание в почве обменного калия составляло 4,8 мг/100 г, обменного кальция – 5,3 мэкв/100 г, рН почвенного раствора – 6,7.

Сельскохозяйственные культуры убирались в фазе хозяйственной спелости. Содержание радиоцезия в пробах почвы и растений определялось спектрометрическим методом. На основании данных о содержании радиоцезия в почве и растениях рассчитывались коэффициенты перехода радиоцезия из почвы в растения ( $K_p$ ), представляющие собой содержание радионуклидов в растениях (Бк/кг) при плотности загрязнения почвы 1 Кбк/м<sup>2</sup>. Так как все культуры выращивались в одних и тех же почвенно-климатических условиях, различия уровней загрязнения урожая разных культур обусловлены только биологическими особенностями растений этих культур.

В табл. 1 приведены количественные характеристики загрязнения урожая зерновых и зернобобовых культур. Из приведенных данных следует, что в разные годы различия уровней загрязнения урожая культур сохраняются. Во все годы проведения исследований зерновые культуры, за исключением овса и гречихи, характеризуются сравнительно невысоким накоплением радиоцезия в урожае. Среднегодовые значения коэффициентов перехода радиоцезия в зерно этих культур составляют 0,09–0,22 (Бк/кг) / (Кбк/м<sup>2</sup>), а максимальные – 0,15–0,30 (Бк/кг) / (Кбк/м<sup>2</sup>).

Высокими значениями коэффициентов перехода радионуклида в зерно характеризуются овес, гречиха и бобовые культуры.

Различия между овсом и ячменем в накоплении радиоцезия в зерне составляли 5-10 раз, между озимой пшеницей и гречихой - 12-17 раз. В среднем уровни загрязнения зерна овса и гречихи выше уровня загрязнения зерна ячменя соответственно в 5,6 и 8,7 раза. Коэффициенты перехода радиоцезия в зерно гороха, сои, бобов, примерно на порядок выше, чем в зерно малонакапливающих зерновых культур (кукуруза, ячмень, пшеница). Особенно высоким коэффициентом накопления радиоцезия в зерне отличается люпин, который превышал минимальные значения  $K_{\Pi}$  для зерновых в 65-96 раз.

Т а б л и ц а 1. Коэффициенты перехода радиоцезия в урожай зерновых и зернобобовых культур из дерново-подзолистой супесчаной почвы,  $K_{\Pi}$  (Бк/кг) / (кБк/м<sup>2</sup>)

Культура и часть урожая	л, лет	Пределы из- менения $K_{\Pi}$	Сред- нее	$\sigma$	V, %
Кукуруза					
зерно	5	0,05-0,15	0,09	0,039	42
стебли	5	0,43-0,60	0,54	0,070	13
Ячмень					
зерно	5	0,07-0,14	0,11	0,028	25
солома	5	0,14-0,35	0,24	0,10	42
Пшеница озимая					
зерно	4	0,08-0,18	0,12	0,043	36
солома	4	0,27-0,44	0,37	0,082	22
Пшеница яровая					
зерно	3	0,13-0,16	0,15	0,017	11
солома	3	0,23-0,36	0,31	0,069	22
Тритикале					
зерно	4	0,07-0,26	0,18	0,083	46
солома	4	0,16-0,47	0,29	0,13	45
Просо					
зерно	5	0,10-0,30	0,19	0,085	45
солома	5	0,61-1,28	0,89	0,27	30
Рожь					
зерно	4	0,17-0,29	0,22	0,056	25
солома	4	0,20-0,68	0,41	0,23	56

Культура и часть урожая	$n$ , лет	Пределы из- менения $K_p$	Сред- нее	$\bar{b}$	$V$ , %
Овес					
зерно	4	0,35-0,96	0,62	0,26	42
солома	4	0,50-1,30	0,96	0,39	41
Гречиха					
зерно	5	0,58-1,45	1,13	0,42	37
солома	5	0,54-1,9	1,34	0,63	47
Бобы					
зерно	4	0,52-1,33	0,88	0,42	48
солома	4	0,95-2,17	1,4	0,54	39
Соя					
зерно	4	0,72-1,41	0,93	0,33	35
солома	4	0,64-1,15	0,91	0,25	27
Горох					
зерно	4	0,69-1,25	1,01	0,26	26
солома	4	0,82-1,45	1,38	0,43	31
Вика					
зерно	2	1,29-1,52	1,41	-	-
солома	3	1,48-2,88	2,37	0,77	32
Люпин желтый					
зерно	4	4,20-9,65	6,56	2,29	35
солома	5	2,23-5,71	4,08	1,69	41
Кратность раз- личий					
зерно			72,9		
солома			17,0		

Исходя из временно допустимых уровней загрязнения продукции - ВДУ-91 и экспериментально установленных максимальных уровней загрязнения урожая можно рассчитать предельно допустимые плотности загрязнения почвы, на которой проводились исследования, для выращивания различных культур. Из рас-

четов следует, что при допустимом содержании радиоцезия в зерне на продовольственные цели – 370 Бк/кг предельно допустимые уровни загрязнения почвы составляют от 38 до 2643 кБк/м<sup>2</sup> (табл. 2).

Т а б л и ц а 2. Предельно допустимая плотность загрязнения дерново-подзолистой супесчаной почвы при выращивании различных культур

Культура	Плотность загрязнения почвы	
	кБк/м <sup>2</sup>	Ки/км <sup>2</sup>
Кукуруза	2466	66,7
Ячмень	2643	71,4
Пшеница озимая	2056	55,6
Пшеница яровая	2312	62,5
Тритикале	1423	38,5
Просо	1233	33,3
Рожь	1276	34,5
Овес	385	10,4
Гречиха	255	6,9
Бобы	278	7,5
Соя	262	7,1
Горох	296	8,0
Вика	243	6,6
Люпин	38	1,0

Уровни загрязнения почвы, на которой проводились исследования, составляют для зерновых культур (за исключением овса и гречихи) 1233 кБк/м<sup>2</sup> (33 Ки/км<sup>2</sup>) – 2643 кБк/м<sup>2</sup> (71 Ки/км<sup>2</sup>); для овса и гречихи – 255–385 кБк/м<sup>2</sup> (6–10 Ки/км<sup>2</sup>). Концентрация радиоцезия в зерне люпина, равная 370 Бк/кг, может достигаться уже при плотности загрязнения почвы, равной 1 Ки/км.



Накопление радиоцезия в соломе зерновых и зернобобовых культур (за исключением люпина) выше, чем в зерне. Наибольшие различия по накоплению радиоцезия в зерне и вегетативной массе наблюдались для кукурузы и проса, которые составили соответственно 6 и 4,7 раза. Для остальных зерновых культур эти различия составили в среднем 2,3 раза. Различия по накоплению радиоцезия в зерне и соломе бобовых культур меньше, чем для зерновых, и составили в среднем 1,4 раза. Накопление радиоцезия в зерне люпина желтого выше, чем в соломе, в 1,6 раза. Различия по накоплению радиоцезия в разные годы для зерна 1,5–3,7 раза, для соломы 1,4–3,4 раза, в среднем и для зерна и для соломы 2,3 раза.

Сравнительно невысоким уровнем накопления радиоцезия в хозяйственно-ценной части урожая (плоды, луковичы) характеризуется большинство овощных культур (табл. 3). Средние значения коэффициентов перехода радиоцезия в урожай овощных культур 0,033–0,38 Бк/кг сырой массы, изменяются в 11,5 раза. В отдельные годы различия в накоплении радиоцезия урожаем различных овощных культур достигали 20 раз. Различия в накоплении радиоцезия в урожае одних и тех же овощных культур в разные годы составляют 1,5–6 раз (в среднем 2,9 раза).

Изученные овощные культуры можно условно разделить на три группы. К первой можно отнести такие малонакапливающие в урожае радиоцезий культуры, как лук, перец сладкий, кабачки, чеснок, фенхель, помидоры, огурцы, тыква, патиссоны. Средние значения коэффициентов перехода радионуклида в урожай этих культур не превышают 0,1 (Бк/кг) / (кБк/м<sup>2</sup>). Ко второй группе можно отнести морковь, укроп, пастернак, картофель, топинамбур, редис. Среднемультилетние значения коэффициентов перехода радиоцезия в урожай этих культур 0,1–0,2 (Бк/кг) / (кБк/м<sup>2</sup>). Более высокими коэффициентами перехода радиоцезия в урожай (от 0,2 до 0,4 (Бк/кг) / (кБк/м<sup>2</sup>)) характеризуются овощные культуры третьей группы – салат, шавель, капуста, свекла.

При плотности загрязнения почвы, на которой проводились исследования, равной 555 кБк/м<sup>2</sup> (15 Ки/км<sup>2</sup>), среднемультилетнее накопление радиоцезия в урожае овощных культур составляет для первой группы от 18,3 до 56,3 Бк/кг, или от 3 до 9% от ВДУ-91; для второй группы от 57 до 111 Бк/кг, или от 9 до 17% от ВДУ-91 и для третьей группы от 111 до

Т а б л и ц а 3. Накопление радиоцезия в урожае овощных культур и картофеля, выращенного на дерново-подзолистой супесчаной почве, (Бк/кг) / (кБк/м<sup>2</sup>)

Культура и часть урожая	n, лет	Пределы изменения К <sub>п</sub>	Среднее	б	V, %
Лук (перо)	4	0,02-0,06	0,033	0,020	61
Лук (батун)	4	0,03-0,07	0,038	0,012	31
Лук репчатый (луковица)	3	0,03-0,07	0,045	0,028	62
Перец сладкий	5	0,02-0,07	0,048	0,028	58
Кабачки	3	0,03-0,06	0,050	0,017	34
Чеснок	3	0,06-0,09	0,071	0,019	27
Физалис	4	0,04-0,09	0,074	0,037	53
Помидор Заказной	3	0,03-0,09	0,074	0,036	49
Помидор Искорка	3	0,03-0,12	0,083	0,045	58
Помидор Желтая слива	3	0,05-0,14	0,10	0,048	48
Огурцы	4	0,04-0,11	0,084	0,032	40
Тыква	4	0,04-0,16	0,087	0,055	63
Патиссоны	4	0,04-0,16	0,89	0,053	60
Морковь	5	0,08-0,17	0,127	0,05	39
Укроп	4	0,05-0,24	0,137	0,082	59
Пастернак (корни)	4	0,13-0,21	0,173	0,035	20
Картофель Невский	"	0,08-0,21	0,166	0,061	47
Картофель Свитанок	3	0,13-0,24	0,187	0,060	32

Культура и часть урожая	л, лет	Пределы изменения $K_p$	Среднее	$\bar{b}$	V, %
Топинамбур (клубни)	4	0,11-0,22	0,170	0,054	32
Редис	4	0,14-0,29	0,182	0,026	14
Салат	2	0,17-0,28	0,220	0,08	36
Шавель	3	0,10-0,39	0,24	0,15	63
Капуста	4	0,22-0,46	0,34	0,099	29
Капуста краснокочанная	4	0,19-0,58	0,33	0,18	54
Свекла Красный шар	4	0,16-0,44	0,30	0,12	40
Свекла Носовский плоский	4	0,16-0,57	0,34	0,17	50
Свекла Раннее чудо	4	0,20-0,58	0,38	0,16	42

222 Бк/кг, или от 17 до 35% от ВДУ-91 (740 Бк/кг). Однако в отдельные годы, когда наблюдалось максимальное поступление нуклида в растения, уровни загрязнения урожая овощных культур при этой же плотности загрязнения почвы могут быть в 1,5-2 раза выше среднееголетних величин.

Содержание радиоцезия в урожае исследуемых технических культур различалось в 3,3 раза (табл. 4). Меньшим накоплением радиоцезия в урожае характеризуются лен и сахарная свекла. Среднееголетние значения коэффициентов перехода радионуклида из почвы в семена льна составили 0,18 (Бк/кг) ( $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ ), в соломку льна и корни сахарной свеклы - 0,23 (Бк/кг) / ( $\kappa\text{Бк}/\text{м}^2$ ). В большом количестве радиоцезий накапливался в семенах редьки масличной и подсолнечника.

В течение ряда лет проводилось изучение количественных характеристик загрязнения урожая разных сортов одной и той же культуры (табл. 5). Уровень загрязнения урожая разных

Т а б л и ц а 4. Накопление радиоцезия в урожае технических культур из дерново-подзолистой супесчаной почвы, (Бк/кг) / (кБк/м<sup>2</sup>)

Культура	n, лет	Пределы изменения К <sub>п</sub>	Среднее	σ	V, %
Лен					
семена	5	0,11-0,28	0,18	0,078	43
соломка	5	0,14-0,32	0,23	0,077	33
Подсолнечник (зерно)	3	0,43-0,82	0,60	0,2	33
Редька масличная (зерно)	3	0,48-0,64	0,56	0,08	14
Свекла сахарная	4	0,12-0,36	0,23	0,12	52

Т а б л и ц а 5. Различия в накоплении радиоцезия в урожае картофеля и овощных культур

Культура	Годы	Количество соргов	Пределы изменения К <sub>п</sub>	Среднее	σ	V, % по сортам
Картофель	1989	7	0,12-0,24	0,17	0,039	23
	1990	7	0,08-0,23	0,15	0,06	40
	1991	4	0,15-0,21	0,19	0,025	13
Капуста	1989	10	0,16-0,35	0,24	0,075	31
	1990	6	0,16-0,58	0,47	0,16	36
Помидоры	1989	5	0,04-0,12	0,09	0,03	33
	1990	6	0,018-0,049	0,032	0,013	41
	1991	12	0,07-0,16	0,1	0,03	30
Свекла столовая	1989	4	0,29-0,37	0,32	0,46	14
	1990	5	0,09-0,23	0,15	0,056	37
	1991	4	0,44-0,58	0,54	0,067	12

сортов картофеля в разные годы различался в 1,5–3 раза, капуста – в 1,2–3,6, помидоров – в 2,3–3, свеклы – в 1,3–2,6 раза. Сортовые различия уровней загрязнения овощных культур примерно равны различиям накопления радионуклида в урожае одного сорта в различные годы. При этом в настоящих исследованиях не наблюдалось стабильного низкого или высокого накопления радионуклида в урожае какого-либо одного сорта. В зависимости от погодных условий уровень загрязнения урожая данного сорта в один год может быть меньшим, а в другой большим по сравнению с уровнем загрязнения урожая других сортов данной культуры.

Следует отметить, что за годы проведения исследований (с 1988 г.) не наблюдалось закономерного снижения уровней загрязнения урожая с течением времени.

Из анализа изложенных выше данных следует, что в одних и тех же почвенно-климатических условиях уровни загрязнения урожая разных культур радиоцезием различаются в десятки раз. В связи с этим подбор и размещение культур на загрязненных полях с учетом количественных характеристик накопления радиоцезия в урожае и плотности загрязнения почв на разных полях могут быть эффективными для снижения уровней загрязнения продукции растениеводства в хозяйствах, расположенных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению.

## ЛИТЕРАТУРА

1. А лек с а х и н Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 123 с.
2. Ю д и н ц е в а Е. В., Гу л я к и н И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М.: Атомиздат, 1968. – 472 с.
3. М о и с е е в И. Т., Т и х о м и р о в Ф. А., Р е р и х Л. А. и др. // Агрохимия. – 1990. – № 3. – С. 100.
4. Г р е б е н ш и к о в а Н. В., Ф и р с а к о в а С. К., Н о в и к А. А. и др. // Агрохимия. – 1992. – № 1. – С. 91.
5. Гу л я к и н И. В., Ю д и н ц е в а Е. В., Г о р н а Л. И. // Агрохимия. – 1975. – № 7.
6. М а р е й А. А., Б а р х у д о р о в Р. М., Ч у м а к В. К. и др. // Гигиена и санитария. – 1970. – № 1. – С. 61.

7. Марей А. А., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. - М.: Атомиздат, 1974. - 166 с.

8. Мухин И. Е., Моисеев А. А., Ноговицина Л. Н., Черныш Е. И. Миграция глобального цезия-137 и стронция-90 по пищевым цепочкам отдельных районов Украинского Полесья. - М.: Атомиздат, 1973.

### ДИНАМИКА ОТНОСИТЕЛЬНОЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ДОСТУПНОСТИ ЦЕЗИЯ-137 В ВЫПАДЕНИЯХ И ОБЩЕЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ЕГО ДОСТУПНОСТИ В ПОЧВАХ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

П. Ф. Бондарь, Н. А. Лошилов,  
А. Г. Озорнов

Ранее была дана оценка биологической доступности цезия-137, поступившего в почву в виде радиоактивных выпадений, относительно биологической доступности радионуклида, внесенного в ту же почву в водорастворимой форме. Методика, ее обоснование и первые результаты исследований подробно изложены в ряде работ [1, 2]. Здесь только отмечается, что для оценки биологической доступности радионуклида, обусловленной различными физико-химическими свойствами собственно выпадений на разных участках территории, необходимо исключить влияние различий физико-химических свойств почв на его доступность растениям на этих же участках территории. Для этого выращивают растения: в одном варианте - на почве, загрязненной только выпадениями, во втором - с дополнительным внесением в загрязненную выпадениями почву радионуклида в водорастворимой форме. При этом физико-химические свойства почв оказывают одинаковое влияние как на доступную долю радиоцезия в выпадениях, так и на радиоцезий, внесенный в водорастворимой форме, который в растворе усваивается растениями на 100%. Далее путем сопоставления коэффициентов накопления радиоцезия из почвы, загрязненной только выпадениями ( $K_{н0}$ ), и коэффициентов накопления радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме ( $K_{н1}$ ), рассчитывается относительная биологическая доступность радионуклида в выпадениях (ОБД)

относительно биологической доступности радионуклида в водорастворимой форме по формуле

$$\text{ОБД} = \frac{K_{\text{HO}}}{K_{\text{H}_1}} .$$

Количество накопленного радиоцезия, внесенного в почву в водорастворимой форме, рассчитывается как разница между суммарным накоплением радиоцезия, поступившего в почву с выпадениями и в водорастворимой форме (второй вариант), и накоплением радионуклида, поступившего в почву только с выпадениями (первый вариант).

Исследования проводились в полевых и вегетационных опытах с почвами загрязненных участков на разных направлениях и расстояниях от ЧАЭС. В табл. 1 представлены данные о накоплении радиоцезия, поступившего в почву в виде выпадений ( $K_{\text{HO}}$ ) и в водорастворимой форме ( $K_{\text{H}_1}$ ), а также количественные показатели, характеризующие биологическую доступность радионуклида в выпадениях относительно биологической доступности водорастворимой формы. Из приведенных данных видно, что коэффициенты накопления радиоцезия выпадений ( $K_{\text{HO}}$ ) в растениях кукурузы в разные годы различались до 2 раз.

Следует отметить, что в 1992 г. наблюдалось как снижение, так и повышение накопления радиоцезия в растениях на разных почвах. Так, на участках 2 – 8 в 1992 г. значения как  $K_{\text{HO}}$ , так и  $K_{\text{H}_1}$  были ниже, а на участках 1,9–15 – выше, чем в 1989 г. (табл. 2). В среднем по всем участкам в 1992 г. коэффициенты накопления радиоцезия выпадений ( $K_{\text{HO}}$ ) были на 19% выше, а коэффициенты накопления радиоцезия в водорастворимой форме ( $K_{\text{H}_1}$ ) на 11% ниже, чем в 1989 г. Таким образом, увеличение относительной биологической доступности радионуклида выпадений происходило в основном за счет увеличения биологической доступности радиоцезия выпадений, и только в отдельных случаях – за счет снижения биологической доступности радионуклида, внесенного в водорастворимой форме.

Относительная биологическая доступность радиоцезия выпадений в 1992 г. увеличилась как в пределах 30-километровой зоны, так и за ее пределами на одну и ту же величину – на 34% (см. табл. 2) по сравнению с 1989 г.

Т а б л и ц а 1. Накопление радиоцезия в растениях кукурузы /сухая масса/ и относительная биологическая доступность радионуклида в выпадениях

№ пп.	Расположение участков относительно ЧАЭС		K <sub>н0</sub>		K <sub>н1</sub>		ОБД	
	Направление	Расстояние, км	1989 г.	1992 г.	1989 г.	1992 г.	1989 г.	1992 г.
1	Западное	2	0,54	1,02	1,05	1,42	0,53	0,72
2	Северо-западное	4	0,37	0,21	0,58	0,27	0,57	0,78
3	Северо-восточное	6	2,04	2,1	4,28	2,66	0,48	0,79
4	То же	7	1,45	0,97	2,03	0,96	0,71	1,01
5	-"-	8	1,43	0,93	2,23	1,59	0,64	0,59
6	Западное	10	0,94	0,42	1,56	0,45	0,60	0,93
7	Северное	17	0,57	0,49	0,63	0,66	0,90	0,74
8	Юго-западное	23	0,51	0,30	0,77	0,30	0,65	1,00
9	То же	35	0,59	0,66	0,77	0,74	0,77	0,89
10	-"-	42	0,56	0,80	-	0,75	-	1,06
11	-"-	55	0,44	0,49	0,54	0,66	0,80	0,74
12	-"-	64	0,48	0,97	0,79	0,96	0,60	1,01
13	Западное	65	0,65	0,80	0,68	0,75	0,96	1,06
14	Юго-западное	75	0,41	0,66	0,56	0,74	0,69	0,89
15	-"-	75	0,32	0,77	0,60	0,83	0,53	0,93
Среднее							0,67	0,87
Среднее по 30-километровой зоне							0,63	0,82
Среднее за пределами 30-километровой зоны							0,73	0,94



Т а б л и ц а 2. Коэффициенты накопления радиоцезия в растениях кукурузы ( $K_{H_0}$  и  $K_{H_1}$ ) и ОБД в 1992 г., % к 1989 г.

№ пп.	$K_{H_0}$		$K_{H_1}$		ОБД	
	1989 г.	1992 г.	1989 г.	1992 г.	1989 г.	1992 г.
1	100	189	100	134	100	136
2	100	57	100	46	100	137
3	100	103	100	62	100	164
4	100	67	100	47	100	142
5	100	65	100	71	100	92
6	100	45	100	29	100	155
7	100	86	100	105	100	82
8	100	59	100	40	100	154
9	100	112	100	96	100	116
10	100	143	-	-	-	-
11	100	111	100	122	100	93
12	100	202	100	122	100	168
13	100	123	100	110	100	122
14	100	161	100	132	100	129
15	100	240	100	138	100	175
Среднее		118		89		134
Среднее по 30-километровой зоне					100	134
Среднее за пределами 30-километровой зоны					100	134

Из табл. 1 видно, что в среднем по всем почвам ОБД цезия-137 выпадений составляла 0,87 (87%) от биологической доступности цезия-137, внесенного в водорастворимой форме, т.е. от максимально возможной. В то же время относительная

биологическая доступность радионуклида в 30-километровой зоне составляет 82% от максимально возможной, что на 12% ниже ОБД за пределами 30-километровой зоны.

Биологическая доступность радиоцезия выпадений за пределами 30-километровой зоны практически равна биологической доступности радионуклида, внесенного в водорастворимой форме, ОБД равна 0,94, или 94% от максимально возможной.

В целом можно сделать вывод, что в 1992 г. биологическая доступность радиоцезия выпадений близка к биологической доступности радиоцезия, внесенного в почву в водорастворимой форме.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озернов А. Г. // Агрехимия. - 1992. - № 2. - С. 102.
2. Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озернов А. Г. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению // Проблема сельскохозяйственной радиологии / Под ред. Ложилова Н.А. - К., 1991. - Вып. 1.

## МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОЦЕНОЗАХ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ

М. И. Ильин, Г. П. Перепелятников

В результате катастрофы на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись значительные площади сельскохозяйственных угодий зоны Полесья Украины, в которой торфяные почвы занимают около 1 млн. га [1]. На территории Полесья распространены в основном торфяные почвы низинного типа, отнесенные к пониженным элементам рельефа; на долю переходных и верховых типов приходится до 10%.

Торфяные почвы Полесья обладают повышенной обменной и гидrolитической кислотностью, низкой степенью насыщенности основаниями, высокой порозностью и влагоемкостью [2]. С учетом содержания золы их можно разделить на малозольные, среднезольные и многозольные (более 20% золы от сухой навески торфа). Большинство низинных торфов Полесья, как показывают исследования, относятся к среднезольным (10-19%).

В торфах Полесья преобладают гуминовые кислоты, на долю которых приходится от 9 до 47% органического углерода исходного торфа различных видов. На долю фульвокислот приходится от 3 до 17% при соотношении гуминовых кислот к фульвокислотам 2,4–3,5:1. Следует отметить также, что в торфе содержание органического вещества в 4–9 раз выше, чем минерального. В торфах практически отсутствуют вторичные минералы.

Установлено, что торфяники являются критическими с радиологической точки зрения ценозами, поскольку повышенная кислотность, низкая доля минеральной части, наличие фульвокислот способствуют увеличению подвижности  $Cs-137$  и переходу его из почвы в растения [3–5], вследствие этого на торфяных почвах даже при существующей радиологической обстановке (до 90% осушенных низинных торфяников Полесья имеют плотность загрязнения менее 5 Ки/км<sup>2</sup>) сложно получить продукцию растениеводства, соответствующую существующим нормативам.

#### Вертикальная миграция $Cs-137$ в торфяных почвах

На естественных лугах Полесья Украины в 1988 г.  $Cs-137$  практически полностью находился в верхнем 5-сантиметровом слое почвы, где было сосредоточено 77,5–98,9% от валового количества радионуклида, содержащегося в верхнем 25-сантиметровом слое (табл. 1). По сравнению с минеральными в органических почвах вертикальная миграция  $Cs-137$  происходила более интенсивно: от 1,2 до 5,2% радионуклида находилось глубже 10 см.

Важную роль в миграции  $Cs-137$  по профилю торфяных почв лугов играет их водный режим. В торфяно-болотной почве низинных и заливных лугов отмечена максимальная подвижность радионуклида: на значительной глубине (20–25 см) его содержание в 2 раза выше, чем в почве осушенного торфяника, а в слоях 15–20 и 10–15 см – в 4 и 6 раз соответственно.

Результаты многолетних исследований по изучению вертикальной миграции  $Cs-137$  по профилю торфяных почв естественных лугов подтверждают данные о большей интенсивности миграционных процессов в торфяных почвах. В 1992 г. уже почти 50% этого радионуклида находилось глубже 5 см, в то время как в дерново-подзолистой почве – только 5%; а глубже 15 см в торфяной почве – в 18 раз больше, чем в дерново-подзолистой (табл. 2).

Т а б л и ц а 1. Распределение  $Cs$  137 в почвах естественных лугов Украинского Полесья (1988), % от содержания в слое 0-25 см

Тип почвы	Слой почвы, см				
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25
Дерново-подзолистая супесчаная	98,9	0,6	0,3	0,1	0,1
Дерново-подзолистая песчаная	97,1	2,0	0,6	0,2	0,1
Торфяная осушенная	97,0	1,8	0,6	0,4	0,2
Лугово-торфяная	94,9	2,9	1,1	0,7	0,4
Лугово-черноземная	93,0	4,8	1,3	0,6	0,3
Светло-серая оподзоленная	86,7	12,0	0,7	0,3	0,3
Темно-серая оподзоленная	84,0	14,9	0,4	0,4	0,3
Торфяно-болотная	77,5	17,3	3,3	1,5	0,4

Т а б л и ц а 2. Динамика перераспределения  $Cs$  -137 по почвенному профилю, % от валового содержания в слое 0-25 см

Слой почвы, см	Дерново-подзолистая		Торфяно-глеевая	
	1988 г.	1992 г.	1988 г.	1992 г.
0-5	97,1	95,2	77,5	55,4
5-10	2,4	4,0	17,3	29,1
10-15	0,3	0,5	3,3	10,0
15-20	0,1	0,2	1,5	4,5
20-25	0,1	0,1	0,4	1,0

## Формы нахождения радионуклидов в торфяных почвах

Интенсивность миграции радионуклидов в системе почва – растение во многом определяется поглощающей способностью почв. У минеральных почв по сравнению с органогенными эта способность больше, вследствие чего в торфяных почвах радионуклиды находятся, как правило, в более подвижном состоянии.

Данные многолетних исследований по изучению форм содержания  $Sr-90$  и  $Cs-137$  чернобыльского выброса в почвах естественных лугов Полесья Украины свидетельствуют о том, что подвижность радионуклидов зависит от типа луга и почвы, режима увлажнения, степени окультуренности и варьирует в широком диапазоне значений (табл. 3).

Т а б л и ц а 3. Формы содержания радионуклидов в верхнем 20-сантиметровом слое почвы естественных лугов, % от валового содержания

Тип почвы	$Sr-90$		$Cs-137$	
	воднорастворимый	обменный	воднорастворимый	обменный
Дерново-подзолистая песчаная	5,0-15,0	50,0-86,0	0,1-1,0	0,5-20,0
Торфяная	0,5-5,0	5,0-20,0	0,01-3,0	0,4-50,0

Более половины  $Cs-137$ , содержащегося в торфяной почве может находиться в подвижных формах, в то время как в дерново-подзолистой песчаной почве содержание этих форм редко достигает 20%. Этим частично можно объяснить тот факт, что переход радиоцезия в луговую растительность на торфяных почвах, как правило, гораздо выше, чем из дерново-подзолистых вследствие необменного закрепления цезия-137 на минеральной части почвы со временем.

В отличие от дерново-подзолистой почвы, где большая часть  $Sr-90$  находится в подвижном состоянии, в торфяной почве сумма воднорастворимой и обменной формы этого радионуклида не превышает 25%, что соответствует ранее полученным данным об образовании им малоподвижных соединений с органичес-

ким веществом почвы. Таким образом, на торфяных почвах подвижность  $Cs-137$  сопоставима с таковой для  $Sr-90$  либо превосходит ее.

Влияние фитотопологических особенностей лугов на переход  $Cs-137$  в травостой

Переход радионуклидов из почвы в луговые растения определяется в основном фитотопологическими особенностями естественных лугов (свойствами почвы, водным режимом, биологическими особенностями растений), обуславливающими широкий диапазон значений (от 0,6 до 189) коэффициентов пропорциональности (КП) плотности радиоактивного загрязнения почвы и концентрации радионуклидов в растениях (табл. 4).

Т а б л и ц а 4. Содержание  $Cs-137$  в дернине и травостое при плотности загрязнения почвы естественных лугов  $1 \text{ кБк/м}^2$

Тип почвы	Тип луга	$Cs-137$ , Бк/кг воздушно-сухой массы	
		дернина	травостой
Лугово-черноземная суглинистая	Пойменный влажный	3,0	0,6
Луговая супесчаная	Суходол нормальный	10-14	2,0-3,0
Луговая супесчаная	Пойменный влажный	12-15	8,0-11
Дерново-подзолистая суглинистая	Суходол нормальный	4,0-14	1,0-4,0
Дерново-подзолистая песчаная	То же	40-63	5,0-9,0
То же	Суходол избыточно увлажненный	45-69	13-22
-*-	Пойменный влажный	53-75	25-39

Тип почвы	Тип луга	С <sub>с</sub> -137, Бк/кг воздушно-сухой массы дернина травостой	
Торфяно-глиевая	Торфяный осушенный	77-90	30-45
То же	Торфяный заливной	123-172	58-82
-"-	Торфяный низинный	170-198	135-189

Т а б л и ц а 5. Влияние видовых особенностей растений на переход С<sub>с</sub>-137 из торфяной почвы естественного луга в надземную фитомассу

Растение	Фаза роста и развития	КП <sup>x/</sup>
Мятлик луговой	Конец цветения	0,59+0,12
Тимофеевка луговая	Цветение	0,72+0,10
Осот розовый	-"-	1,26+0,14
Овсяница луговая	Полная спелость колоса	1,80+0,18
Шавель конский	Созревание семян	3,15+0,22
Подорожник большой	То же	3,67+0,19
Горошек мышиный	-"-	3,76+0,29
Тиреберник непахучий	-"-	3,93+0,26
Клевер гибридный	-"-	5,04+0,32
Тысячелистник обыкновенный	-"-	5,48+0,48
Хвощ луговой	Наращивание стебля	5,52+0,42
Люцерна желтая	Цветение	6,06+0,52
Клевер ползучий	Цветение	8,09+0,77

Растение	Фаза роста и развития	КП <sup>х/</sup>
Клевер луговой	Цветение	8,37+0,90
Лапчатник гусиный	Выбрасывание цветоноса	11,60+0,92
Лютик ползучий	Нараствание стебля	13,70+0,98

$$\frac{x/}{\text{КП}} = \frac{\text{Бк/кг возд. - сухой массы растений}}{\text{кБк/м}^2}$$

Т а б л и ц а 6. Влияние биологических особенностей кормовых культур, выращиваемых на осушенном торфянике, на накопление Сс -137

Культура	КП <sup>х/</sup>
Капуста кормовая (зеленая масса)	22,0+5,0
Клевер (зеленая масса)	0,2+0,7
Бобовые травы (зеленая масса)	8,9+0,3
Рапс (зеленая масса)	8,4+0,9
Турнепс (корнеплоды)	8,0+1,0
Злаковые травы (зеленая масса)	4,1+0,2
Овес (зеленая масса)	3,9+0,3
Свекла кормовая (корнеплоды)	2,7+0,3
Кукуруза на силос	1,6+0,2
Овес (солома)	1,5+0,1
Ячмень (зеленая масса)	0,8+0,1
Картофель (клубни)	0,7+0,2
Овес (зерно)	0,7+0,1

$$\frac{x/}{\text{КП}} = \frac{\text{Бк/кг возд. - сухой массы растений}}{\text{кБк/м}^2}$$



Наибольшее накопление  $Cs - 137$  отмечено в травостое лугов, расположенных на органогенных переувлажненных почвах: на низинном торфянике в 4-5 раз выше, чем на осушенном. Содержание радионуклида в растениях положительно коррелирует с загрязнением луговой дернины.

Содержание цезия-137 в кормах, получаемых с естественных угодий, будет во многом зависеть от видового состава растений, преобладающих в травяном покрове луга. В зависимости от вида травостоя на торфяном лугу содержание радионуклида в корме может варьировать, поскольку видовые различия в накоплении изменяются до 23 раз (табл. 5).

Биологические особенности кормовых культур, выращиваемых в севообороте на осушенных торфяных почвах, также во многом определяют различия в величинах накопления  $Cs - 137$  в растениях. При этом размах значений КП достигает 31 раза (табл. 6).

#### Рациональное использование загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных угодий, расположенных на торфяных почвах

Как показывают исследования, проведенные в полевых условиях, коренное улучшение луга является одним из наиболее эффективных способов повышения продуктивности естественных кормовых угодий и снижения количества радионуклидов, накапливаемых травостоем. Коренное улучшение достигается при уничтожении естественного малопродуктивного травостоя и создании нового, более продуктивного, заделкой дернины, загрязненной радионуклидами, и формированием новой, менее загрязненной.

В результате исследований по изучению влияния мелиорации естественного луга, расположенного на торфяной почве, на переход цезия-137 в луговые растения установлено, что осушение снижает поступление радионуклида в 3 раза, проведение обработок почвы - в 4 раза, внесение калийного удобрения и смеси полного с известью в 3 и 4 раза соответственно (табл. 7).

Полный комплекс работ по коренному улучшению осушенного торфяного луга позволяет снизить загрязнение травостоя  $Cs - 137$  до 16 раз. В случае применения только азотных или фосфорных

Т а б л и ц а 7. Влияние мелiorативных мероприятий на переход  $Cs-137$  в травостой из почвы торфяного луга

Мероприятия	КП		Снижение концентрации цезия-137 в траве, раз
	До проведения	После проведения	
Осушение	189	71,0	2,7
Вспашка	71,0	25,9	3,0
Дискование	71,0	17,5	4,0
Внесение удобрений			
$N_{60}$	17,5	39,1	2,2
$P_{90}$	17,5	30,4	1,7
$K_{120}$	17,5	5,9	3,0
Навоз, 50 т/га	17,5	13,1	1,3
Известь, 1,5 Нг	17,5	11,7	1,5
$N_{60}P_{90}K_{120}$	17,5	13,8	1,3
$N_{60}P_{90}K_{120} +$ известь	17,5	4,3	4,1
Коренное улучшение	71,0	4,3	16,5

удобрений накопление радионуклида в растениях увеличивается в 2,2 и 1,7 раза соответственно.

Результаты изучения влияния различных доз минеральных, органических удобрений и извести в комплексе на переход  $Cs-137$  из почвы осушенного торфяника в кормовые культуры показывают, что наибольшее снижение КП отмечается при внесении повышенных доз калийных удобрений в составе полного минерального удобрения и в смеси с известью и навозом (табл. 8, 9).

Т а б л и ц а 8. Влияние мелиорантов на величину перехода  $Cs-137$  из торфяной почвы в вегетативную массу растений

Опыт	КП			
	гравосмесь	рапс	овес	ячмень
Контроль <sup>x/</sup>	17,5	43,5	12,4	3,5
$N_{60}P_{60}K_{60}$	13,0	24,6	10,9	3,0
$N_{60}$	3,91	67,8	14,3	5,1
$N_{120}$	24,2	42,6	11,1	3,1
$P_{90}$	30,4	73,5	-	-
$K_{120}$	5,9	13,0	-	-
$N_{60}P_{90}$	23,9	37,0	-	-
$N_{60}K_{120}$	15,8	29,1	-	-
$P_{90}K_{120}$	5,3	6,7	-	-
$N_{60}P_{90}K_{120}$	13,8	19,6	-	-
$N_{60}P_{60}K_{60}$ + известь 1 доза г.к.	30,1	47,4	13,4	3,8
$N_{60}P_{60}K_{60}$ + известь 1,5 дозы г.к.	20,1	24,3	11,5	3,0
$K_{120}$ + известь 1 доза г.к.	4,9	12,0	5,7	1,1
$N_{60}P_{90}K_{120}$ + известь 1 г.к.	4,9	72,6	8,3	4,1
$N_{60}$ + известь 1 доза г.к.	46,5	103,5	14,4	8,7

Опыт	КП			
	травосмесь	рапс	овес	ячмень
$N_{60}P_{60}K_{180} +$ известь 1 г.к.	12,4	18,7	2,2	2,0
$N_{120}P_{60}K_{60} +$ + известь 1 г.к.	20,9	30,4	6,1	3,8
$N_{120}P_{120}K_{120} +$ + известь 1 г.к.	10,7	18,1	2,5	1,1
$N_{60}P_{150}K_{60} +$ + известь 1 г.к.	16,8	39,1	1,7	1,1
$P_{90} +$ известь 1 доза г.к.	18,0	45,7	8,0	4,5

x/ Без внесения мелиорантов.

Для правильной оценки и определения перспектив рационального использования естественных лугов, расположенных на торфяных почвах с различной плотностью загрязнения  $Cs-137$ , обобщены и систематизированы данные многолетних исследований по изучению миграции радионуклида в системе почва - луговые растения (табл. 10).

В тех случаях, когда после проведения рекомендуемых мероприятий на торфяных почвах все же не удастся получить продукцию, соответствующую нормативам, необходимо перейти на производство кормов в условиях севооборотов, т.е. на выращивание кормовых культур с учетом максимальной плотности и загрязнения почв, при которых возможно получение нормативно чистой продукции животноводства (табл. 11).

Т а б л и ц а 9. Влияние мелиорантов на величину перехода Сs-137 из торфяной почвы в кормовые культуры

Опыт	КП для сырой массы				
	капуста кормо- вая	кукуруза на си- лос	свекла кормо- вая	турнепс, корне- плоды	овес, ве- гетативная масса
Контроль <sup>x/</sup>	90,0	10,0	3,0	6,3	16,0
$N_{60}P_{90}K_{120}$ (фон)	20,6	2,4	1,0	2,0	3,7
$N_{60}$	45,0	9,5	2,0	6,9	15,4
$P_{90}$	61,0	8,0	1,2	6,3	21,0
$K_{120}$	45,6	1,3	0,5	3,5	10,6
$N_{60}P_{90}$	31,0	5,6	0,5	2,6	6,3
$P_{90}K_{120}$	16,5	2,4	0,6	3,0	4,0
$N_{60}K_{120}$	28,0	2,2	1,0	2,8	4,8
Известь 1,5 Н <sub>г</sub>	44,0	9,3	2,8	7,8	12,4
Навоз, 59 т/га	36,0	3,0	1,3	2,2	5,0
Фон+навоз, 50 т/га	9,0	0,6	0,5	0,9	1,6
Фон+известь 1,5 Н <sub>г</sub>	10,0	1,0	0,6	1,2	1,5
Фон+известь 1,5 Н <sub>г</sub> + на- воз, 50 т/га	12,4	1,8	0,5	1,0	2,4

<sup>x/</sup> Без внесения мелиорантов.

Т а б л и ц а 10. Рациональное использование угодий, расположенных на торфяных почвах, для производства молока и мяса, соответствующих ВДУ-91

Тип луга	Плотность загрязнения угодий Cs-137, кВк/м <sup>2</sup>		
	до 9,2	9,2-74	75-555
Торфянистый осушенный	Используется без ограничений	После коренного улучшения без ограничений	Производство кормов для начальной стадии откорма КРС после коренного улучшения
Торфянистый пойменный	Производство кормов для начальной стадии откорма КРС После осушения и коренного улучшения используется без ограничений		Использование возможно после осушения и коренного улучшения для начальной стадии откорма КРС

Т а б л и ц а 11. Предельно допустимая плотность загрязнения почвы цезием-137 при выращивании кормовых культур, используемых на заключительной стадии откорма КРС, Ки/км<sup>2</sup> (кВк/м<sup>2</sup>)

Культура	Предельно допустимая плотность загрязнения почв	
	торфяно-глеевая осушенная	дерново-подзолистая песчаная
Капуста кормовая (зеленая масса)	0,4/15/	6/222/
Рапс (зеленая масса)	1/37/	10/370/
Турнепс (корнеплоды)	1/37/	12/444/
Сеяные травы (зеленая масса):		
злаковые	2/74/	20/740/
бобовые	1/37/	10/370/

Культура	Предельно допустимая плотность загрязнения почв	
	торфяно-глее- вая осушенная	дерново-подзо- листая песчаная
Овес:		
зеленая масса	2/74/	40/1480/
зерно	5/185/	40/1480/
солома	3/111/	20/740/)
Кукуруза на силос	5/185/	40/1480/
Свекла (корнеплоды)	3/111/	20/740/
Ячмень:		
зеленая масса	10/370/	40/1480/
зерно	10/370/	40/1480/
солома	15/555/	60/2220/
Картофель (клубни)	10/370/	40/1480/
Клевер (зеленая масса)	1/37/	9/333/

## Л И Т Е Р А Т У Р А

1. Княк Г. С. Луговое хозяйство. - К.: Вища школа, 1986.- 352 с.
2. Почвы Украины и повышение их плодородия / Под ред. Н.И. Полупана. - К.: Урожай, 1988.
3. Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения  $^{137}\text{Cs}$  и человек. - М., 1974.
4. Пристер Б. С., Лошилов Н. А., Немец О. Ф., Поярков В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. - К.: Урожай, 1991.
5. Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г. и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. - М.: Экология, 1992. - 400 с.

## К ВОПРОСУ РАДИАЦИОННОЙ СИТУАЦИИ НА ОРОШАЕМЫХ ЗЕМЛЯХ

Г. П. Перепелятников

Миграция радионуклидов аварийного выброса Чернобыльской АЭС с загрязненной водосборной территории в реки Днепро-вского бассейна обуславливает актуальность оценки радиационной ситуации на землях, орошаемых водой реки Днепр (около 1,4 млн. га, в южных областях – около 1,3 млн. га). Около 50% орошаемых угодий занято кормовыми культурами, а овощи практически полностью выращивают при поливе.

В этих условиях наличие долгоживущих радионуклидов  $Sr$  и  $Cs$  в поливной воде приводит к загрязнению не только урожая сельскохозяйственных культур, но и почвы орошаемых угодий.

По данным Минводхоза Украины, содержание  $Cs-137$  в 1992 г. в воде водохранилищ каскада от Каневского до Каховского составляло от 0,05 до 0,01 Бк/л, а  $Sr-90$  от 0,11 до 0,19 Бк/л. Содержание  $Cs-137$  в воде в 1992 г. осталось практически на уровне 1990 г., что указывает на стабилизацию стоковой миграции его в Днепр. Содержание  $Sr-90$  в воде в 1992 г. увеличилось вследствие паводкового затопления поймы р. Припять весной 1991 г. (по отдельным водохранилищам до двух раз).

Поскольку содержание  $Cs-137$  в воде достаточно низкое, опасность поступления радионуклидов в пищу человека с продукцией, получаемой с орошаемых угодий, намного меньше, чем в северных районах Украины (см. таблицу).

Поступление в продукцию растениеводства  $Sr-90$  на Юге (орошаемые земли) в 2–10 раз ниже, чем  $Cs-137$ . В северных районах поступление  $Sr-90$  также невелико вследствие низкого его содержания в почве на большей части северных районов Украины.

Следовательно, можно говорить лишь о дополнительном поступлении радионуклидов за счет орошения по трофической цепи человеку. Однако количество поступающих радионуклидов на Юге в 8–10 раз меньше, чем в северных районах, что снижает остроту проблемы радиоактивного загрязнения продукции в этом регионе.

Работы, проведенные до 1985 г. в области радиэкологии орошаемого земледелия, позволили установить закономерность

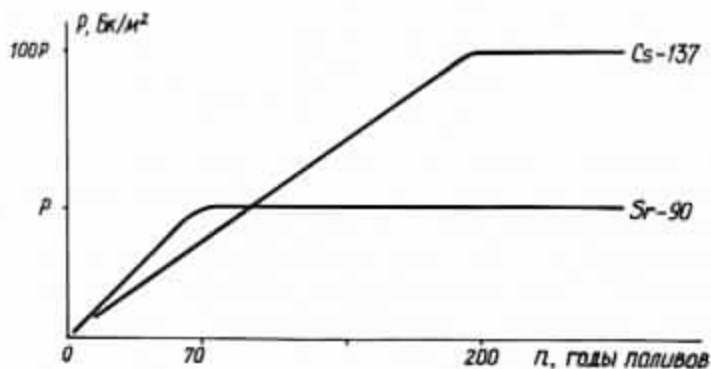


Т а б л и ц а. Содержание Cs-137 в продукции, полученной в северных и южных районах Украины (1992 г.)

Культура	Содержание, сБк/кг		Продукция	Содержание, сБк/кг	
	Южные области, орошение	х/ Северные области, при 37 кБк/м <sup>2</sup>		Южные области, орошение	х/ Северные области, при 37 кБк/м <sup>2</sup>
Озимая пшеница (зерно)	25	400	Корма: грубые	1000	7000
Кукуруза на силос	40	600	сочные	40	600
Лисцерна (сено)	1000	7000	концентраты	30	500
Капуста	15	1200	Овощи	35	560
Томаты	50	800			
Огурцы	100	400	Крупа, хлеб	30	250
Свекла	52	2000	Молоко	55	420
Лук	90	200	Мясо	220	1680
Морковь	50	400			

х/ Для дерново-подзолистой почвы по данным Бондаря П.Ф. [1]

привноса  $Cs-137$  и  $Sr-90$  в почву орошаемых угодий с поливной водой, содержащей эти радионуклиды [2]. Процесс их привноса по времени можно изобразить графически (см. рисунок), при постоянной удельной концентрации радионуклидов в воде на протяжении всего времени орошения.



Динамика привноса радионуклидов с поливной водой в почву орошаемых угодий

При равной постоянной удельной концентрации  $Cs-137$  и  $Sr-90$  в поливной воде процесс накопления в почве орошаемых угодий  $Sr-90$  продолжается 70 лет, а  $Cs-137$  — 200, после чего привнос радионуклидов с водой уравнивается с их отчуждением (миграция за пределы основного корнеобитаемого слоя, естественный распад и отчуждение с урожаем).

Количественную величину привноса  $i$ -го радионуклида ( ${}^1P_i$ ) в почву орошаемых угодий за один год можно описать формулой:

$${}^1P_i = [MC - (V + f + p)] e^{-\lambda t}, \quad (1)$$

где  ${}^1P_i$  — накопление  $i$ -го радионуклида в почве за один вегетационный период,  $Бк/м^2$ ;  $M$  — оросительная норма на данном участке,  $м^3/м^2$ ;  $C$  — концентрация радионуклида в поливной воде,  $Бк/м^3$ ;  $V$  — количество радионуклида, задержанного надземной массой растений из воды при поливе и отчужденного с урожаем,  $Бк/м^2$ ;  $f$  — количество радионуклидов, мигрировавших под действием оросительной воды за пределы пахотного горизон-

та (0-30 см), Бк/м<sup>2</sup>; Р - количество радионуклида, вынесенного из почвы растениями и отчужденного с урожаем, Бк/м<sup>2</sup>.

С учетом баланса привноса радионуклидов в почву и их отчуждения за  $\Lambda$ -лет и, опуская процесс решения уравнения и вывода формулы, получим окончательную формулу накопления  $i$ -го радионуклида в почве орошаемых угодий за  $\Lambda$ -лет:

$${}^i P_{\Lambda} = MC(1-K_V) \frac{1 - \{ [1 - (K_f + \frac{K_n b}{300})] e^{-\lambda t} \}^{\Lambda}}{1 - [1 - (K_f + \frac{K_n b}{300})] e^{-\lambda t}}, \quad (2)$$

где  $K_V$  - отношение содержания радионуклида (Бк) в урожае надземной массы растений с 1 м<sup>2</sup> к плотности загрязнения почвы (Бк/м<sup>2</sup>): для Cs-137 - 0,0013, для Sr-90 - 0,0057;  $K_f$  - количество радионуклида, вынесенного за пределы пахотного горизонта почвы (корнеобитаемого слоя - 0-30 см), к количеству внесенного в пахотный горизонт, отн. ед. (для Sr-90 - 0,048; для Cs - 137 - 0,0048);  $K_n$  - коэффициент накопления радионуклида;  $b$  - урожай культуры, выращиваемой на участке, кг/м<sup>2</sup>;  $e^{-\lambda t}$  - постоянная распада радионуклида за время  $t$  = год;  $\Lambda$  - год определения содержания радионуклида в почве.

Расчеты, произведенные по этой формуле, указывают, что при выращивании риса (монокультура) в течение 50 лет, оросительной норме 16 тыс. м<sup>3</sup>/га (минимально возможный оптимум) и содержании в воде Cs-137 0,01 Бк/л и Sr-90 - 0,1 Бк/л привнос их в почву чеков соответственно составит 444 и 2200 Бк/м<sup>2</sup> (0,01 и 0,05 Ки/км<sup>2</sup>). Следовательно, если содержание Cs-137 в воде (0,01 Бк/л) с течением времени не уменьшится, то привнос его в почву чеков (тем более, в почву остальных орошаемых угодий) за 50 лет не превысит 0,01 Ки/км<sup>2</sup> (реально он должен быть ниже, поскольку в севообороте рис будет выращиваться 25-37 лет); при содержании Sr-90 в воде на уровне настоящего времени (0,1 Бк/л) реальный привнос в почву будет выше, чем 0,02 Ки/км<sup>2</sup>, а за 70 лет эта величина будет еще больше (т.е. согласно Закону Украины о статусе территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, эти территории будут отнесены к четвертой зоне по радиоактивному загрязнению).

1. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории Украины в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991-1995 годы. Министерство сельского хозяйства Украины. - К., 1991. - 112 с.

2. Алексахин Р. М., Буфатин О. И., Маликов В. Г., Перепелятников Г. П. и др. Радиоэкология орошаемого земледелия. Под ред. Алексахина Р. М. - М.: Энергоатомиздат, 1985. - 224 с.

## НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ ТЕХНОЛОГИИ КОРМОПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Г. П. Перепелятников, Н. П. Омельяненко, Л. В. Перепелятникова

Уровень загрязненности почв и их свойства, биологические особенности культур и технологии их возделывания во многом определяют накопление радионуклидов растениями, используемыми на корм животным.

Широкое варьирование в показателях накопления радионуклидов растениями связано с различиями в свойствах почв, видовыми особенностями растений и характером распределения радионуклидов по профилю почв [1-4]. Внесение мелиорантов, органических и минеральных удобрений, известкование и другие приемы могут в значительной степени влиять на поглощение радионуклидов растениями [5-7]. Однако единого мнения о количественном диапазоне различий в накоплении кормовыми культурами Cs-137 и Sr-90 нет. Значительное влияние на поступление радионуклидов в растения оказывают и свойства почв [8-10].

Совершенствование методов снижения поступления радионуклидов в продукцию растениеводства, особенно в корма, весьма актуально и является неотъемлемой частью системы ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях.

В настоящее время разработаны общие рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях. Однако они не полностью учитывают специфику почвенно-климатических, ландшафтных и других специфических условий конкретного хозяйства и района.

При любой технологии выращивания кормовых культур в полевом севообороте первоочередной задачей является основная обработка почвы. При этом на загрязненных территориях происходит перемещение, перераспределение радионуклидов по пахотному слою почвы (механическая миграция). В зависимости от вида основной обработки почвы изменяется и характер распределения радионуклидов (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Размещение  $Cs-137$  в пахотном слое дерново-подзолистой связно-песчаной почвы при различных видах основной обработки почвы (% содержания в слое 0-30 см)

Слой почвы, см	До обработки	Обработка почвы				
		плоскорезная	дискование	фрезерование	вспашка	дискование + вспашка
0-5	98,0	59,7	60,2	42,6	16,6	7,4
5-10	1,2	38,0	38,6	39,8	30,1	14,4
10-15	0,5	1,8	1,0	17,5	30,6	25,4
15-20	0,2	0,4	0,2	0,1	17,5	37,3
20-30	0,1	0,1	-	-	5,2	15,5

Если при дисковании, плоскорезной обработке и фрезеровании вновь вводимых в оборот загрязненных земель более 80-90% радионуклидов остается в слое 0-10 см, то при вспашке в этом горизонте остается 22-45%, которые в значительной степени определяют поступление их в кормовые культуры. Данные свидетельствуют о том, что наиболее приемлемой для данных почв и большинства культур является вспашка (табл. 2).

Допускается и плоскорезная обработка, вследствие которой создается противэрозионный фон, способствующий замедлению эрозионных процессов и вторичного загрязнения растений. Наиболее низкие коэффициенты перехода для злаковых культур получены при обычной вспашке с предварительным дискованием.

Таблица 2. Коэффициенты перехода  $C_{5-137}$  в кормовые культуры при различных способах обработки почвы,  $KП = (Бк/кг) / (кБк/м^2)$

Культуры	Вид обработок				
	вспашка + перепаш- ка	дискова- ние + вспашка	фрезеро- вание на 0-15 см	плоско- резная	вспашка с почвоуглуб- лением
Люпин (зеленый корм)	-	4,9	4,3	5,1	2,1
Овес (зеленый корм)	-	1,0	0,87	-	-
Кукуруза (на силос)	0,64	0,88	1,7	0,70	0,69
Овес + горох (зеленый корм)	0,06	0,05	0,08	-	-
Люпин (бобы)	0,80	0,09	0,10	-	-
Озимая рожь (зеленый корм)	0,08	0,10	0,18	0,20	0,22
Свекла кормо- вая	0,98	0,96	-	2,0	1,4
Ячмень	0,87	0,80	-	1,3	1,0

Минеральные и органические удобрения, мелиоранты вносятся под основную обработку почвы. Полученные в многофакторном опыте данные (табл. 3) свидетельствуют об эффективности применения минеральных удобрений для снижения поступления радионуклидов в кормовые культуры. Наиболее эффективно применение калийных удобрений в дозе 120 кг/га (КП снижается в 1,5-2,0 раза) и полного минерального удобрения в соотношении N:P:K как 1:1,5:2,0.

Значительно эффективнее совместное применение минеральных удобрений с органическими (навоз, сапропель), при этом коэффициенты перехода снижаются в 2-3 раза, а урожайность большинства культур возрастает в 1,5-2 раза. Получен-

Т а б л и ц а 3. Коэффициенты перехода цезия-137 в кормовые культуры при внесении различных доз удобрений и двух видах обработки почвы

Варианты	Кормовая культура					
	кукуруза на силос		овес, зеленая масса		люпин, зеленый корм	
	вспашка	дискова- ние	вспашка	дискова- ние	вспашка	дискова- ние
Контроль	0,88	1,70	1,00	0,87	4,94	4,28
Фон:						
$N_{60}P_{90}K_{120}$	0,85	1,45	1,20	1,92	3,60	6,10
$N_{60}$	1,05	1,45	0,90	1,78	4,77	2,94
$P_{90}$	0,97	0,98	0,90	1,31	4,30	4,94
$K_{120}$	0,58	1,41	0,57	1,09	4,00	3,42
$N_{60}P_{90}$	1,00	1,61	0,30	1,84	2,70	2,91
$P_{90}K_{120}$	0,58	0,80	0,51	1,22	2,20	3,00

$N_{60}K_{120}$	1,20	0,94	0,65	2,09	2,00	2,57
Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	0,52	1,20	0,38	1,94	3,30	2,60
Навоз, 50 т/га	0,46	0,54	0,45	0,89	2,30	1,80
Фон + навоз, 50 т/га	0,41	0,80	0,37	0,73	2,20	1,70
Фон + известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	0,84	1,08	0,43	0,49	2,00	1,90
Фон + известь + навоз	0,26	0,83	0,57	0,50	1,26	4,10
Сапропель, 100 т/га	0,54	1,02	0,59	1,17	2,40	2,80
Фон + сапропель, 50 т/га	0,47	1,07	0,63	1,05	1,70	1,84
Фон + сапропель, 100 т/га	0,43	1,47	1,20	1,19	1,80	2,14
Фон + сапропель, 150 т/га	0,52	1,29	0,64	1,17	1,60	3,62
Фон + сапропель, 100 т/га + известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	0,67	1,15	0,64	1,04	1,70	3,59



Т а б л и ц а 4. Влияние мелнирантов на переход Cs-137 в кормовые культуры на различных почвах

Мелниранты	Кратность снижения перехода, раз	
	Торфяно-глеевые почвы	Дерново-подзолистые почвы
Навоз, 40 т/га	1,3-2,5	2,0-2,7
Навоз, 80 т/га	-	1,9-2,9
Сапропель, 40 т/га	1,0-2,0	0,5-2,7
Сапропель, 80 т/га	-	1,7-2,7
Цеолит, 20 т/га	1,5-2,5	1,5-2,5
Почва, 100 т/га	0,9-1,1	0,9-1,1
Песок, 200 т/га	1,3-5,2	-
Глина, 200 т/га	1,7-5,8	2,0-2,3
Гумат <i>№</i>	1,3-2,0	1,5-2,0
Биомосы	1,3-1,5	1,2-1,5
Торф	-	0,7-1,0
Сапонит	-	1,7-2,3
Глауконит	-	1,8-2,3
Бентонит	-	1,5-2,8

ные усредненные данные по кратности снижения коэффициента перехода цезия-137 в кормовые культуры на наиболее распространенных в Полесье Украины почвах - дерново-подзолистых и торфянистых (табл. 4). На дерново-подзолистых почвах наиболее эффективно снижает поступление радионуклидов в кормовые культуры внесение в почву навоза и сапропеля в дозе 40-80 т/га и глинистых минералов. Кратность снижения КП при их внесении достигает 2,7-2,9. На торфянистых почвах наиболее эффективно внесение навоза, песка и глины. В этом случае кратность снижения КП достигает 2,5-5,8 раз.

Весьма эффективно и внесение повышенных доз сапропеля (табл. 5). Так, внесение 50 т/га сапропеля снижает поступление Cs-137 в 3,6 раза, а 250 т/га - в 4,5 раза.

Т а б л и ц а 5. Влияние внесения сапропеля на поступление цезия-137 в озимую рожь (зерно+солома) из дерново-подзолистой почвы

Дозы внесения, т/га	Поступление, Бк/кг воздушно- сухой массы				КП
	I	II	III	среднее	
Контроль	3,7	4,6	5,5	4,6	0,18
20	2,5	1,8	1,0	1,8	0,07
50	1,3	1,4	1,3	1,3	0,05
100	1,0	3,0	2,6	2,2	0,09
150	2,6	1,6	1,9	2,0	0,08
200	1,4	0,8	3,2	1,8	0,07
250	0,8	1,3	0,9	1,0	0,04

Т а б л и ц а 6. Коэффициенты перехода цезия-137 в ячмень на з/к в зависимости от доз и свойств сапропелей

Дозы внесения	Источник сапропеля (озеро)		
	Турчан- ское	Орехов- ское	Сынов- ское
Контроль	0,25	0,23	0,21
Контроль + $N_{60}P_{90}K_{120}$	0,23	0,25	0,18
(фон)			
Фон + 20 т/га	0,23	0,19	0,19
-"- + 40 т/га	0,20	0,22	0,14
-"- + 60 т/га	0,16	0,18	0,22
-"- + 80 т/га	0,17	0,16	0,18
-"- + 100 т/га	0,19	0,14	0,19

Т а б л и ц а 7. Коэффициенты перехода цезия-137 из дерново-подзолистой почвы в различные виды кормовых культур

Культура	КП	Культура	КП
Кукуруза, зерно	0,02	Ежа сборная	0,40
Кострец	0,05	Пайва	0,50
Кукуруза на силос	0,10	Мальва	0,60
Овсяница	0,10	Турнепс (корне- плоды)	0,70
Тимофеевка	0,10	Вика (зеленая масса)	0,80
Картофель (клубни)	0,20	Рапс (зеленая масса)	0,80
Сурепица	0,20	Люцерна (зеленая масса)	0,90
Ячмень		Клевер (зеленая масса)	0,90
зеленая масса	0,20	Редька (корне- плоды)	1,10
зерно	0,20	Капуста кормовая	1,30
солома	0,30	Дошик	2,40
Овес		Амарант	3,00
зерно	0,30		
солома	0,50		

Влияние сапропелей различного состава неодинаково: из изучаемых сапропелей (Туричанское, Ореховское и Сыновское месторождения Ровенской области) последний отличается повышенным содержанием карбонатов. Вероятно поэтому на фоне Сыновского сапропеля получены наиболее низкие КП Cs-137 в растения (табл. 6).

В первый год внесения некомпостированные сапропели существенного влияния на накопление Cs-137 не оказывают. Вероятнее всего, это связано с тем, что не успевают пройти процессы поглощения и закрепления радионуклидов органическим коллоидным комплексом.

Таблица 8. Коэффициенты перехода Cs-137 в урожай овса

Высота среза вегетативной массы	Повторность				Среднее
	1	2	3	4	
Под защитой пленки					
5 см	0,31	0,15	0,21	0,25	0,23
20 см	0,42	0,37	0,23	0,30	0,33
зерно	0,14	0,13	0,15	0,08	0,13
Контроль					
5 см	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34
20 см	0,61	0,71	0,65	0,68	0,65
зерно	0,18	0,19	0,17	0,18	0,18

Однако на все перечисленные выше мероприятия культуры реагируют неоднородно. Накопление радионуклидов, и в частности Cs-137, во многом зависит от их видового состава, а иногда даже от сорта.

Как свидетельствуют данные табл. 3 и 7, бобовые культуры накапливают в среднем в 2-4 раза больше Cs-137, чем выращиваемые для этих же целей злаковые (озимая рожь, овес, ячмень). Следует также отметить, что в зерне злаковых, как и в бобах бобовых культур содержание Cs-137 всегда значительно (в 1,5-3 раза) ниже, чем в вегетативной массе (солома, листья).

В загрязнении продукции растениеводства, в том числе и кормов, существенную роль играет вторичное загрязнение культур, как за счет механического загрязнения (пыль), так и за счет внекорневого поступления радионуклидов в растения, на что указывают различия в накоплении Cs-137 в зерне открытых и защищенных растений (табл. 8).

Экстраполируя полученные за ряд лет данные, кормовые культуры по способности к накоплению Cs-137 можно расположить в следующей последовательности: рапс > бобовые

травы > злаковые травы > кукуруза на силос > свекла > овес > ячмень.

Проведенные в 1988–1993 гг. исследования дают определенное представление о путях снижения поступления радионуклидов в кормовые культуры, а, следовательно, и получения более "чистой" животноводческой продукции. Однако многие положения требуют уточнения и более детального изучения.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р. М., Маликов В. Г., Жуков В. Н. Радиоактивное загрязнение растений из почвы Белоруссии // 3-я Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии: Тез. докл. – Обнинск, 1990, т. 1. – С. 36.
2. Пятнова Т. Т., Гребенщикова Н. В., Левков И. А. Поступление радионуклидов Cs в сельскохозяйственную продукцию из почв 30 км зоны ЧАЭС // 3-я Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии: Тез. докл. – Обнинск, 1990, т. 1. – С. 37.
3. Ветров В. А., Андрианова Г. А. и др. Мониторинг параметров миграции чернобыльских радионуклидов в естественных экосистемах на территории СССР // I Всесоюз. радиологический съезд: Тез. докл. – Пушкино, 1989. – С. 421–422.
4. Елишевич Н. В., Иванова Т. Г. и др. Накопление радионуклидов хозяйственно полезными растениями // I Всесоюз. радиологический съезд: Тез. докл. – Пушкино, 1989. – С. 441–442.
5. Бондарь П. Ф., Зайка В. В. и др. Влияние удобрений и мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур на произвесткованных почвах // 3-я Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии: Тез. докл. – Обнинск, 1990, т. 1. – С. 81–82.
6. Тимофеев С. Ф., Новик А. А., Талекшанова Г. И. Влияние удобрений на поступление радионуклидов в растения овса // 3-я Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии: Тез. докл. – Обнинск, 1990, т. 1. – Стр. 37.
7. Архипова Т. С., Усачева Т. Б. Оценка эффективности различных агротехнических и агрохимических мероприятий по снижению перехода Cs-137 в травостой пастбищ // I Всесоюз. радиобиологический съезд: Тез. докл. – Пушкино, 1989, т. 11. – С. 409.

8. Пристер Б. С., Лошилов Н. А. и др. Основы сельскохозяйственной радиологии. - К.: Урожай, 1991.

9. Анненков Б. Н., Юдинцева Е. В. Основы сельскохозяйственной радиологии. - М.: ВО "Агропромиздат", 1991.

10. Юдинцева Е. В., Гуляние И. В., Фомкина З. М. Поступление в растения Sr-90 и Cs-137 в зависимости от сорбции их механическими фракциями почв // Агрехимия. - 1970. - № 2. - С. 30-40.

### ВЛИЯНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ НА ПЕРЕХОД Cs-137 В РАСТЕНИЯ В УСЛОВИЯХ ПРОВЕДЕНИЯ МЕРОПРИЯТИЙ ПО СНИЖЕНИЮ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В УРОЖАЙ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР

З. В. Калашникова, Г. П. Перепелятников, Р. В. Медяк

Ведение сельскохозяйственного производства в районах Украинского Полесья требует применения микроудобрений, что связано с низкими потенциальными запасами микроэлементов в преобладающей части почвенного покрова этой зоны и необеспеченностью почв подвижными формами В, С<sub>ц</sub>, Со, МО [1]. Повышение уровня химизации сельскохозяйственного производства также обуславливает рост дефицита микроэлементов в почвах. Исследования показали, что с повышением уровня азотного, фосфорного, калийного питания наблюдается тенденция к повышению потребности растений в микроэлементах [2].

Особые условия возникают в районах Полесья, загрязненных радиоактивными веществами, поскольку проведение ряда мероприятий, направленных на снижение поступления радионуклидов в продукцию растениеводства, может оказывать значительное влияние на подвижность микроэлементов в почве и, следовательно, на их поступление в растения. Так, внесение повышенных доз азотных, фосфорных, калийных удобрений, известкование почв сдвигают ионное равновесие почвенного раствора в сторону, неблагоприятную для поглощения растениями микроэлементов [3].

В последнее время появились сведения о возможности изменения под влиянием некоторых микроэлементов перехода радионуклидов из почвы в растения, вследствие чего повышается значение использования микроэлементов на территориях,

загрязненных радиоактивными веществами. Так, внесение  $Cu$ ,  $Li$  и  $Zn$  в почву на фоне полного минерального удобрения привело к снижению содержания  $Cs-137$  в растениях [4].

Следует отметить, что вопросы использования микроудобрений на загрязненных радионуклидами почвах Полесской зоны остаются малоизученными. Так, пока нельзя однозначно ответить на вопрос о возможности и целесообразности применения микроудобрений при использовании определенных видов мелиорантов, которые рекомендуют вносить в почву для снижения поступления радионуклидов в растения. Известно, например, что сапропель содержит необходимое количество микроэлементов и может являться их источником для растений. Это ставит под сомнение рациональность применения микроудобрений в сочетании с сапропелем. Кроме того, нельзя исключить возможность усиления под влиянием микроэлементов поступления радионуклидов в растения, что может снизить эффект, достигнутый при применении других защитных мероприятий.

В проведенных исследованиях изучались вопросы влияния микроэлементов на поступление  $Cs-137$  в биомассу растений на фоне проведения мероприятий, направленных на снижение поступления радионуклидов в растения, а именно: известкование почвы и внесение сапропеля. Оценивалась эффективность действия микроэлементов в зависимости от типа почвы, использованных мелиорантов и вида сельскохозяйственных культур.

Несмотря на то, что основным способом применения микроэлементов принято считать внесение их в почву вместе с минеральными удобрениями, широкое распространение получил такой прием, как предпосевная обработка семян растений, поскольку он более экономичен, а по эффективности мало уступает первому способу. Кроме того, такой способ воздействия микроэлементов при изучении процессов поступления радионуклидов в растения до настоящего времени не применялся. Поэтому была использована обработка семян теми микроэлементами, которые обычно рекомендуются к практическому применению на определенных типах почв для данных культур для повышения их урожайности.

При отборе микроэлементов учитывались также литературные данные об их воздействии на интенсивность поступления радионуклидов в растения [4].

## Методы исследований

Исследования проводили в условиях вегетационного и полевого опытов. В вегетационном опыте использовали два типа почв: дерново-подзолистую супесчаную и торфяную.

Содержание Cs-137 в дерново-подзолистой супесчаной почве составило 2,024 кБк/кг, гумус 2,41%,  $pH_{\text{сол}} - 5,6$ ,  $N_{\text{Г}} - 2,2$  мг-экв/100 г почвы,  $S$  погл. осн. - 5,3 мг-экв/100 г почвы, содержание подвижного калия не превышает 3,1 мг/100 г почвы, подвижный фосфор - 5,6 мг/100 г почвы.

Содержание Cs-137 в торфяной почве - 3,389 кБк/кг,  $pH_{\text{сол}} - 5,84$ ,  $pH_{\text{вод}} - 6,65$ ,  $N_{\text{Г}} - 0,83$  мг-экв/100 г почвы, обменный Ca-55 мг-экв/100 г почвы.

В вегетационном опыте использовали сосуды емкостью 5 кг. Перед набивкой сосудов в почву вносили мелиоранты: известь и сапропель. Дерново-подзолистую почву в первом случае известковали в дозе 1,5 по гидролитической кислотности ( $N_{\text{Г}}$ ). Во втором - вносили сапропель в дозе 150 т/га. В торфяную почву его вносили в той же дозе. Схема опытов приведена в табл. 1-6.

Полевой опыт был проведен на стационаре "Копачи", который расположен на участке пашни, ранее использовавшейся в сельскохозяйственном производстве. Плотность радиоактивного загрязнения по Cs-137 1,1 МБк/м<sup>2</sup>. Почва стационара дерново-слабоподзолистая глееватая связнопесчаная на флювиогляциальных отложениях. Гумус 0,8-1,1%,  $pH_{\text{сол}} - 4,5-5,0$ ,  $N_{\text{Г}} - 2,2$  мг-экв/100 г почвы,  $KO - 1,9$  мг/100 г почвы,  $PO_{\text{Г}} - 6,4$  мг/100 г почвы. Площадь делянки 1 м<sup>2</sup>. Перед посевом в почву вносили два вида сапропеля (Ореховский и Туричанский) в дозе 50 т/га. Содержание Cs-137 в Ореховском и Туричанском сапропеле приблизительно одинаковое: 27,1 Бк/кг и 29,3 Бк/кг соответственно. Схема опытов приведена в табл. 7,8.

Изучались следующие культуры: люпин Мотив 369, горох Авангард, вика - Льговская-31, овес - Льговский-78, ячмень Винер, кукуруза Воронежская-80. Семена растений перед посевом обрабатывали растворами микроэлементов, которые указаны в схеме опытов. Биомассу бобовых культур убирали в фазе образования плодов, зерновых - в фазе выхода в трубку. Растения сушили при 60°C. Содержание Cs-137 (Ки/кг сухой массы) определяли на приборе LP 49000 В Multi-



channal AnaLyser Коэффициенты накопления Cs-137 ( $K_n$ ) рассчитывали по формуле

$$K_n = \frac{\text{концентрация в растениях, Ки/кг}}{\text{концентрация в почве, Ки/кг}}.$$

Математическая обработка результатов эксперимента проводилась методом дисперсионного анализа.

### Влияние микроэлементов на накопления Cs-137 в биомассе сельскохозяйственных культур в вегетационном опыте

В опытах с люпином на дерново-подзолистой известкованной почве влияние испытанных микроэлементов на переход Cs-137 в растения оказалось несущественным (табл. 1).

На той же почве в вариантах с сапропелем достоверно значимое снижение поступления Cs-137 в урожай по сравнению с контролем отмечено при использовании В и Zл. В опытах с В величина снижения  $K_n$  составила 51%, с Zл-42%. Остальные микроэлементы не оказывали существенного влияния на переход радиоцезия в урожай люпина.

Наибольший эффект действия Zл был достигнут на торфяной почве с сапропелем. Снижение  $K_n$  составило 69%. В и другие микроэлементы не оказали существенного влияния на поступление Cs-137 в растения на торфяной почве.

Для вики достоверный эффект воздействия на поступление Cs-137 отмечен только на дерново-подзолистой почве в опытах с В. Причем, в вариантах с известкованием почвы и внесением сапропеля эффект был приблизительно одинаковый, снижение величины  $K_n$  составило - 19 и 22% соответственно (табл. 2).

Для гороха достоверное снижение величины  $K_n$  по сравнению с контрольными значениями отмечено только под влиянием Zл, причем на дерново-подзолистой почве оно показано как в вариантах с мелиорантами, так и без них. Снижение величины  $K_n$  в этих вариантах составляет 14-18%. На торфяной почве аналогичное действие Zл отмечено только в вариантах с сапропелем, величина  $K_n$  уменьшилась на 20% по сравнению с контролем (табл. 3).

Т а б л и ц а 1. Влияние микроэлементов на переход Cs-137 в урожай люпина в вегетационном опыте

Почва	Мелиоранты	K <sub>н</sub>							НСР <sub>05</sub>
		контроль	В	Zn	Сu	Mn	Co	Mo	
Дерново-под- золистая	Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	5,0	2,8	7,1	4,3	3,5	5,1	3,3	2,3
Супесчаная	Сапропель, 150 т/га	7,8	3,8	4,5	6,5	5,6	8,9	9,1	2,5
Торфяная	Сапропель, 150 т/га	0,26	0,23	0,08	0,15	0,17	0,25	0,16	0,11

Т а б л и ц а 2. Влияние микроэлементов на переход Cs-137 в урожай  
 вики в вегетационном опыте

Почва	Мелиоранты	К <sub>н</sub>				НСР <sub>05</sub>
		контроль	В	Zn	Mn	
Дерново-подзо- листая	Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	10,4	8,4 <sup>x</sup>	9,2	9,6	1,7
Супесчаная	Сапропель, 150 т/га	6,8	5,3 <sup>x</sup>	6,3	5,7	1,3
Торфяная	Без мелиоран- тов	0,57	0,52	0,55	0,53	0,05
	Сапропель, 150 т/га	0,51	0,44	0,47	0,43	0,16

Таблица 3. Влияние микроэлементов на переход Cs-137 в урожай гороха в вегетационном опыте

Почва	Мелиоранты	K <sub>и</sub>					НСР <sub>05</sub>
		контроль	В	Zn	Сu	Mn	
Дерново-подзолистая	Без мелиорантов	9,0	8,2	7,7	9,0	8,9	0,9
Супесчаная	Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	8,2	7,5	7,0			1,1
	Сапропель, 150/га	7,4	6,4	6,1			1,2
Торфяная	Без мелиорантов	0,50	0,45	0,45	0,49	0,50	0,05
	Сапропель, 150 т/га	0,40	0,35	0,32			0,06

Т а б л и ц а 4. Влияние микроэлементов на переход  $Cs-137$  в урожай овса в вегетационном опыте

Почва	Мелиоранты	$K_H$					$HCP_{05}$
		контроль	B	Zn	Cu	Mn	
Дерново- подзолистая супесчаная	Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	7,2	6,0	6,2	5,6	6,9	3,6
	Сапропель, 150 т/га	10,5	9,9	8,9	8,9	8,1	3,2
132 Торфяная	Без мелио- рантов	0,52	0,51	0,51			0,05
	Сапропель, 150 т/га	0,50	0,41	0,38	0,53	0,29	0,26

Т а б л и ц а 5. Влияние микроэлементов на переход  $C_{37-137}$  в урожай ячменя в вегетационном опыте

Почва	Мелиоранты	$K_H$						НСР <sub>05</sub>
		конт- роль	В	Zn	Сu	Mn	Со	
Дерново- подзолистая супесчаная	Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	4,6	4,0	3,8	4,1	3,6	1,0	
	Сапропель, 150 т/га	5,5	4,8	4,3	5,9	5,8	4,9	1,1
Торфяная	Сапропель, 150 т/га	0,66	0,60	0,57	0,62	0,65	0,11	

Т а б л и ц а 6. Влияние микроэлементов на переход Cs-137 в урожай кукурузы в вегетационном опыте

Почва	Мелiorанты	$K_H$							НСР <sub>05</sub>
		конт-роль	В	Zn	Сu	Mn	Со	Мо	
Дерново-подзолистая	Известь, 1,5 Н <sub>г</sub>	6,7	5,5	5,4	6,5	6,4	6,2	6,4	0,6
супесчаная	Сапропель, 150 т/га	4,8	3,3	3,2	4,9	4,0	3,7		0,9
Торфяная	Сапропель, 150 т/га	0,64	0,54	0,60	0,67	0,61	0,60	0,57	0,08

Для овса действие микроэлементов на разных типах почвы с мелиорантами и без них существенно не изменило размеры накопления  $Cs-137$  в биомассе (табл. 4).

Для ячменя достоверное снижение размеров перехода радиоцезия в биомассу по сравнению с контролем наблюдалось только под влиянием  $Zn$  на дерново-подзолистой почве в варианте с сапропелем, величина снижения  $K_n - 22\%$ ; в других случаях воздействие микроэлементов было несущественным (табл. 5).

Для кукурузы достоверное снижение размеров перехода  $Cs-137$  в биомассу отмечено только под влиянием  $B$  и  $Zn$ . На произвесткованной дерново-подзолистой почве снижение величины  $K_n$  в опытах с  $B$  составило  $18\%$ , с  $Zn - 19\%$ , в вариантах с сапропелем снижение величины  $K_n$  было существенно большим:  $31$  и  $33\%$  соответственно (табл. 6).

На торфяной почве с сапропелем аналогичный эффект был достигнут только при действии  $B$  и составил  $16\%$ .

Таким образом, данные вегетационного опыта по трем зерновым и трем бобовым культурам свидетельствуют о том, что существенное снижение поступления  $Cs-137$  в биомассу растений происходит только при действии двух микроэлементов —  $B$  и  $Zn$ . Другие микроэлементы не изменяют размеры накопления радиоцезия в растениях.

Ответить на вопрос о том, почему действие именно  $B$  и  $Zn$  на процессы поступления  $Cs-137$  оказалось наиболее эффективным по сравнению с действием других микроэлементов, в настоящее время достаточно сложно. Для этого необходимы дополнительные исследования. Однако анализ литературных данных по биохимическим и физиологическим аспектам этих элементов показал, что несмотря на имеющиеся функциональные различия в действии  $B$  и  $Zn$  в растительном организме, они имеют одно общее свойство, которое, возможно, оказывает влияние на транспортные процессы у растений. Оба элемента влияют на мембранную проницаемость растительных клеток. Так, бор участвует в образовании клеточных стенок, является необходимым компонентом клеточной оболочки, воздействует на поглощение растениями других элементов питания. Предполагается, что это связано с изменением проницаемости мембран и состояния внутриклеточных коллоидов под влиянием бора. Показано, что цинк также оказывает влияние на проницаемость клеточных мембран [5]. Отмеченные выше свойства бора и цинка не обнаружены у других элементов, испытанных в исследованиях.



Влияние микроэлементов на накопление Cs-137  
в биомассе овса и гороха в полевом опыте

Данные, полученные в полевом опыте по овсу и гороху, свидетельствуют о том, что влияние микроэлементов на поступление Cs-137 в биомассу растений является несущественным как на фоне внесения в почву сапропеля, так и без него (табл. 7, 8).

Т а б л и ц а 7. Влияние микроэлементов на переход Cs-137 в урожай гороха в полевом опыте

Микроэлементы	$K_n$
Контроль	0,31
B	0,43
Zn	0,27
Mn	0,43
Mo	0,32
$HCPO_5$	0,12

Если для овса данные полевого и вегетационного опытов совпадают, то для гороха имеются некоторые различия. В вегетационном опыте с горохом на дерново-подзолистой и торфяной почве в вариантах с использованием мелиорантов наблюдалось достоверное снижение величины  $K_n$  под влиянием Zn (исключение составляет вариант с торфяной почвой без внесения мелиорантов). Полученные результаты свидетельствуют о меньшей эффективности воздействия микроэлементов в полевом опыте, что неоднократно отмечалось в литературе. Как правило, в полевом опыте условия произрастания растений менее благоприятны по сравнению с условиями вегетационного опыта, в результате чего положительный эффект от применения микроэлементов может частично или полностью нивелироваться.

Особенности микроэлементного состава почвенного покрова районов Полесья Украины, которые подверглись радиационному

Т а б л и ц а 8. Влияние микроэлементов на переход  $Cs-137$  в урожай овса на фоне внесения сапропеля в почву в полевом опыте

Микроэлементы	$K_H$		
	без мелиорантов	при внесении сапропеля	
		Туричан-ского	Ореховского
Контроль	0,17	0,12	0,12
B	0,11	0,09	0,08
Zn	0,13	0,14	0,15
Cu	0,21	0,11	0,13
Mn	0,16	0,14	0,13
$HCP_{05}$	0,09	0,04	0,04

загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, а также уменьшение подвижности микроэлементов в почве в результате проведения ряда защитных мероприятий, направленных на снижение поступления радионуклидов в растения, свидетельствуют о необходимости применения микроудобрений при ведении сельскохозяйственного производства в этой зоне. По действию на процессы накопления  $Cs-137$  в биомассе растений изученные микроэлементы можно подразделить на две группы. В первую группу можно объединить микроэлементы, которые не оказали достоверно значимого влияния на размеры накопления  $Cs-137$  в растениях независимо от типа почвы, вносимого мелиоранта и вида культуры. К таким элементам относится большинство изученных: Cu, Mn, Mo, Co. Во вторую группу – микроэлементы, существенно снижающие при определенных условиях накопление  $Cs-137$  в растениях (это Zn и B). Максимальная величина снижения  $K_H$  под влиянием Zn для изученных культур составила 79%, минимальная – 14% по сравнению с контролем. Максимальная величина снижения  $K_H$  под влиянием B составила 51%, минимальная – 16% по сравнению с контролем.

Изученные культуры различались по своей отзывчивости на применение микроэлементов по показателю  $K_H$   $Cs-137$  в био-

массе. Наименее отзывчивой культурой оказался овес. Для гороха и ячменя эффективным оказалось только действие *Zn*, вики – В, кукурузы и люпина – В и *Zn*. Не обнаружено зависимости между типом почвы или видом мелиоранта (известь, сапропель) и величиной эффекта воздействия микроэлементов на поступление *Cs-137* в биомассу растений. В полевом опыте для овса и гороха не выявлено достоверно значимого эффекта воздействия микроэлементов на поступление *Cs-137* в растения. Эффект отсутствовал даже при использовании тех микроэлементов, которые в вегетационном опыте оказывали существенное влияние на накопление радионуклида в биомассе. Это свидетельствует о меньшей эффективности использования микроэлементов в условиях полевого опыта.

Результаты исследований свидетельствуют о допустимости использования обработки семян сельскохозяйственных культур микроэлементами в качестве одного из общепринятых мероприятий при ведении сельскохозяйственного производства на почвах, загрязненных радиоактивными веществами, поскольку микроэлементы не только оказывают благоприятное влияние на биопродуктивность растений и устойчивость их к лимитирующим факторам среды, но и не способствуют усиленному накоплению радионуклидов в урожае.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Микроэлементы в почвах УССР / Под ред. В л а с ю к П. А. – К.: Наукова думка, 1964.
2. А н с п о к П. И. Микроудобрения. – Л.: ВО "Агропромиздат", 1990.
3. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. А л е к с а х и н а Р. М., К о р н е е в а Н. А. – М.: Экология, 1990.
4. Б е р б о в и к о в а Е. А., Г р и с ю к С. Н., К и ц к о В. Е., Г у д к о в И. Н. Влияние микроэлементов *Li*, *Cu*, *Zn* на накопление *Cs-137* и *Sr-90* в растениях овса и люпина // 3-я Всесоюз. конф. по сельскохозяйственной радиологии: Тез. докл. – Обнинск, 1990. – Т. 1. – С. 83.
5. К а б а т а - П е н д и а с А., П е н д и а с Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.

# ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ САПРОПЕЛЕЙ УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ ПО УРОВНЮ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА

Л. В. Перепелятникова, Б. С. Пристер, Н. П. Омеляненко, В. С. Буковская

При радиоактивном загрязнении территории важным фактором радиационной обстановки является концентрация радионуклидов в продукции растениеводства.

Почвы зоны Полесья Украины характеризуются низким содержанием органического вещества, элементов питания, отрицательными водно-физическими свойствами. Улучшая их, можно влиять как на повышение плодородия почвы, так и на снижение концентрации радионуклидов в растениях.

Для достижения бездефицитного баланса гумуса и стабилизации плодородия почв Полесья Украины необходимо на 1 га пашни вносить не менее 15–16 т органических удобрений [1]. Навоза КРС для этих целей не хватает и не всегда он радиологически чист, запасы торфа истощены, поэтому необходимо использовать нетрадиционные источники сырья для приготовления органических удобрений. Одним из таких источников являются отложения пресноводных водоемов – сапропели, запасы которых в пересчете на 60% влажности в Волинской области составляют более 61 млн. т.

Наличие в сапропелях органического вещества и минеральных макро- и микроэлементов, биологически активных веществ позволяет отнести их к агрохимически ценному сырью для дальнейшего приготовления органического удобрения комплексного действия.

В пределах зоны отселения на стационарных участках (с. Копачи) проводились исследования по изучению влияния сапропеля на поступление радиоцезия в кормовые культуры в течение длительного периода 1989–1991 гг. Характеристика испытуемого сапропеля представлена ниже.

## Характеристика испытуемого сапропеля

Влажность	53,1
Зольность, %	36,3
N, мг-экв/100 г	11,2
Г	
$^{18}\text{X}$ -2192в	

Т а б л и ц а 2. Влияние мелнирантов и удобрений на почвы в кормовые культуры,  $KП = \frac{BK/кг \text{ возд. сух. массы}}{кБк/м^2}$

Варианты	Кукуруза на силос (воздушно-сухая масса)					
	1989		1990		1991	
	КП	Кратность	КП	Кратность	КП	Кратность
Контроль	1,4	1,0	0,9	1,0	2,7	1,0
$N_{60} P_{60} K_{120}$ (фон)	1,0	1,3	0,9	1,0	2,1	1,3
Известь, 1,5 $H_r$	0,8	1,7	0,5	1,7	1,6	1,7
Навоз, 50 т/га	0,8	1,8	0,5	1,9	1,9	1,4
Фон+известь	0,7	1,9	0,8	1,0	1,9	1,4
Сапропель, 100 т/га	0,7	1,9	0,5	1,6	1,3	2,0
Фон+сапропель, 50 т/га	0,8	1,8	0,5	1,9	1,6	1,7
Фон+сапропель, 100 т/га	0,7	1,9	0,4	2,0	1,5	1,8
Фон+сапропель, 150 т/га	0,6	2,3	0,5	1,7	1,8	1,5
Фон+сапропель, 100 т/га+ + известь, 1,5 $H_r$	0,6	2,3	0,7	1,3	1,4	1,9

переход цезия-137 из дерново-подзолистой  
(1989-1991 гг.)

Кормовая свекла (сырая масса)				Люпин, зеленая масса (воздушно-сухая)			
1989		1990		1990		1991	
КП	Кратность	КП	Кратность	КП	Кратность	КП	Кратность
0,4	1,0	0,4	1,0	3,8	1,0	1,9	1,0
0,2	2,1	0,2	2,0	3,7	1,0	1,9	1,0
0,3	1,2	0,1	3,1	1,3	2,9	1,3	1,5
0,2	1,9	0,3	1,5	2,8	1,4	1,4	1,1
0,1	2,5	0,2	2,0	1,3	2,9	1,8	1,4
0,2	2,3	0,1	3,1	1,0	3,8	1,1	1,7
0,1	2,5	0,1	3,1	0,8	4,8	1,5	1,4
0,1	2,9	0,2	2,5	2,4	1,6	1,2	1,6
0,1	3,9	0,1	3,1	1,2	3,2	1,6	1,2
0,1	4,4	0,2	2,5	2,3	1,7	1,2	1,6

Гумус, %	14,04
pH солевое	5,1
Емкость поглощения, мг-экв/100 г	29,6
Содержание, % (в пересчете на абсолютно сухое вещество):	
CaO	15,2
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,8
SiO <sub>2</sub>	13,8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,2
Общий, %:	
азот	0,81
фосфор	0,48
калий	0,2

Сапропель – среднесольный, смешанный (15,2% CaO и 13,8 – SiO<sub>2</sub>), алюминий, железо и другие компоненты золы присутствуют в незначительных количествах. По содержанию подвижных форм фосфора и калия сапропель относится к высокообеспеченным. В гранулометрическом спектре преобладают фракции среднезернистого песка (0,025–0,05 мм), выход минералов тяжелой фракции небольшой. Среди минералов больше кварца, ортоклаза, глауконита. Содержание окислов алюминия, железа не превышает 3%. Результаты исследований показали, что содержание микроэлементов в сапропеле незначительно.

Дерново-подзолистая почва опытного участка мало обеспечена подвижными формами калия и фосфора – 1,9 и 6,4 мг/100 г почвы соответственно.

Внесение сапропеля в норме до 100–150 т/га увеличило содержание гумуса на 1,0–1,7%, подвижного фосфора на 6,4–9,5, калия на 1,9–3,5 мг/100 г почвы, pH солевое изменилось незначительно, за исключением вариантов с известью. Эта закономерность сохранилась и в 1990–1991 гг.

Внесение высоких доз сапропеля приводит к значительному повышению урожая сельскохозяйственных культур в 1,3–2 раза, причем последствие проявляется в течение длительного пе-

риода. При внесении сапропеля в дозе 100 т/га получена прибавка урожая кукурузы на силос в первый год 23 ц/га, второй - 21, третий - 15 ц/га; кормовой свеклы - в первый - 50 ц/га; второй - 7 ц/га; люпина в первый год - 93 ц/га; второй - 54 ц/га. Эта закономерность сохраняется и в других вариантах.

Наиболее отзывчивы к внесению сапропеля кормовая свекла и люпин, кратность снижения коэффициента перехода (КП) радиоцезия в урожай которых достигает 3,9 и 4,5 раз соответственно (табл. 2).

Коэффициенты перехода цезия-137 в зеленую массу кукурузы при внесении различных доз сапропеля (как в чистом виде, так и на фоне *МРК*) были в 1,6-2,3 раза ниже, чем на контроле. Наиболее эффективно последствие внесения 100 т/га сапропеля на фоне полного минерального удобрения. Применение больших доз сапропеля не ухудшает фитосанитарную обстановку и существенно повышает содержание микроэлементов в почве и урожае.

Как показали результаты исследований, сапропель является эффективным мелиорантом в условиях радиоактивного загрязнения. Причем, чем беднее почва элементами минерального питания и гумусом, тем эффективнее действие сапропеля.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Малышев И. Г. Перспективность использования сапропелей в сельском хозяйстве. // Химия в сельском хозяйстве. - 1986. - № 2.
2. Хохлов Б. Н. Проблемы использования сапропелей в народном хозяйстве. - Минск, 1976.

## ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СООБЩЕСТВ ЧЛЕНИСТОНОГИХ НА ОПЫТНО-ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПОСЕВАХ ЗЕРНОВЫХ КУЛЬТУР ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РЕКУЛЬТИВАЦИИ БРОШЕННЫХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ

Г. А. Руденская, Е. Г. Бунтова,  
Н. Л. Жарина, Н. Г. Зленко

В результате аварии на Чернобыльской АЭС часть сельскохозяйственных угодий, оказавшихся в зоне радиоактивного загрязнения, была выведена из землепользования. Прекращение



хозяйственной деятельности на таких территориях вызвало значительные нарушения в отношении кормовое растение – фитофаг – энтомофаг.

В связи с отсутствием основных кормовых растений (посевов сельскохозяйственных культур) произошли изменения в видовой и количественной характеристиках популяций фитофагов. Часть видов сохраняет численность на таких территориях на низком уровне. Однако те виды, для которых благоприятные условия питания складываются и на сорной растительности, поддерживают свою численность на достаточно высоком уровне.

Бывшие сельскохозяйственные угодья в течение нескольких лет продолжали оставаться местом резервации значительного количества видов фитофагов, в первую очередь, многоядных и вредителей зерновых культур, так как растительный покров этих фитоценозов состоит, в основном, из злаковых сорняков.

Поскольку загрязнение территории радионуклидами носит пятнистый характер, может возникнуть необходимость рекультивации части выведенных из землепользования угодий.

Для того, чтобы планировать защитные мероприятия при проведении рекультивации, необходимо провести исследования в течение ряда лет по оценке состояния популяций фитофагов на посевах, расположенных в зоне отселения.

Такие работы проводились на производственных посевах озимой пшеницы и озимой ржи (контроль – населенный пункт Опачичи, расположенный в 30-километровой зоне). На контрольных и опытных участках осенью под посев внесли по 200 кг/га д.в. суперфосфата и калийной соли; весной проведена подкормка посевов аммиачной селитрой в дозе 120 кг/га д.в. На контроле в 1986 г., а на опытном участке перед проведением рекультивации внесли по 6 т/га извести.

Обследование угодий проводили дважды в месяц со второй половины апреля до уборки урожая методами рамочных учетов ( $10 \times 0,25 \text{ м}^2$ ) и кошений стандартным энтомологическим сачком. Собранный материал обрабатывали в лабораторных условиях.

В качестве показателей, характеризующих состояние сообществ членистоногих, использовали видовую насыщенность, индексы видового разнообразия, доминирования, отражающие степень стабильности; особенности доминирования отдельных групп и видов. Сравнительный анализ контрольных и опытных вариантов позволяет выявить наиболее экономически значимые

фитофаги и определить пути оптимизации фитосанитарной обстановки.

Одной из наиболее показательных характеристик структуры популяций членистоногих в изучаемых агрофитоценозах является индекс видового разнообразия, который включает в себя как качественную, так и количественную стороны сообщества и отражает его способность противостоять резким колебаниям условий окружающей среды, т.е. определяет его экологическую устойчивость.

Озимая пшеница. Наибольшее число видов отмечено на опытном посеве: в среднем за сезон встречалось 62 вида; в контроле — 41,2; максимально в учете в конце сезона отмечено 111 и 80 видов соответственно.

Это преимущество создано в опытном варианте за счет энтомофагов (63 вида), тогда как на контроле доминировали фитофаги (42 вида). В то же время по максимальной встречаемости видов в течение сезона различия также существенны (1,6 раза): всего членистоногих в опыте 151 вид, в контроле — 93, в том числе фитофагов — 74 и 53, энтомофагов — 69 и 34 вида соответственно.

В целом видовая структура в опыте и контроле была близкой: явно доминировали насекомые (96,4 и 97,9% соответственно).

По трофическим группам преобладали фитофаги (78,8 и 75,7% соответственно), среди которых наиболее разнообразными были двукрылые (34,6 и 29,8% соответственно).

Среди энтомофагов преобладали хищники (55,7% в опыте и 76,5% в контроле); вместе с тем на уровне отрядов преимущество имели паразитические перепончатокрылые (72,8 и 94,8% соответственно).

На опытном варианте отмечено также преимущество и при расчете индекса видового разнообразия (9,3 и 6,79 соответственно), учитывающего не только видовое богатство, но и количественное отношение.

Таким образом, посевы озимой пшеницы в опыте больше привлекали членистоногих, чем в контроле.

**Ф и т о ф а г и.** Структуры сообществ членистоногих по уровню доминирования близки в опыте и контроле. Основную группу составляли фитофаги, среди которых явно выделялись представители четырех отрядов: двукрылых, жесткокрылых, равнокрылых и трипсов.

Характер динамики численности в опыте и контроле несколько различался. В опыте в первой половине периода вегетации наблюдалось снижение численности; в июне произошло резкое повышение, а к концу сезона — постепенное снижение численности насекомых. В контрольном варианте в первой половине вегетации наблюдалась та же тенденция, что и в опыте. С июня произошло постепенное нарастание численности членистоногих, и к концу вегетационного периода она достигла максимума. В опыте и контроле в конце апреля отмечена повышенная численность двухкрылых, главным образом, за счет пшеничной галлицы. В обоих случаях экономический порог вредности (до 50 экз./100 взмахов сачком) был существенно превышен: в 13 раз в опыте и в 3,7 раза в контроле. В мае в опыте произошел резкий спад численности фитофагов (в 5,3 раза); в контроле снижение численности было менее заметным (в 2,9 раза). В июне в опыте отмечен существенный подъем численности вредителей, достигший максимума в третьей декаде месяца (1598 особей на 100 взмахов сачком (вз.с.). В контрольном варианте увеличение численности данной гильдии происходило более плавно (до 415 особей /100 вз.с.). Данное явление было обусловлено, главным образом, представителями семейства мух-фитофагов (1268 экз. /100 вз.с. в опыте и 229 экз. /100 вз.с. (в контроле), а также цикадок (126 и 130 особей /100 вз.с., соответственно) и тлей (114 и 44 экз. /100 вз.с.).

**Энтомофаги.** В целом динамика численности энтомофагов в обоих вариантах оказалась сходной при достижении максимума к концу вегетации. Однако в численном выражении преимущество отмечено в контроле: в конце вегетационного периода количество энтомофагов было в 3,4 раза выше, чем в опыте.

Основную группу в обоих вариантах составляли хищные клопы (в среднем за сезон в опыте 71, в контроле — 216 особей /100 вз.с.) и паразитические перепончатокрылые (48,4 и 15 особей /100 вз.с. соответственно). В опытном варианте численность жесткокрылых энтомофагов была в 15 раз выше, чем в контроле.

Таким образом, в контрольном варианте численность фитофагов и энтомофагов в среднем за сезон была примерно равной. В опыте существенно преобладали фитофаги. Однако колебания численности в обоих вариантах имели одинаковую тенденцию.

Озимая рожь. На посевах озимой ржи наблюдались определенные различия. Практически все показатели, характеризующие сообщество (как среднесезонные, так и максимальные), выше в контроле: среднее за сезон число видов членистоногих в контроле - 37,7, в опыте - 26,9; максимальное число видов в среднем за сезон - 87 и 71, а в опыте - 76 и 47 соответственно. Эти различия сложились вследствие большего разнообразия как фитофагов (в контроле видов в 1,5 раза больше, чем в опыте), так и энтомофагов (в 1,4 раза). Среди первых наиболее разнообразными были в контроле и опыте двукрылые (в среднем в 1,7 раза видов больше в контроле, чем в опыте) и жесткокрылые (в 2,1 раза). Энтомофаги были представлены несколько большим числом видов практически во всех отрядах. Видовая структура сообществ была близкой. Так, среди фитофагов в контроле и опыте наибольшее разнообразие наблюдалось внутри трех отрядов: двукрылых (36,6 и 38,9% соответственно), трипсов (35,5 и 30,4%), равнокрылых (18,5 и 23,6%), составлявших 66,3 и 75,4% видов гильдии соответственно.

Среди энтомофагов наиболее разнообразными были перепончатокрылые паразитические насекомые, хищные клопы и двукрылые.

Структура сообществ в опыте и контроле была близкой. В целом численность членистоногих, в том числе насекомых, примерно одинакова: членистоногих в опыте - 492,1, в контроле - 447,8 особей /100 вз.с.; насекомых в опыте - 479,8, в контроле - 436,8 особей /100 вз.с. Основную доминирующую группу среди фитофагов составляли двукрылые, трипсы и равнокрылые, среди энтомофагов - паразитические перепончатокрылые и хищные клопы.

**Ф и т о ф а г и.** Общий характер динамики численности фитофагов в обоих вариантах был аналогичным: с весны к первой половине июня - подъем, затем - спад численности. Однако в количественном отношении и особенностях динамики численности наблюдались существенные различия. В контроле явно доминировали трипсы, а в опыте - двукрылые фитофаги и равнокрылые.

В период весеннего заселения в опыте (во второй половине апреля-начале мая) и контроле (во второй половине апреля) отмечено повышение численности двукрылых фитофагов: в апреле - за счет пшеничной галлицы, в мае - в результате массо-

вого размножения мух-фитофагов. К концу весны число представителей отряда двукрылых в опыте уменьшилось в 25 раз; затем, в начале июня в контроле, а в опыте - в третьей декаде месяца был отмечен второй пик численности: количество этих насекомых достигло 153 особей /100 вз.с. в опыте и 226 - в контроле.

Динамика размножения трипсов в опыте и контроле была в целом идентичной: с весны к началу июня - повышение численности, затем - спад. Однако в количественном отношении отмечены существенные отличия: пиковые значения различались почти в 2,4 раза (1867 особей /100 вз.с. в опыте и 778 - в контроле).

В опытном варианте отмечено постепенное повышение численности представителей отряда равнокрылых с весны ко второй половине июня с последующим спадом. В контроле динамика размножения равнокрылых имела несколько иной характер: нарастание численности с весны к концу вегетации.

**Э н т о м о ф а г и.** Динамика численности энтомофагов была практически идентичной в опыте и контроле: сравнительно равномерное увеличение на протяжении всего вегетационного периода. Основную группу в обоих вариантах составляли хищные клопы, однако в опыте их количество было в 1,6 раза больше, чем в контроле. Численность паукообразных и паразитических перепончатокрылых была невысокой; характер динамики размножения представителей этих семейств практически не различался. На опытных участках создались более благоприятные условия для развития популяций трипсов и двукрылых фитофагов, чем на контрольных; в то же время в контроле более значительной была численность фитофагов полужесткокрылых: количество щитников в 3,6 раза выше, чем в опыте. В обоих случаях отмечена повышенная численность двукрылых фитофагов с тенденцией их преобладания на контрольных посевах.

Таким образом, посев озимой ржи на территориях, прилегающих к 30-километровой зоне отчуждения, имеет большую привлекательность для членистоногих.

Сравнительный анализ данных показал, что отмеченные различия в развитии популяций доминирующих групп фитофагов на посевах озимой пшеницы и озимой ржи в опыте и контроле могут быть обусловлены разницей в состоянии популяций в местах проведения экспериментальных работ, во многом зависящих от ландшафтно-экологических условий (кормовой базы, мик-

роклимата и др.) в предшествующие годы и в прошедшем сезоне. Кроме того, запас вредителей, а также энтомофагов на полях, расположенных в зоне отселения, может пополняться за счет миграции с брошенных сельскохозяйственных угодий.

На опытных участках озимой пшеницы и озимой ржи складывались более благоприятные условия для членистоногих, чем на контрольных; в то же время на посевах озимой пшеницы в среднем численность членистоногих была выше, чем на посевах озимой ржи.

Фитофаги, которые могут нанести ущерб урожаю обеих культур, — это представители двукрылых (пшеничная галлица, некоторые виды мух-фитофагов, равнокрылых (цикадки), трипсов (пшеничный).

На посевах озимой ржи на контрольном варианте отмечена повышенная численность листоедов (в 7,5 раза выше, чем в опыте). На озимой пшенице интенсивно размножались равнокрылые, в 1,7 раза превысившие контрольный уровень численности; трипсы (79,4 ос. / 100 вз.с., в опыте и 19,5 — в контроле); двукрылые, уровень численности которых в период максимума превысил контрольный в 3,1 раза. На озимой ржи в размножении равнокрылых и трипсов отмечена та же тенденция; однако в периоды максимумов численность злаковых мух в опыте была выше, чем в контроле, хотя в количественном отношении отличия незначительны.

Энтомофаги недостаточно эффективно сдерживали размножение вредителей как на посевах озимой ржи и озимой пшеницы в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС, так и на прилегающих к зоне территориях.

На основании проведенных исследований можно сделать предварительный вывод, что сообщества членистоногих, сформировавшиеся на вновь введенных в сельскохозяйственное производство территориях, более устойчивы, и даже при благоприятных для фитофагов условиях вспышки их численности маловероятны.

Однако следует учитывать, что членистоногие и, в частности, фитофаги являются высокодинамичными видами. Совпадение благоприятных погодных условий для развития и размножения насекомых, хорошей кормовой базы с фазой подъема их численности может привести к увеличению плотности популяций основных вредителей выше экономического порога.

# ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ХРОМОСОМ ЛИМФОЦИТОВ КРОВИ КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА, СОДЕРЖАЩЕГОСЯ НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ РВ ТЕРРИТОРИИ

Н. П. Асташева, Л. К. Храмова,  
Т. Ю. Киселева, О. Н. Павлова,  
Л. И. Петрова

В радиационной генетике накоплен значительный опыт по оценке влияния ионизирующих излучений на геном различных биологических объектов. Однако действие ионизирующих излучений в малых дозах на уровень хромосомных aberrаций сельскохозяйственных животных изучено недостаточно. Чаще всего оценку делают на основе экстраполяции результатов экспериментов, проведенных на грызунах, или с большими дозами, что не всегда является корректным [1].

Уникальность сложившейся в результате аварии на ЧАЭС радиационной ситуации дает возможность проводить исследования на животных в естественных условиях их содержания при различных радиационных нагрузках.

Целью наших исследований являлось определение частоты и спектра хромосомных нарушений в лимфоцитах крови крупного рогатого скота, содержащегося на следе радиоактивного облака ЧАЭС.

Материалом для цитогенетических исследований служила периферическая кровь крупного рогатого скота двух возрастных групп, содержащихся в опытном хозяйстве УкрНИИСХР (Полесское). В первую группу вошли 12 голов коров 1986 г. рождения, а во вторую – телята 9-месячного возраста – 11 голов. Поглощенная доза составила у коров около 0,3 Гр, у телят – 0,01 Гр. Отбор проб крови проводили в 1991 г.

Кровь культивировали в питательной среде RPM1 в "CO<sub>2</sub>-инкубаторе" 48 ч при 38°C. В качестве митогена использовали фитогемагглютинин "Р" ("Difco"). За 2 ч до фиксации в культуру клеток добавляли 0,001% раствора колхицина (0,2 мл на 2 мл культуральной среды). Гипотоническую обработку проводили в течение 20 мин в растворе KCl 0,075 M. Клетки фиксировали в метанол-уксусном фиксаторе (3:1) [2]. Высушенные препараты окрашивали азур П-эозином и в растворе акридинового оранжевого и анализировали их под микроскопом.

Т а б л и ц а 1. Частота aberrаций хромосом в лимфоцитах крови коров  
ОПХ УНИИСХР

Номер животного	Число исследуемых метафаз	Число aberrантных клеток	Процент aberrантных клеток	Хромосомный тип				Хроматидный тип	
				парный фрагмент	дисцентрики	кольца и точки	транс-локации	одиночный фрагмент	обмены
1	130	3	2,3	1	1			1	
2	106	4	3,77	1				3	
3	151	8	5,3		1			7	
4	100	6	6,0	1	1			4	
5	55	3	5,45					3	
6	266	2	0,75	1				1	
7	92	16	17,4	10		1	1	4	
8	130	11	8,4	6				5	
9	89	14	15,7	7			1	6	
10	123	10	8,1	3			2	5	
11	137	10	7,3	8		1	1		
12	100	0	0						
	1479	87	6,7±1,5	38	3	2	5	39	0



Т а б л и ц а 2. Частота aberrаций хромосом в лимфоцитах крови телят ОПХ УНИИСХР

Номер животного	Число просчитанных метафаз	Число aberrантных клеток	Процент aberrантных клеток	Хромосомный тип		Хроматидный тип	
				парный фрагмент	транслокации	одиночный фрагмент	обмены
1	101	2	1,98	1		1	2
2	61	2	3,2	1			1
3	100	2	2,0	1	1		
4	100	4	4,0	2	1	1	
5	148	2	1,3	1		1	
6	100	2	2,0	1		1	
7	100	1	1,0	1			
8	100	6	6,0	3		3	
9	100	0	0				
10	100	10	10,0	8		3	
11	50	1	2,0			1	
1060		22	3,04±0,85	19	2	11	3

Цитогенетическими исследованиями установлено, что в лимфоцитах периферической крови коров и телят имеют место aberrации как хромосомного, так и хроматидного типов, причем у телят соотношение сдвинуто в пользу aberrации хромосомного типа (табл. 1, 2).

Количество aberrантных клеток варьировало у коров от 0 до 17,4% (табл. 1), а у телят от 0 до 10% (табл. 2). Это, по-видимому, можно объяснить индивидуальными особенностями организма животных. Средний процент aberrантных клеток в первой группе составил  $6,7 \pm 1,5$ , во второй группе  $3,0 \pm 0,8$ . И у коров, и у телят наблюдали не более одного нарушения на aberrантную клетку.

Цитогенетическими исследованиями спонтанного уровня мутационного процесса у крупного рогатого скота установлены ориентировочные пределы количества aberrантных клеток от 0 до 4% [5]. Анализируя спектр aberrаций хромосомного типа, нужно отметить, что у животных обеих групп выявлены стабильные (транслокации) и нестабильные (парные фрагменты, дисцентрики и кольца) aberrации. При этом парные фрагменты составляют основную массу aberrаций хромосомного типа — до 80% у коров и 90% у телят.

По данным ряда авторов, специфическими структурными нарушениями хромосом, вызванными действием радиационного фактора, являются дисцентрики и кольца [3, 4]. В наших исследованиях такие aberrации отмечали у 5 коров. Анализируя aberrации хроматидного типа, нужно сказать, что это в основном одиночные фрагменты. Хроматидные обмены наблюдали только у двух телят.

Таким образом, можно заключить, что содержание коров и телят в зоне с плотностью загрязнения  $40 \text{ Ки/км}^2$  не привело к существенному увеличению aberrаций хромосом. Однако имеющие место в отдельных клонах клеток стабильные aberrации говорят о наличии генетического риска и требуют дополнительных исследований в динамике с анализом изменений хромосомного аппарата потомков коров, имеющих стабильные aberrации в клетках крови.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Севаньякаев А. В., Обатуров Г. М., Завитаева Г. А. и др. Проблема количественной оцен-

ки зависимости доза-эффект для структурных повреждений хромосом при действии малых доз ионизирующего излучения // Тез. докл. Всесоюз. конф. - Обнинск, 15-16 октября, 1987. - Обнинск, 1987. - С. 114-115.

2. Графодатский А. С., Раджабли С. И. Хромосомы сельскохозяйственных и лабораторных млекопитающих. - Новосибирск: Наука, 1988. - 128 с.

3. Мазник Н. А. Влияние малых доз ионизирующей радиации на частоту структурных нарушений хромосом в лимфоцитах периферической крови человека // I Всесоюз. радиобил. съезд, М., 21-27 авг., 1989: Тез. докл. - Пушкино, 1989. - Т. 3. - С. 616-617.

4. Doloy M, Malarbe I.L., Guedeney G. Use of unstable chromosome aberrations for biological after the first postirradiation mitosis / Radiat. Res.- 1991. - 125, N 2. - P. 141-151.

5. Методические рекомендации по организации генетической экспертизы крупного рогатого скота в хозяйствах Киевской области. УНИИ по племенному делу в животноводстве. - К., 1988. - С. 18-19.

## ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЙ НЕКОТОРЫХ СТОРОН ОБМЕНА У РАСТУЩИХ ТЕЛОК ПРИ ПОСТУПЛЕНИИ В ИХ ОРГАНИЗМ РАДИОАКТИВНОГО ЙОДА-131

Н. М. Лазарев, Н. П. Асташева,  
В. П. Дрозденко, В. Н. Зигаренко,  
Т. Н. Иванова

Определяющими факторами внутреннего радиационного воздействия на организм человека и животных являются радиоактивные изотопы йода, в частности  $J-131$ . В настоящее время установлено, что радиоактивный йод, попадая в организм, вызывает структурные и функциональные нарушения некоторых жизненно важных органов, в частности щитовидной железы. Нарушение эндокринной регуляции щитовидной железы или ее гибель являются наиболее важными последствиями при воздействии радиойода на организм. Всосавшийся  $J-131$  почти полностью депонируется в щитовидной железе, причем основное его количество (более 90%) находится в связанном с белком состоянии и входит в состав моно- и дийодтирозина (53%) и тиронинов (40%).

Накоплен обширный экспериментальный материал о действии  $\text{J}-131$  на щитовидную железу, на синтез гормонов, их количество, состав и на интенсивность их поступления в кровь. Значительно меньше информации о нарушении биохимических процессов под воздействием  $\text{J}-131$ . Вместе с тем известно, что гормоны щитовидной железы принимают участие в процессах роста и развития животных, влияя на общий обмен [1].

Установлено, что морфофункциональные нарушения в щитовидной железе начинаются сравнительно рано и при низких уровнях лучевой нагрузки (0,2-2 Гр), однако количественные и качественные сдвиги некоторых метаболитов в крови возникают при значительной суммарной поглощенной дозе. Фазность изменений биохимических показателей определяется величиной поглощенной дозы  $\text{J}-131$  [2].

Большинство исследований с  $\text{J}-131$  проведены на лабораторных животных и человеке. Сведения об изменении биохимических показателей в организме сельскохозяйственных животных весьма ограничены. Изучение биохимических констант, изменяющихся адекватно поступлению радиоактивного йода в организм, представляет несомненный теоретический и практический интерес, так как позволяет, не прибегая к убою, судить о степени радиационного поражения животных и о возможности их использования в хозяйстве.

Целью настоящей работы было изучение особенностей метаболизма у растущих телок под влиянием дозовых нагрузок  $\text{J}-131$ .

### Материалы и методы

Изучено влияние  $\text{J}-131$  на некоторые биохимические показатели в организме растущего молодняка крупного рогатого скота. Для эксперимента были отобраны 16 телок 3-месячного возраста живой массой 59,9±1,2 кг.

Животные были распределены в 2 группы (по 8 голов в каждой) - опытную и контрольную. Опытные телки содержались в индивидуальных, а контрольные - в групповых клетках. Рацион кормления соответствовал нормам кормления ВИЖ для телят 3-месячного возраста и в дальнейшие сроки корректировался по мере роста и развития животных. Опытной группе телок ежедневно в течение 6 дней при кормлении с молоком вводили  $\text{J}-131$ . Поглощенная доза на щитовидную железу составила около 100 Крад. Для изучения биохимических кон-

стант одновременно у опытных и контрольных животных брали кровь на анализ перед началом опыта и в дальнейшем на 7-, 13-, 21-, 38-, 50-, 65-, 99-, 128-, 155-е сутки и далее раз в 5-7 мес. на протяжении двух лет после окончания затравки J-131.

В качестве антикоагулянта использовали гепарин. В плазме крови определяли: активность щелочной фосфатазы (ЩФ) в мккат/л за 30 мин, активность амилазы (Ам) - в мг/мл, активность аспаратаминотрансферазы (АСТ) и аланинаминотрансферазы (АЛТ) - в мкмолях ПВК/мл·ч, концентрацию церулоплазмينا (ЦП) - в мг%, концентрацию холестерина (ХС) - в мг%, концентрацию сиаловых кислот (СК) - в отн.ед. Кроме того, в отдаленные сроки после затравки J-131 (через год) в плазме определяли: активность глутатионпероксидазы - в мкМолях SH-группы за 1 мин и концентрацию гидроперекисей липидов - в отн. ед., через 2 года; концентрацию иммунных глобулинов - в г/л, а также концентрацию малонового диальдегида и коэффициент антиокислительной активности - в отн. ед.

Полученные результаты подвергали статистической обработке по Стьюденту (ссылки на методическую литературу см. в работе [3]).

### Результаты и обсуждение

Анализ результатов исследования крови выявил специфические особенности обмена в организме животных под влиянием радиоактивного йода-131. Прежде всего это относится к изменению ЩФ (рис. 1). В ранние сроки (через 7 суток с начала затравки J-131 (выявлена тенденция к увеличению активности фермента в плазме крови опытных телок по сравнению с контрольными. С 13-х суток наблюдалось достоверное и устойчивое снижение активности ЩФ в плазме крови опытных животных на протяжении всех сроков исследования (до 407 суток). Активность ЩФ колебалась в пределах 38-58% по отношению к контролю ( $P < 0,01-0,001$ ).

Поскольку J-131 разрушающе действует в первую очередь на структурно-функциональный механизм щитовидной железы, можно предположить, что снижение ферментативной активности ЩФ у опытных животных стало следствием гипофункции этой железы. Такое предположение находит подтверждение в работе [4], в которой установлена прямая зависимость между

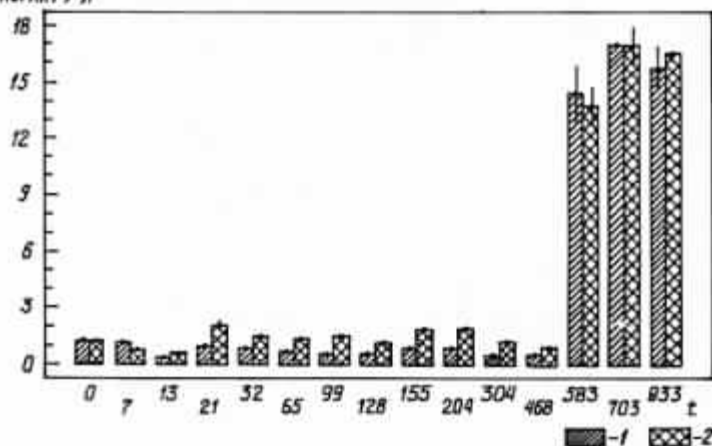


Рис. 1. Динамика активности ШФ в плазме крови опытных [1] и контрольных [2] телок:

по оси ординат - активность ШФ плазмы крови;

по оси абсцисс - время наблюдения после затравки  $J-131$  (сут.).

функциональной активностью щитовидной железы и ферментативной активностью ШФ.

Вероятно, первоначальное повышение активности ШФ в плазме опытных телок было вызвано авторегуляторными механизмами компенсации организма в ответ на стресс от воздействия радиоактивного йода. По мере нарушения структурно-функционального механизма щитовидной железы под действием  $J-131$  произошло уменьшение синтеза тиреоидных гормонов, что и стало, по-видимому, одной из основных причин снижения ферментативной активности ШФ.

Отмеченная в опыте фаза изменения активности ШФ в начальный и последующие периоды после затравки  $J-131$  согласуется с результатами других исследований, в которых показана большая радиочувствительность ШФ-фермента, связанного с мембранами клеточных ядер, и установлен фазовый характер изменения ее активности в зависимости от дозовой нагрузки. Так, при дозе 2 Гр наблюдали достоверное падение ее активности, переходящее в активацию при дозе до 5-10 Гр [5]. Повышение активности ШФ при высоких дозах радиации объясня-

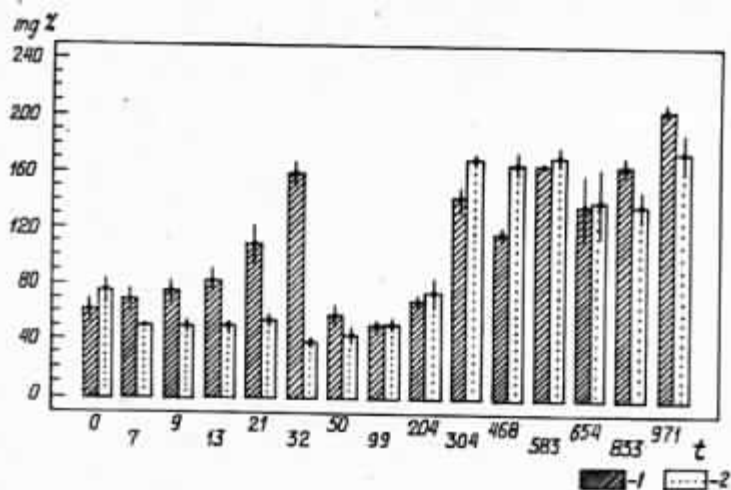


Рис. 2. Динамика концентрации ХС в плазме крови опытных [1] и контрольных [2] телок:

по оси ординат – концентрация ХС в плазме крови;

по оси абсцисс – время наблюдения после затравки J-131 (сут.).

ются деструктивными и патологическими изменениями клеточных и тканевых структур в организме.

Изменения динамики ХС в плазме крови у опытных животных носили в принципе аналогичный, но противоположно направленный характер, и были значительно менее продолжительны по времени, чем изменения активности ШФ (рис. 2).

Через 7 суток с начала затравки J-131 и в последующие 5 недель наблюдали значительное повышение концентрации ХС в плазме крови у опытных телят по сравнению с контрольными – в 1,4–4 раза ( $P < 0,05-0,001$ ). Особенно значительно повысилась концентрация ХС в плазме на 38-е сутки с момента затравки J-131 – в 4 раза ( $P < 0,001$ ). Являясь одним из главных компонентов бислоя клеточных мембран, ХС участвует в регуляции обменных процессов в клетке. Повышение концентрации ХС в плазме у опытных животных, вероятнее всего, связано с гипофункцией щитовидной железы, что согласуется с исследованиями других авторов [1].

Однако при затравке коровам высоких доз ПЯД (продуктов ядерного деления) некоторые исследователи отмечали резкое

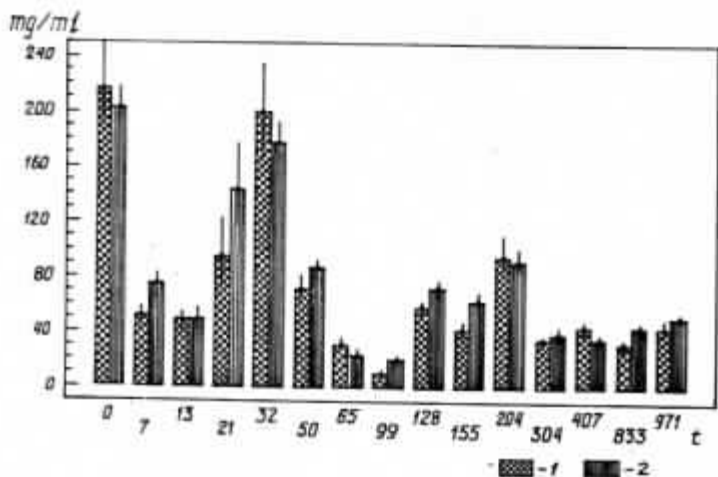


Рис. 3. Динамика активности Ам в плазме крови опытных [1] и контрольных [2] телок:

по оси ординат – активность Ам в плазме крови;  
 по оси абсцисс – время наблюдения после затравки  $J_{-131}$  (сут.).

снижение концентрации ХС в крови [4], что, очевидно, связано с общим угнетением всех видов обмена. В отдаленные сроки с момента затравки животных  $J_{-131}$  (на 300- и 468-е сутки) в нашем опыте выявлено достоверное ( $P < 0,05-0,01$ ) снижение концентрации ХС в плазме крови опытных телок по сравнению с контрольными. Фазность в изменении концентрации холестерина в крови при введении  $J_{-131}$  наблюдали и другие исследователи [6].

Влияние  $J_{-131}$  на активность АМ в крови было менее значительным. Достоверное снижение активности АМ в плазме крови у опытных животных по сравнению с контролем за весь период исследования отмечено лишь на 7-, 99- и 155-е сутки с начала затравки  $J_{-131}$  соответственно на 31, 52 и 34% ( $P < 0,05$ ) (рис. 3). АМ поступает в кровь главным образом из поджелудочной железы и поэтому характеризует функциональную активность этого органа. Снижение в крови активности этого фермента отмечается при различных патологиях и характерно для гипотиреоидных состояний. При гипотиреозе происходит снижение основного обмена и количества потребляемой животными пищи [1].



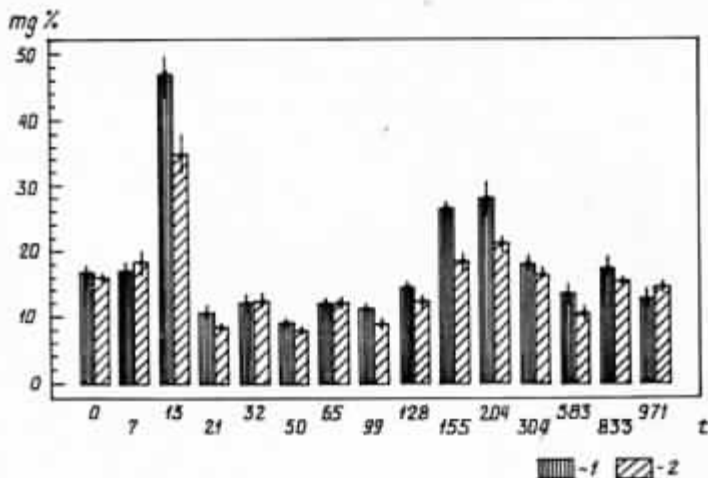


Рис. 4. Динамика концентрации ШП в плазме крови опытных [1] и контрольных [2] телок:

по оси ординат – концентрация ШП в плазме крови;

по оси абсцисс – время наблюдения после затравки  $J-131$  (сут.).

Полученные данные подтверждаются контрольными взвешиваниями животных и учетом съеденных ими кормов. Привесы живой массы и количество съеденных кормов у животных опытной группы были значительно ниже, чем у контрольных.

Затравка  $J-131$  телятам вызывала изменения в содержании ШП, повышая его уровень по сравнению с контрольными на 10-, 13-, 99-, 128-, 155- и 204-е сутки соответственно на 16 ( $P < 0,01$ ), 34,7 ( $P < 0,05$ ), 29,8 ( $P < 0,05$ ), 42 ( $P < 0,01$ ) и 32,5% ( $P < 0,05$ ) (рис. 4).

ШП является основным сывороточным антиоксидантом и принимает непосредственное участие в нейтрализации свободных радикалов и различных перекисных соединений, образование которых в организме в значительной степени стимулируется ионизирующими излучениями. Повышение концентрации ШП в крови может свидетельствовать об активизации патологического процесса и рассматриваться как компенсаторная реакция организма, направленная на стабилизацию про- и антиоксидательной системы.

По-видимому, исследование концентрации ШП в плазме крови у животных может носить прогностический характер при опре-

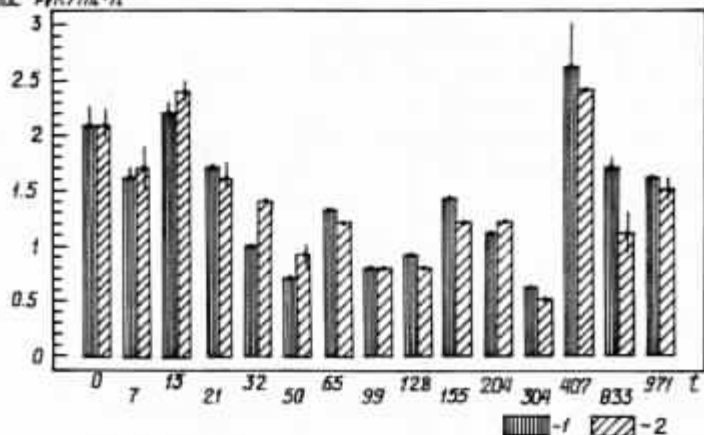


Рис. 5. Динамика активности АСТ в плазме крови опытных [1] и контрольных [2] телок:  
 по оси ординат – активность АСТ в плазме крови;  
 по оси абсцисс – время наблюдения после затравки J-131 (сут.).

делении времени активизации патологических процессов в организме. Интересно, что период повышения концентрации ШП в плазме крови у опытных животных приходится на начало опыта (на 10- и 13-е сутки) и на 4-7 мес. после затравки J-131.

Активность АСТ в плазме крови у опытных животных была достоверно понижена по сравнению с контролем на 21-е сутки на 28% ( $P < 0,01$ ) и повышена – на 108- и 407-е сутки после затравки J-131 на 23 и 17% ( $P < 0,05$ ) соответственно (рис. 5).

Концентрация СК в плазме крови у опытных животных снижалась по сравнению с контролем на 7-е сутки на 45% ( $P < 0,01$ ) и имела тенденцию к понижению на 155-е сутки на 33%. ( $P < 0,05$ ) после затравки J-131 (рис. 6).

В остальные сроки исследования указанные показатели (АСТ и СК) у телок обеих групп не отличались, что свидетельствует о слабом влиянии J-131 на системы, связанные с их регуляцией.

Использование некоторых дополнительных биохимических показателей для характеристики влияния J-131 на организм растущих телок в поздние сроки исследования (через 1-2 года)

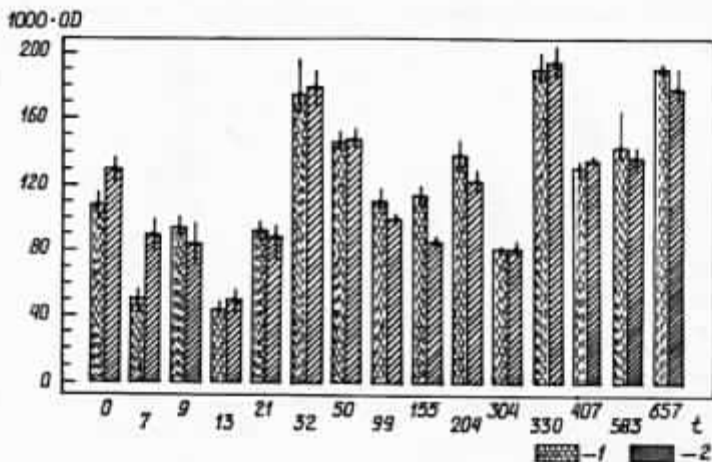


Рис. 6. Динамика концентрации СК в плазме крови опытных [1] и контрольных [2] телок:

по оси ординат — концентрация СК в плазме крови в отн.ед. (Ex1000);

по оси абсцисс — время наблюдения после затравки  $J-131$  (сут.).

не выявило достоверных различий в их величинах между животными опытных и контрольных групп.

### Заключение

Сравнительное изучение обмена веществ у растущих контрольных телок и их опытных аналогов, которым затравляли радиоактивный йод-131, показало, что такие биохимические показатели, как щелочная фосфатаза, холестерин в сыворотке и церулоплазмин в плазме крови могут быть использованы в разные сроки в качестве индикаторов для  $J-131$ . При этом самым чувствительным показателем на введение радиоактивного йода-131 оказалась щелочная фосфатаза, которая достоверно изменяла свою активность на протяжении всех сроков исследования (407 суток). В качестве надежного радиондикатора показал себя холестерин в течение  $i$ -го месяца, начиная с 7-х суток после затравки  $J-131$ . Церулоплазмин как радиондикатор для  $J-131$  может быть использован в период с 99 по 204-е сутки с момента его поступления в организм.

В то же время отдельные случаи достоверных изменений в крови у опытных животных по сравнению с контролем таких показателей, как амилаза, АСТ и сиаловые кислоты не могут служить надежным критерием адекватных ответных реакций организма на поступление  $J-131$ . Однако в качестве дополнительных источников информации эти показатели могут быть использованы при комплексной оценке действия радиоактивного йода-131 на организм растущих телок.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Шитовидная железа: Пер. с англ. / Под ред. С. Вернера. - Л.: Изд. мед. лит., 1963. - С. 71.
2. Klemm D., Pfannenstiel D. Auswirkungen der Endolymphatischen I-131 Therapie auf Proteine und Zellulare Bestandteile des menschlichen Blutes. Fortsch. Röntgenst. 968, Bd. 109, N 5. S. 587.
3. Асташева Н. П., Дрозденко В. П., Лазарев Н. М. и др. Влияние хронического ионизирующего излучения малой интенсивности на антиокислительный статус крупного рогатого скота // Проблемы сельскохозяйственной радиологии /Под ред. Н.А. Лошилова. - Киев, 1992. - Вып. 2. - С. 154-164.
4. Яковлева В. П., Шилов В. П. Характер изменения биохимических показателей сыворотки крови сельскохозяйственных животных при воздействии продуктов ядерного деления // Лучевое воздействие, восстановление и химическая защита: Тр. ин-та экологии растений и животных. - Свердловск, 1978. - Вып. 113. - С. 3-6.
5. Ле Лыгу, Кузин А. М. Влияние радиации на активность щелочной фосфатазы ядер тимоцитов // Радиобиология. - 1972. - Т. 12. - С. 171-175.
6. Борисова В. В., Воеводина Т. М., Федорова А. В., Яковлева Н. Г. Биологические эффекты при длительном поступлении радионуклидов. - М.: Энергоатомиздат, 1988. - С. 74-76.

# ОСОБЕННОСТИ СЕЗОННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ СОСТОЯНИЯ ОБМЕНА ВЕЩЕСТВ У КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА, СОДЕРЖАЩЕГОСЯ НА ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ

Н. П. Асташева, В. П. Дрозденко,  
Н. М. Лазарев, Г. М. Баглай,  
В. Н. Зигаренко, М. А. Чмырев,  
П. Ф. Заломский

Ионизирующее излучение действует на все многообразие биохимических процессов и структур в тканях и клетках организма, вызывая множество ответных реакций. Однако слабое воздействие малых доз радиации не приводит к явным нарушениям, которые можно было бы выявить с помощью отдельных биохимических тестов. Более четкие представления о степени разбалансированности обмена веществ может дать комплексный подход к оценке его состояния, который предусматривает характеристику некоторых звеньев метаболизма защитных систем, в частности иммунной и антиоксидантной. Об этом свидетельствуют данные об изменении напряженности иммунного и антиоксидантного статуса у животных и человека [1].

Известно, что модифицирующее влияние на эффект от ионизирующего излучения могут оказать различные природно-хозяйственные и экологические факторы, особенно если они имеют стрессогенную природу. Влияние этих факторов на организм при сочетанном воздействии их с тонизирующими излучениями может обусловить как аддитивный, так и потенцирующий эффект [2]. С учетом важности этой проблемы проведено исследование по изучению влияния комплекса природно-хозяйственных факторов, характерных для разных сезонов года, на состояние обмена веществ в организме у крупного рогатого скота, содержащегося на территории, загрязненной радионуклидами.

## Материалы и методы

Эксперимент проводили в 1991-1992 гг. на поголовье крупного рогатого скота, содержащегося на территории, загрязненной радионуклидами радиоактивного облака ЧАЭС. Была отобрана группа коров, которые после аварии на ЧАЭС в 1986 г. получили по 0,25 Гр на тело и 16 Гр на щитовидную железу. Из потомства, полученного от этих коров, вывелили

группу нетелей и группы телок в возрасте 3,6 и 12 мес. В каждой возрастной группе было по 5–6 животных. В качестве контроля использовали животных-аналогов, содержащихся на территории, где поглощенные дозы за послеаварийный период составили около 0,1 гр.

Пробы крови для исследования отбирали три раза: в начале и в конце зимне-стойлового периода (в декабре 1991 г. и в апреле 1992 г.), а также в конце летне-пастбищного сезона (в сентябре 1992 г.). В качестве антикоагулянта использовали гепарин. В плазме крови определяли концентрацию малонового диальдегида (МДА) и коэффициент антиокислительной активности ( $K_{\text{aoa}}$ ) – в относительных единицах, церулоплазмин (ЦП) – в мг%; в сыворотке – концентрацию белка (Б) и иммунных глобулинов (ИГ) – в г/л и холестерин (ХС) – в мг%. Статистический анализ полученных в результате эксперимента данных проводили методами вариационной статистики (ссылки на методическую литературу см. в работе [37]).

### Результаты и обсуждение

Как показали результаты исследования крови, у опытных коров и телок в возрасте 12 мес. в начале зимне-стойлового периода обнаружена достоверно более низкая по сравнению с контролем концентрация МДА в плазме соответственно на 23,4% ( $P < 0,05$ ) и 38% ( $P < 0,05$ ) (табл. 1). При этом у коров отмечали также снижение  $K_{\text{aoa}}$  на 16,7% ( $P < 0,01$ ) при одновременной тенденции к повышению концентрации ЦП в плазме на 64% ( $P > 0,05$ ).

У опытных телок в возрасте 12 мес. концентрация ЦП в плазме в это время имела тенденцию к снижению на 20% ( $P > 0,05$ ) по сравнению с контролем. У опытных нетелей наблюдали снижение концентрации Б в сыворотке крови на 6,7% ( $P < 0,05$ ) и тенденцию к снижению  $K_{\text{aoa}}$  на 12,2% ( $P > 0,05$ ) по сравнению с контрольными аналогами. Выявленные различия в обмене веществ телок сравниваемых групп в этот период можно отнести за счет увеличения напряженности про- и антиокислительных процессов в организме опытных животных. Причем в последних динамическое равновесие этих реакций было смещено в сторону усиления окислительных процессов в организме.

К концу зимовки у молодняка опытных животных по сравнению с контрольными аналогами отмечали повышение в плазме

Т а б л и ц а 1. Результаты биохимического исследования крови крупного рогатого скота (декабрь 1991 г.)<sup>x/</sup>

Группы	Биохимические показатели ( $M \pm m$ )					
	ИГ	Б	ХС	МДА	$K_{\text{вог}}$	ЩП
Коровы	$\frac{17,6 \pm 0,3}{18,3 \pm 3,1}$	$\frac{83,9 \pm 2,4}{80,5 \pm 0,96}$	$\frac{173 \pm 16,6}{148 \pm 5,8}$	$\frac{17,0 \pm 1,3^{x/}}{22,2 \pm 1,4}$	$\frac{1,15 \pm 0,05^{xx/}}{1,38 \pm 0,04}$ г	$\frac{14,8 \pm 2,1^{xxx/}}{9,0 \pm 1,9}$
Нетели	$\frac{15,9 \pm 0,2}{18,5 \pm 3,7}$	$\frac{80,3 \pm 1,1^{xx/}}{86,1 \pm 1,4}$	$\frac{138 \pm 12,6}{138 \pm 9,8}$	$\frac{21,8 \pm 2,2}{27,2 \pm 2,2}$	$\frac{1,37 \pm 0,05}{1,56 \pm 0,07}$	$\frac{12,9 \pm 1,7}{11,2 \pm 2,0}$
Телки 12-18 мес.	$\frac{16,8 \pm 0,1}{18,5 \pm 3,1}$	$\frac{-}{83,0 \pm 1,5}$	$\frac{164 \pm 5,8}{153 \pm 10,7}$	$\frac{17,0 \pm 3,0^{x/}}{27,4 \pm 2,2}$	$\frac{1,56 \pm 0,04}{1,45 \pm 0,07}$	$\frac{17,3 \pm 1,8}{21,6 \pm 1,4}$
Телки 6 мес.	$\frac{17,1 \pm 0,2}{16,5 \pm 0,6}$	$\frac{76,8 \pm 0,9}{76,3 \pm 3,3}$	$\frac{74 \pm 1,9}{80 \pm 9,1}$	$\frac{5,5 \pm 1,5}{6,5 \pm 0,1}$	$\frac{0,80 \pm 0,13}{0,95 \pm 0,07}$	$\frac{17,0 \pm 1,1}{18,2 \pm 1,3}$

x/ В числителе - данные контрольной группы, в знаменателе - опытной.

xx/  $P < 0,05$ .

xxx/  $P < 0,01$ .

Т а б л и ц а 2. Результаты биохимического исследования крови крупного рогатого скота (апрель 1992 г.)<sup>x/</sup>

Группы	Биохимические показатели ( $M \pm m$ )					
	ИГ	Б	ХС	МДА	$K_{aoa}$	ЩП
Коровы	<u>16,1+0,3</u>	<u>85,8+3,1</u>	<u>220+9,7</u>	<u>39,5+1,8</u>	<u>1,37+0,26</u>	<u>11,4+0,6</u>
	16,1+0,4	84,6+3,4	191+13,1	34,6+3,2	1,44+0,27	11,0+0,7
Нетели	<u>15,0+0,3</u>	<u>80,6+2,0</u>	<u>176+14,3</u>	<u>43,8+2,8<sup>xxx/</sup></u>	<u>1,48+0,08</u>	<u>9,6+1,6<sup>xxx/</sup></u>
	14,7+0,3	75,9+2,5	148+6,3	26,2+2,9	1,32+0,26	5,1+0,5
Телки 6 мес.	<u>14,5+0,5</u>	<u>82,1+1,4</u>	<u>115+0,8<sup>xx/</sup></u>	<u>26,0+1,2<sup>xxx/</sup></u>	<u>1,20+0,09</u>	<u>14,2+0,7<sup>xxx/</sup></u>
	13,6+0,7	78,5+0,9	90+6,9	14,8+1,0	1,05+0,23	17,1+0,3
Телята 3 мес.	<u>13,6+0,4<sup>xxx/</sup></u>	<u>78,0+1,6</u>	<u>83+4,1<sup>xxxx/</sup></u>	<u>19,0+0,6<sup>xxxx/</sup></u>	<u>0,77+0,05</u>	<u>16,4+1,4</u>
	11,3+0,6	70,3+2,7	146+1,2	9,8+1,2	1,04+0,23	16,9+0,9

<sup>x</sup> В числителе - данные контрольной группы, в знаменателе - опытной.

xx/  $P < 0,05$

xxx/  $P < 0,01$

xxxx/  $P < 0,001$ .



крови концентрации МДА: у нетелей – на 67,2% ( $P < 0,01$ ), у телок 7-месячного возраста – 75,7% ( $P < 0,001$ ) и у телят 3-месячного возраста – снижение на 93,9% ( $P < 0,001$ ) (табл. 2).

При этом одновременно наблюдали изменение концентрации ЦП: у нетелей – повышение на 89% ( $P < 0,01$ ), а у телок – 6-месячного возраста – снижение на 17% ( $P < 0,01$ ) по сравнению с контролем. Установлена также достоверная значимость различий между опытными и контрольными телятами 3-месячного возраста по содержанию ИГ и ХС в сыворотке крови. У опытных телят различие с контрольными было выше по ИГ на 20,6% ( $P < 0,01$ ) и ниже по ХС на 40,5% ( $P < 0,001$ ). В этот период у опытных телок 6-месячного возраста в отличие от 3-месячных содержание ХС в сыворотке, напротив, было более высоким – на 27,8% ( $P < 0,05$ ) по отношению к контрольным. Учитывая, что к концу зимне-стойлового периода рацион и питание животных обедняются биологически активными веществами (многие из которых являются антиоксидантами) и резервный запас их в органах и тканях истощается, возникает вероятность активизации окислительных процессов в организме. Это видно по абсолютному увеличению в плазме крови концентрации МДА – вторичного продукта перекисного окисления липидов (ПОЛ) – по сравнению с начальным периодом стойлового содержания у опытных и контрольных животных.

Результаты биохимического исследования крови животных, проведенного на завершающей стадии летне пастбищного содержания (табл. 3), выявили изменения, которые не наблюдались в зимне-стойловый период.

В плазме крови у опытных коров и телят 6-месячного возраста установлено повышение величины  $K_{\text{доа}}$  по сравнению с контролем соответственно на 28,95% ( $P < 0,01$ ) и 18% ( $P < 0,01$ ). Концентрация МДА у опытных животных по сравнению с контрольными оказалась повышенной у коров на 46,3% ( $P < 0,05$ ), пониженной – у телок 12-18-месячного возраста – на 29% ( $P < 0,01$ ), у телок 3-месячного возраста – на 33,3% ( $P < 0,05$ ). У молодняка 3- и 6-месячного возраста отмечали пониженную по сравнению с контролем концентрацию ХС на 28,7% ( $P < 0,05$ ) и на 21,4% ( $P < 0,01$ ) соответственно и ЦП на 29,3% ( $P < 0,001$ ) и на 31,5% ( $P < 0,01$ ) соответственно в сыворотке и плазме крови.

Таблица 3. Результаты биохимического исследования крови крупного рогатого скота (сентябрь 1992 г.)<sup>x/</sup>

Группы	Биохимические показатели ( $M \pm m$ )					
	ИГ	Б	ХС	МДА	$K_{\text{aoa}}$	ЩП
Коровы	$\frac{16,8+0,6}{15,7+0,6}$	$\frac{101,5+4,3}{92,8+0,9}$	$\frac{186+7,2}{170+10,2}$	$\frac{23,7+2,3^{xx/}}{16,2+1,9}$	$\frac{1,47+0,06^{xx/}}{1,14+0,04}$	$\frac{4,8+0,3}{5,2+0,3}$
Телки 12-18 мес.	$\frac{12,5+0,8^{xx/}}{15,5+0,6}$	$\frac{90,3+3,6}{93,6+2,6}$	$\frac{139+12,5}{145+6,0}$	$\frac{12,2+0,5^{xxx/}}{17,2+1,2}$	$\frac{1,24+0,1}{1,15+0,04}$	$\frac{4,8+0,2}{5,5+0,3}$
Телки 6 мес.	$\frac{13,5+0,6}{12,8+0,5}$	$\frac{86,9+2,0}{88,0+2,3}$	$\frac{92+1,4^{xxx/}}{117+6,2}$	$\frac{8,6+0,2}{7,0+1,2}$	$\frac{1,18+0,02^{xx/}}{1,0+0,03}$	$\frac{4,5+0,3^{xxx/}}{6,5+0,3}$
Телки 3 мес.	$\frac{13,0+0,2^{xxx/}}{10,8+0,4}$	$\frac{82,7+1,1}{79+2,5}$	$\frac{62+2,2^{xx/}}{87+8,2}$	$\frac{4,8+1,2^{xx/}}{7,2+0,4}$	$\frac{0,8+0,08}{0,9+0,11}$	$\frac{4,3+0,2^{xxxx/}}{6,1+0,2}$

<sup>x/</sup> В числителе - данные контрольной группы, в знаменателе - опытной.

<sup>xx/</sup>  $P < 0,05$

<sup>xxx/</sup>  $P < 0,01$

<sup>xxxx/</sup>  $P < 0,001$ .

При этом у телок 3-месячного возраста был более высокий уровень ИГ в сыворотке по сравнению с контролем на 20,3% ( $P < 0,01$ ), а у телок 12-18-месячного возраста, напротив, он был ниже на 19,6% ( $P < 0,05$ ).

Отмеченное увеличение величины  $K_{\text{аоа}}$  в плазме крови у опытных коров и телок 6-месячного возраста мы рассматриваем как компенсаторную реакцию на улучшение условий их кормления и содержания в летне-пастбищный период. Поскольку в зимне-стойловый период динамическое равновесие про- и антиокислительных процессов было нарушено и смещено в сторону усиления свободнорадикальных реакций, особенно у опытных животных, достаточное поступление антиоксидантов с зелеными кормами привело к изменению направленности этих реакций в сторону усиления антиокислительных процессов.

### Заключение

Сравнительная картина биохимических изменений в крови крупного рогатого скота, содержащегося на территории с повышенным уровнем РВ (5-15 Ки/км<sup>2</sup>) и на относительно "чистых" территориях (до 1 Ки/км<sup>2</sup>), показала наличие определенных различий между ними по ряду показателей, характеризующих про- и антиокислительный статус в организме. В зимне-стойловый период содержания животных в зоне с повышенным радиационным фоном установлено увеличение напряженности протекания процессов свободнорадикального окисления. Соотношение интенсивности процессов ПОЛ и антиокислительных процессов ( $K_{\text{аоа}}$ ) в этот период содержания у опытных животных было либо понижено и смещено в сторону усиления процессов свободнорадикального окисления, либо находилось на уровне контрольных из "чистой" зоны. В летне-пастбищный период в плазме крови у опытных животных (у коров и телок 6-месячного возраста) установлено повышение величины  $K_{\text{аоа}}$  по сравнению с контролем, что можно рассматривать как реакцию на оптимизацию кормления и содержания скота в этот период. В данном случае, по-видимому, проявился эффект восстановления функциональной активности угнетенной ранее (в зимне-стойловый период) антиокислительной системы, причем этот процесс осуществлялся с определенным "запасом прочности".

Проведенные исследования позволили установить многофакторный характер изменения биохимического статуса животных,

Эти изменения необходимо рассматривать, очевидно, с учетом всего многообразия комплекса природно-хозяйственных и экологических факторов (система содержания и полноценность кормления; возрастные, продуктивные и физиологические особенности животных, возможность влияния вредных химических веществ и т.п.). При таком подходе определение истинной доли участия радиационного фактора в настоящее время весьма затруднительно, поскольку трудноучитываемые стрессорные воздействия, например, дефицит кормов по содержанию витаминов или загрязнение окружающей среды вредными техногенными отходами, вызывают в организме животных неспецифические ответные реакции, сходные с таковыми при радиационном воздействии.

Таким образом, для решения вопроса о последствиях постоянного воздействия ионизирующего излучения малой интенсивности на обмен веществ и жизнедеятельность сельскохозяйственных животных, по-видимому, необходимы сбор и накопление обширного экспериментального материала с учетом влияния различных природно-хозяйственных и экологических факторов.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Абрамова Ж. И., Оксенгендлер Г. И. Человек и противокислительные вещества. - Л.: Наука, 1985. - С. 3-199.
2. Барабои В. А. Изучение последствий аварии на Чернобыльской АЭС // Радиобиология, - 1990. - Т. 30, вып. 4. - С. 435-440.
3. Асташева Н. П., Дрозденко В. П., Лазарев Н. М. и др. Влияние хронического ионизирующего излучения малой интенсивности на антиокислительный статус крупного рогатого скота // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. - К., 1992. - Вып. 2. - С. 154-164.

## ДЕЙСТВИЕ ДИЛУДИНА НА ОРГАНИЗМ КОРОВ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ

В. П. Дрозденко, Н. М. Лазарев,  
Г. М. Баглай, В. Н. Зигаренко,  
П. Ф. Заломский

К настоящему времени установлено, что длительное действие малых доз ионизирующих излучений, в 10-20 раз превышающее природный радиационный фон, приводит к появлению в

биологических микроструктурах долгоживущих скрытых повреждений – результат повышенного образования свободных радикалов (СР). Нарушаются регуляторные системы организма, состоящие из комплекса ингибиторов свободнорадикального окисления (СРО) – антиоксидантов: ферментов, гормонов, витаминов и других биологически активных соединений. При возникновении свободнорадикальной патологии происходит снижение общей резистентности организма и, как следствие, возникновение разнообразных заболеваний [1].

Ранее проведенные нами исследования показали наличие определенной напряженности в функционировании антиоксидательной системы в организме КРС, находящегося постоянно в зоне загрязнения РВ [2].

Учитывая универсальный характер действия антиоксидантов в регуляции обмена веществ у животных, предполагается использовать их в качестве средств повышения устойчивости организма к неблагоприятным экологическим факторам, т.е. в качестве адаптогенов. С этой целью планируется изучение влияния кормового синтетического антиоксиданта дилудина на антиоксидательный статус и продуктивность молочных коров в зимне-стойловый период в зоне ведения животноводства на территории с повышенным радиационным фоном.

В ряде опытов показано положительное влияние добавок дилудина на привесы молодняка КРС, продуктивность молочных коров, их воспроизводительные функции и жизнеспособность полученного потомства [3].

Изучение влияния кормового антиоксиданта дилудина с целью нейтрализации СРО может представлять интерес как с научной, так и с практической точки зрения для решения вопросов повышения эффективности ведения животноводства в зоне загрязнения РВ.

#### Методика проведения опыта

Научно-производственный эксперимент проводился в ОПХ "Радиоэколог" Полесского района Киевской области. Для опыта были отобраны две группы коров в период лактации – опытная и контрольная, по 6 голов в каждой – по принципу аналогов: по возрасту (4–5 лет), по срокам растелов (2–3 мес. после отела), числу лактаций (2-я – 4-я лактация) и по продуктивности (3000–3500 кг за лактацию). Коровы после аварии на ЧАЭС содержались на территории, загрязненной ра-

дионуклеидами. Поглощенная доза на организм животных за это время составила около 0,3 гр. Опытные животные в течение 85 дней получали ежедневно к основному рациону добавку 3,0 г дилудина (2,6-диметил-3,5-диэтоксикарбонил-1,4-дигидропиридин) на одну голову.

Эксперимент проведен в производственных условиях при ограниченном скормливании коровам концентрированных кормов к концу зимне-стойлового периода.

В организме животных дилудин практически полностью метаболизируется до безвредных компонентов. Поскольку основная функция дилудина в организме – антиокислительная, нами определялись прежде всего показатели про- и антиокислительного статуса в плазме крови животных. Кровь для исследования брали из яремной вены у опытных и контрольных животных 3 раза: перед началом опыта, во второй половине и в конце эксперимента. Сыворотку крови получали традиционным методом. В качестве антикоагулянта крови использовали гепарин.

В плазме крови определяли концентрацию гидроперекисей липидов (ГПЛ) и свободных радикалов (СР) с помощью хемилюминометра [4], малонового диальдегида (МДА) с тиобарбитуровой кислотой, коэффициент антиокислительной активности ( $K_{\text{АОА}}$ ) – расчетным методом, концентрацию церулоплазмينا (ЦП) – по Равину.

В сыворотке крови определяли концентрацию гидроперекисей липидов (ГПЛ) и свободных радикалов (СР) с помощью хемилюминометра [4], малонового диальдегида (МДА) с тиобарбитуровой кислотой, коэффициент антиокислительной активности ( $K_{\text{АОА}}$ ) – расчетным методом, концентрацию церулоплазмينا (ЦП) – по Равину.

В сыворотке крови определяли концентрацию белка (Б) – по Лоури, холестерина (ХС) – по Ильку, иммунных глобулинов (ИГ) – нефелометрически (см. методики в работе 5).

За время проведения эксперимента был осуществлен индивидуальный учет продуктивности коров методом контрольных доек перед началом опыта и далее ежемесячно.

Полученный в опыте цифровой материал обработан методом вариационной статистики.

### Результаты и обсуждения

Анализ результатов исследования крови (табл. 1) показал отсутствие различий по величине биологических показателей

Т а б л и ц а 1. Влияние добавок дилудина в рацион на биохимические показатели крови у коров<sup>х/</sup>

Показатели	Дата отбора проб крови		
	06.02.92	08.04.92	30.04.92
Б (г/л)	$84,9 \pm 2,1$	$85,8 \pm 3,1$	$91,2 \pm 3,1$
	$82,2 \pm 3,0$	$84,1 \pm 1,5$	$98,8 \pm 2,6$
ИГ (г/л)	$16,9 \pm 8,5$	$16,2 \pm 8,3$	$16,4 \pm 0,7$
	$17,4 \pm 0,3$	$16,4 \pm 0,3$	$15,8 \pm 0,6$
ХС (мг%)	$216,0 \pm 16,3$	$220,0 \pm 9,7$	$276,0 \pm 10,2$
	$218,8 \pm 14,8$	$224,0 \pm 15,6$	$259,0 \pm 16,5$
МДА (отн.ед)	$42,0 \pm 2,1$	$39,5 \pm 1,8$	$34,7 \pm 1,2$
	$41,5 \pm 2,4$	$38,7 \pm 3,2$	$28,7 \pm 2,0$
K <sub>аса</sub> (отн.ед)	$1,2 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,3$	$1,6 \pm 0,1$
	$1,3 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,2$	$1,4 \pm 0,03$
ЩП (мг%)	$17,8 \pm 2,0$	$11,4 \pm 0,6$	$11,8 \pm 1,4$
	$15,7 \pm 1,9$	$11,0 \pm 0,6$	$11,5 \pm 1,9$
Ам (мг/мл)	$38,0 \pm 5,7$	$21,2 \pm 5,0$	$37,1 \pm 1,6$
	$36,3 \pm 5,3$	$34,6 \pm 5,8$	$30,8 \pm 4,6$
АСТ (мкм/мл·ч ПВК)	$1,7 \pm 0,2$	$2,1 \pm 0,1$	$1,5 \pm 0,1$
	$2,0 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,2$	$1,6 \pm 0,1$
АЛТ (мкм/мл·ч ПВК)	$0,9 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,2$
	$1,8 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,2$
ГПЛ (Е5 кв./с 4п)	-	-	$110,0 \pm 5,3$
			$91,0 \pm 9,9$

Показатели	Дата отбора проб крови		
	06.02.92	08.04.92	30.04.92
СР	-	-	$52,0 \pm 6,1$
Е5 кв./с 4п)			$31,0 \pm 4,7$

х/ В числителе – данные контрольной группы, в знаменателе – опытной.

между опытными и контрольными животными на протяжении двух первых месяцев с начала опыта.

Это может свидетельствовать об идентичности у них в этот период процессов метаболизма. Однако к концу эксперимента концентрация СР, выраженная графически на диаграмме хемилюминометра как медленная вспышка хемилюминисценции, была ниже в опыте по сравнению с контролем в 2 раза ( $P < 0,01$ ). Это указывает на элиминацию активных форм СРО, наглядным подтверждением этому служит уменьшение концентрации вторичных продуктов перекисного окисления липидов (ПОЛ), а именно МДА на 17,3% ( $P < 0,05$ ). Вместе с тем в некотором противоречии с выявленной картиной снижения указанных форм СРО находится величина  $K_{\text{аоа}}$ , которая оказалась пониженной у опытных животных по сравнению с контрольными на 13% ( $P < 0,01$ ).

Согласно теоретическим предпосылкам,  $EK_{\text{аоа}}$  при введении антиоксиданта в организм животных должен возрасти, а не снизиться. По нашему предположению, снижение  $K_{\text{аоа}}$  у опытных животных могло стать результатом того, что синтетический антиоксидант дилудин, выполняя функцию ингибиторов СРО, разгружал тем самым эндогенную антиокислительную систему животных. Не испытывая постоянной нагрузки, эндогенная антиокислительная система могла понизить свой потенциал. Поэтому, возможно, это явление следует рассматривать как следствие компенсаторной реакции животных на пониженный уровень СРО в организме, вызванный действием экзогенного антиоксиданта.



Т а б л и ц а 2. Зависимость контрольного удоя коров от добавки в рацион диудина<sup>х/</sup>

Дата проведения контрольных доек	Среднесуточный удой молока на одну голову, кг	Содержание жира в молоке, %	Среднесуточный удой молока 1%-ой жирности на одну голову, кг
5-6 февраля 1992 г.	$10,91 \pm 1,40$ <u>11,58 <math>\pm</math> 0,93 /106/</u>	$4,12$ <u>3,16 /77/</u>	$44,95 \pm 8,23$ <u>36,65 <math>\pm</math> 4,44 /81,5/</u>
25-26 февраля 1992 г.	$10,82 \pm 0,86$ <u>11,12 <math>\pm</math> 1,10 /102,8/</u>	$3,90$ <u>3,30 /85/</u>	$42,20 \pm 5,04$ <u>36,70 <math>\pm</math> 4,03 /85,6/</u>
30-31 марта 1992 г.	$7,52 \pm 0,80$ <u>10,05 <math>\pm</math> 0,29 /133,6/</u>	$2,66$ <u>3,52 /132/</u>	$20,02 \pm 2,84$ <u>35,41 <math>\pm</math> 1,21 /177,3/</u>
28-29 апреля 1992 г.	$5,90 \pm 0,16$ <u>9,87 <math>\pm</math> 0,76 /169/</u>	$3,17$ <u>3,64 /114,8/</u>	$18,7 \pm 2,84$ <u>36,30 <math>\pm</math> 2,92 /194/</u>

<sup>х/</sup> В числителе - данные контрольной группы, в знаменателе - опытной (в скобках - данные в процентах)

Возможно и другое объяснение этого явления. Учитывая, что контрольные животные в конкретных условиях ограниченного концентратного кормления резко снизили молочную продуктивность, в том числе содержание жира в молоке, по сравнению с опытными, представляется возможным отнести повышение у них  $K_{доа}$  как реакцию на снижение синтетических, а стало быть и окислительных процессов в организме. Какое из приведенных выше предположений ближе к истине, может прояснить только дополнительный эксперимент.

Измерение хемилюминисценции плазмы крови показало отсутствие достоверных различий по концентрации ГПЛ между опытными и контрольными животными. Однако концентрация СР в плазме у опытных животных была в 2 раза ниже, чем у контрольных ( $P < 0,01$ ). Это свидетельствует о более ускоренной элиминации СР под влиянием добавок к рациону синтетического антиоксиданта дилудина.

Добавка дилудина к рациону оказала положительное влияние на молочную продуктивность коров. Причем обнаружена однофазность действия препарата на протекание процессов СРО и на продуктивность коров. По данным контрольных удоев (табл. 2), молочная продуктивность коров опытной группы в течение эксперимента оставалась практически на одном уровне в расчете на молоко 1%-ой жирности, в то время как у контрольных животных к концу опыта она значительно снизилась по сравнению с исходным уровнем на начало опыта — на 58,7% ( $P < 0,01$ ). Под влиянием дилудина отмечено некоторое повышение содержания жира в молоке при незначительном снижении среднесуточного удоя, а в контроле — резкое падение среднесуточного удоя и снижение содержания жира в молоке у коров.

Таким образом, добавка дилудина к рациону в целом предотвращала падение молочной продуктивности. Причем действие дилудина на организм проявилось не сразу, а через определенный промежуток времени (примерно через 1,5–2 мес.), на протяжении которого, по-видимому, происходило привыкание организма к препарату.

### Заключение

Использование синтетического антиоксиданта дилудина в качестве добавки к рациону лактирующих коров в количестве 3 г на голову в сутки на протяжении 85 дней эксперимента вызы-

вало достоверное снижение по сравнению с контролем концентрации СР и МДА, что указывает на ослабление направленности процессов СРО в организме. В то же время отмечалось снижение величины  $K_{\text{АОА}}$ . Это свидетельствует в целом о нормализации про- и антиокислительного статуса животных под влиянием антиоксиданта.

Дилудин оказал стабилизирующее влияние на молочную продуктивность коров, предотвращая падение удоев молока в условиях ограниченного концентратного кормления. Следует отметить, что функциональное действие препарата проявилось не сразу, а через 1,5–2 мес. с начала его применения.

Таким образом, синтетический антиоксидант дилудин можно рассматривать как кормовую добавку, оказывающую положительное влияние на здоровье и продуктивность молочных коров, находящихся в зоне радиационного загрязнения территории, где разрешено ведение сельскохозяйственного производства.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Серкиз Я. И. Особенности биологических эффектов радиации низких интенсивностей // I Всес. радиобиологический съезд. М., 1989 (Тез. докл. – Пушкино, 1989. – Т. 4. – С. 853–854.
2. Дрозденко В. П., Иванова Т. Н., Лазарев Н. М. Антиокислительный статус крупного рогатого скота, содержащегося на территории загрязненной радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Всесоюз. конф.: "Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве – 5 лет спустя: итоги, проблемы и перспективы", Тезисы докл. – Обнинск, 1991. – Т. 1–2. – С. 78–80.
3. Двинская Л. М., Шубин А. А. Использование антиоксидантов в животноводстве. – Л.: Наука, 1986. – С. 3–120.
4. Лопухин Ю. М., Владимиров Ю. А. и др. Регистрация хемилюминисценции составных частей сыворотки крови в присутствии двухвалентного железа // Бюлл. exper. биол. – 1983. – Т. 95, № 2. – С. 61–63.
5. Асташева Н. П., Дрозденко В. П., Лазарев Н. М. и др. Влияние хронического ионизирующего излучения малой интенсивности на антиокислительный статус

## ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НА ВОСПРОИЗВОДИТЕЛЬНУЮ ФУНКЦИЮ БАРАНОВ

Н. П. Асташева, В. Я. Фрунзе

### Материалы и методы

В опыте использовали 20 баранов-производителей породы прекос 1,5-летнего возраста живой массой 47-55 кг. Животные были разделены на 5 групп по принципу аналогов. Облучение проводили на установке "Гамма-панорама" с источником цезий-137 при мощности дозы 6,2 мкА/кг в суммарных дозах 25,8, 51,6, 77,4 и 103,2 мкА/кг. Животные получали рацион, соответствующий зоотехническим нормам.

Целью эксперимента являлось изучение клинико-гематологических показателей и оценка воспроизводительных качеств облученных баранов.

Взвешивание животных проводили до опыта и на 10-, 20-, 30-е сутки после облучения, а затем ежемесячно в течение года.

Для проведения гематологических исследований кровь у животных отбирали до опыта и на 3-, 7-, 15-, 30-, 45-, 60-е сутки после облучения, а затем ежемесячно на протяжении всего периода опыта.

Сперму у баранов получали путем стимуляции электроэякулятором. Исследование эякулята осуществляли через каждые 7 дней в течение 2 мес., а затем ежемесячно в течение эксперимента.

Оценку полученной спермы проводили по ГОСТ 20909,5-75.

Статистическую обработку данных проводили общепринятыми методами по Урбаху В.Ю. (1964).

### Результаты исследований

#### 1. Клинико-физиологическое состояние животных

В результате проведения наблюдений за животными установлено, что у баранов, облученных в дозах 25,8 и 51,6 мкА/кг, температура, пульс, дыхание на протяжении всего периода опыта находились в пределах физиологической нормы.

Однако у животных, облученных в дозах 77,4 и 103,2 мКл/кг, клиника имела иной характер. Так, в первые сутки после облучения у животных этих групп температура тела снижалась на 0,3–0,5 град., к третьим суткам она восстанавливалась до нормы. У некоторых животных наблюдали незначительные слизистые выделения из носовой полости. Иногда появлялись признаки диареи с кровянистыми выделениями. У животных, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, нарушалось дыхание, вначале оно было частым и поверхностным. Затем дыхание учащалось, появлялся кашель. Перед гибелью отмечали максимальные изменения в органах дыхания, отказ от корма и повышение температуры до 42,0–42,5 град. Наблюдалась в тяжелой форме лучевая болезнь. Все животные этой группы погибли. Живая масса у животных этой группы к концу жизни уменьшилась на 20%. Количество лейкоцитов в крови составляло 0,4–0,5 тыс./мкл.

Установлено, что значительное снижение лейкоцитов в крови животных наблюдали уже на 3-и сутки после облучения (табл. 1).

Однако наиболее глубокие изменения в крови животных отмечали на 7-е сутки. У баранов, облученных в дозах 25,8, 51,6 и 77,4 мКл/кг, количество лейкоцитов в крови на 7-е сутки составляло 43, 44 и 30% (от исходных данных) соответственно и сохранялось на этом уровне до 30-х суток. Затем происходило постепенное восстановление их количества, и к 12 мес. после радиационного воздействия оно находилось на уровне контрольных групп.

Количество эритроцитов в крови всех подопытных животных изменялось незначительно в течение всего опыта.

2. Воспроизводительные качества облученных баранов  
В результате проведения исследований спермопродукции баранов установлено, что цвет, запах и консистенция спермы подопытных животных претерпевали незначительные изменения.

Данные об объеме эякулята имели иной характер. Так, через 3 недели после облучения в дозе 25,8 мКл/кг объем эякулята снизился в 2 раза, при дозе 51,6 мКл/кг – в 4,3 раза, при дозе 77,4 мКл/кг – в 4,7 раза и составлял  $0,8 \pm 0,2$ ,  $0,3 \pm 0,1$  и  $0,3 \pm 0,1$  мл соответственно. На этом уровне он сохранялся до 5 мес. Затем происходило постепенное восстановление объема, и к 12 мес. он достиг исходных значений (табл. 2).

Т а б л и ц а 1. Количество лейкоцитов в крови облученных баранов, тыс./мкл

Время после облучения, сут.	Контроль	Доза облучения, мКл/кг		
		25,8	51,6	77,4
До облучения	6,3±0,5	5,8±1,1	5,7±0,8	6,1±0,6
3	5,3±0,8	4,5±0,3	3,2±0,4	2,5±0,1
7	5,7±0,3	2,5±0,2	2,5±0,3	1,8±0,2
15	6,3±1,0	3,6±0,2	3,9±0,4	3,2±0,2
30	6,4±0,6	4,8±0,3	2,3±0,2	1,2±0,2
60	5,7±0,3	4,1±0,4	3,1±0,7	4,8±0,6
150	5,6±1,0	5,4±1,0	4,5±0,3	5,5±0,4
360	5,3±0,1	5,1±0,1	5,0±0,5	5,1±0,4

Т а б л и ц а 2. Динамика изменения объема эякулята спермы облученных баранов, мл

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг		
		25,8	51,6	77,4
До облучения	1,2±0,2	1,3±0,2	1,3±0,1	1,4±0,1
7	1,4±0,3	1,1±0,2	1,0±0,2	0,7±0,2
35	1,1±0,2	0,8±0,2	0,6±0,1	0,4±0,2
63	1,2±0,1	0,6±0,1	0,4±0,1	0,3±0,1
135	0,8±0,2	0,6±0,1	0,3±0,1	0,4±0,3
210	1,3±0,2	1,2±0,3	1,0±0,2	0,8±0,3
360	1,2±0,2	1,5±0,1	1,5±0,3	1,4 <sup>x/</sup>

x/ Один баран.

Т а б л и ц а 3. Изменение концентрации спермиев в эякуляте баранов после внешнего гамма-облучения, млрд/мл

Время после облучения, сут.	Контроль	Доза облучения, мКл/кг		
		25,8	51,6	77,4
До облучения	1,5±0,5	1,5±0,1	1,4±0,4	1,3±0,4
7	1,3±0,3	0,9±0,3	1,4±0,5	0,8±0,1
35	1,9±0,1	1,9±0,3	1,0±0,2	0,8±0,1
77	0,9±0,1	0,7±0,1	0,9±0,1	0,5±0,1
135	0,9±0,1	1,7±0,2	0,8±0,1	1,1±0,1
210	1,1±0,1	1,5±0,4	1,3±0,3	1,4±0,2
360	1,0±0,2	1,2±0,2	1,3±0,3	1,5 <sup>x/</sup>

x/ Один баран.

Т а б л и ц а 4. Количество патологических форм спермиев в эякуляте баранов-производителей, %

Время после облучения, сут.	Контроль	Доза облучения, мКи/кг		
		25,8	51,6	77,4
До облучения	11,5±1,2	9,6±2,1	9,7±1,6	10,2±0,2
7	10,0±1,4	11,0±1,8	11,7±1,3	10,7±2,7
35	12,6±2,0	13,6±3,8	14,6±1,1	14,5±2,1
63	15,0±2,5	23,0±3,7	39,5±2,1	44,0±6,4
135	19,7±1,8	25,0±1,4	29,8±1,0	33,7±1,8
210	17,7±1,3	31,0±4,2	35,2±0,9	52,0±8,1
360	12,3±1,4	18,5±0,7	33,0±0,1	34,0 <sup>x/</sup>

<sup>x/</sup> Один баран.

Облучение баранов в дозах 25,8, 51,6 и 77,4 мКл/кг приводило к снижению концентрации спермиев в эякуляте. При дозах 25,8 и 51,6 мКл/кг эти изменения были незначительными и носили волнообразный характер. Облучение в дозе 77,4 мКл/кг вызывало уменьшение количества спермиев в эякуляте в 2,2 раза уже на 7-е сутки после воздействия. В дальнейшем наблюдали постепенное снижение концентрации, к 77-м суткам она уменьшилась в 3,6 раза. Через 4,5 мес. началось постепенное восстановление концентрации спермиев, и к 12 мес. она составляла 1,5 млрд/мл, что соответствовало 83,3% от исходного уровня (табл. 3).

При изучении патологии спермиев в эякуляте баранов установлено, что процент патологических форм спермиев в период со 2-го до 7-го мес. после облучения повышался до 31-52% в зависимости от дозы облучения (табл. 4). К концу эксперимента (через год) количество патологических форм спермиев не достигло контрольных значений и составляло 34-39%,



## Выводы

1. Внешнее гамма-облучение баранов-производителей в диапазоне доз 25,6–103,2 мКл/кг вызывает нарушение воспроизводительной функции животных, глубина поражения которых зависит от дозы облучения.

2. Облучение в дозе 103,2 мКл/кг при мощности дозы 6,2 мкА/кг вызывало гибель 100% животных.

3. Облучение баранов в дозах 25,6–103,2 мКл/кг приводит к существенным нарушениям воспроизводительных качеств у выживших животных.

## ЛИТЕРАТУРА

1. О ж и н Ф. В., П а р ш у т и н Г. В., Р о д и н И. И. и др. Справочник по искусственному осеменению сельскохозяйственных животных: / Изд. 2-е. – М., 1983. – С. 111–125.

2. М а р ш у т и н Г. В., М и х а й л о в Н. Н., К о з л о Н. Е. Искусственное осеменение сельскохозяйственных животных: / Изд. 4-е. – М., 1983. – 222 с.

3. К у р б а т о в А. Д., П л а т о в Е. Н., К о р б а н Н. В. Криоконсервация спермы сельскохозяйственных животных. – Л., 1988. – С. 161–195.

4. У р б а х В. Ю. Математическая статистика для биологов и медиков. – М.: АН СССР, 1964.

## ДЕЙСТВИЕ ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОГО ОБЛУЧЕНИЯ НА СПЕРМАТОГЕНЕЗ БАРАНОВ

Н. П. А с т а ш е в а, В. Я. Ф р у н з е

### Материалы и методы

Эксперимент проводили на 20 баранах породы прекос 1,5–2-летнего возраста живой массой 61–72 кг. Из них 4 головы служили контрольными, а остальные 16 (по 4 головы в группе) подвергали внешнему гамма-облучению в дозах 51,6, 103,2, 154,8 и 206,4 мКл/кг. Облучение проводили на установке "Гамма-панорама" (источник цезий-137) при мощности дозы 0,36 мкА/кг.

После облучения животных содержали на рационе, соответствующем зоотехническим нормам кормления.

Целью эксперимента являлось изучение клинико-физиологического состояния и воспроизводительных качеств баранов-производителей, подвергшихся продолжительному облучению.

Гематологические изменения в крови баранов изучали до облучения и на 3-, 7-, 15-, 30-, 45-, 60-е сутки после облучения, а затем ежемесячно в течение года.

Сперму от баранов получали путем стимуляции электроэякулятором. Исследование эякулята спермы проводили через каждые 7 дней в течение первых двух месяцев, а затем ежемесячно на протяжении всего периода опыта.

Оценку полученной спермы проводили в соответствии с ГОСТ 20909,5-75.

### Результаты исследований

#### 1. Клинико-физиологическое состояние животных

Продолжительное облучение баранов в диапазоне доз 51,6-206,4 мКл/кг вызывало лучевую болезнь различной степени тяжести. Облучение в дозах 154,8 и 206,4 мКл/кг при мощности дозы 0,36 мкА/кг вызывало 100%-ную гибель животных. Продолжительность жизни баранов составляла  $19 \pm 1,8$  и  $14 \pm 0,7$  суток соответственно.

Непосредственно после окончания облучения температура тела у 83% животных, облученных в диапазоне доз 103,2-206,4 мКл/кг, снижалась на 0,3-0,5 град. К третьим суткам она восстанавливалась до нормы. Повышение температуры до 42-42,5 град. у всех животных отмечали накануне гибели.

Одним из ранних признаков проявления острой лучевой болезни при высоких дозах облучения является расстройство пищеварения.

При облучении в дозах 154,8 и 206,4 мКл/кг диарея начиналась уже через сутки. За 1-2 дня до гибели у баранов нарушались тонус и моторика ЖКТ, корм не переваривался. В результате сильного воспаления слизистых оболочек кишечника разжиженные каловые массы содержали большое количество крови и имели неприятный запах.

На протяжении всего периода опыта не отмечено значительных изменений аппетита у животных, однако за 1-2 дня до гибели у некоторых баранов наблюдались резкое снижение аппетита и полный отказ от корма.

Живая масса баранов, облученных в дозах 154,8 и 206,4 мКл/кг, уменьшилась к моменту гибели на 12%, а у выживших за первые 30 дней болезни - не более чем на 4-5%.

У контрольных баранов и баранов, облученных в дозах 51,6 и 103,2 мКл/кг, живая масса в течение первых трех месяцев практически не изменялась (табл. 1).

Кроме того, у некоторых баранов наблюдались конъюнктивиты и риниты, появлялась слабость (бараны больше лежали, а если стояли, то с расставленными задними конечностями).

Функция органов дыхания нарушалась уже в первые сутки после облучения, особенно у баранов, облученных в дозах 154,8 и 206,4 мКл/кг. Максимальные изменения в органах дыхания отмечались за 1-2 дня до гибели животных.

Из носовой полости выделялись слизистые с примесью крови выделения. Эти явления прогрессировали, а у некоторых баранов дыхание становилось напряженным и аритмичным.

Изменение общего количества лейкоцитов в периферической крови является наиболее распространенным показателем, характеризующим нарушение кроветворной функции организма при острой лучевой болезни. Многочисленными исследованиями доказано, что концентрация клеток белой крови после облучения резко уменьшается, а характер лейкопении сходен у всех млекопитающих (Груздев Д.П., 1968, Горпинченко И.И., Бойко Н.И., 1992).

В результате исследований было обнаружено, что наиболее значительное снижение количества лейкоцитов отмечали у баранов, облученных в диапазоне доз 103,2-206,4 мКл/кг в период с 3-х по 15-е сутки. Так, у баранов, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, количество лейкоцитов на третьи сутки уменьшилось на 54,4%, на 15-е сутки - на 61,7% и составляло 3,1 и 2,2 тыс. клеток в 1 мкл крови соответственно. У баранов, облученных в дозах 154,8 и 206,4 мКл/кг, произошли более глубокие изменения в периферической крови. Количество лейкоцитов у этих животных на третьи сутки составляло 35,6 и 42,0% соответственно, на седьмые сутки в обеих группах 34,3% от исходного уровня.

Начиная с 30-х суток у баранов, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, общее количество лейкоцитов начало постепенно восстанавливаться.

У контрольных баранов и животных, облученных в дозе 51,6 мКл/кг, количество лейкоцитов изменялось незначительно в течение всего периода опыта (табл. 2).

Количество эритроцитов в крови всех опытных и контрольных животных практически не изменялось на протяжении всего периода опыта.

Т а б л и ц а 1. Динамика живой массы баранов, кг

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облуче- ния	66,0 $\pm$ 4,7	65,2 $\pm$ 4,9	67,0 $\pm$ 4,4	68,2 $\pm$ 4,3	66,2 $\pm$ 3,9
10	64,2 $\pm$ 5,5	60,0 $\pm$ 3,8	63,0 $\pm$ 3,3	61,2 $\pm$ 3,9	57,2 $\pm$ 3,5
20	64,2 $\pm$ 5,5	62,2 $\pm$ 3,6	63,7 $\pm$ 3,7	60,0 $\pm$ 3,6	58,2 $\pm$ 3,8
30	63,5 $\pm$ 6,1	63,0 $\pm$ 3,8	63,6 $\pm$ 4,0	-	-
60	64,2 $\pm$ 25,8	63,0 $\pm$ 2,8	68,0 $\pm$ 2,8	-	-
90	64,2 $\pm$ 5,3	63,0 $\pm$ 3,6	66,5 $\pm$ 1,2	-	-

Т а б л и ц а 2. Количество лейкоцитов в крови баранов при продолжительном облучении, тыс./мКл

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облучения	7,2±0,3	6,6±0,8	6,8±0,4	6,7±0,6	6,7±0,8
3	6,0±0,4	4,3±0,3	3,1±0,3	2,4±0,2	2,3±0,2
7	5,8±0,5	4,5±0,5	3,6±0,5	2,3±0,6	2,3±0,5
15	5,8±0,5	5,4±0,7	2,2±0,5	2,1±0,6	-
30	6,4±0,8	5,4±0,6	3,8±0,1	-	-
60	6,8±0,6	4,1±0,5	2,4±0,1	-	-
180	6,0±0,7	5,8±0,1	4,9±0,4	-	-
360	6,7±0,5	6,6±0,2	6,5±0,1	-	-

## 2. Воспроизводительные качества баранов-производителей

В результате исследования качества спермопродукции было установлено, что цвет, запах и консистенция спермы у всех облученных баранов почти не изменялись.

Изучение степени нарушения сперматогенеза у баранов при лучевом воздействии показало, что объем эякулята у баранов, облученных в дозе 51,6 мКл/кг, и баранов контрольной группы существенно не изменялся. Однако наблюдались сезонные колебания. У баранов, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, через месяц после окончания облучения наступила аспермия, которая наблюдалась в течение последующих двух месяцев. В дальнейшем объем полученной спермы не превышал 41-50% исходного уровня. У баранов, облученных в дозе 206,4 мКл/кг, уже через 7 дней после облучения объем эякулята уменьшился на 61-65%, а при дозе 154,8 мКл/кг через 14 дней - на 72,3% (табл. 3).

По мнению некоторых авторов (Шопова В., Нечев Хр., Сьловски П., 1985), изменение объема эякулята у облученных баранов указывает на то, что при воздействии радиации изменяются и придаточные половые железы, это, очевидно, снижает и активность спермиев.

Анализируя эякулят спермы баранов-производителей, установили, что уже через 7 дней у баранов, облученных в дозах 103,2, 154,8 и 206,4 мКл/кг, активность спермиев составляла 67,5, 48,6 и 39,4% соответственно от исходных значений. Через 3 недели у баранов, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, активность спермиев составляла 26,8%. Затем происходило постепенное восстановление активности, через 5 мес. после облучения активность спермиев составляла 50% исходного значения. В период с 7-го до 10-го месяца после облучения активность спермиев колебалась в пределах 55-85% (табл. 4).

Облучение баранов в указанных дозах приводило к снижению концентрации спермиев в эякуляте. В первые две недели концентрация спермиев в эякуляте при всех дозах облучения снижалась в среднем в 2-3 раза.

В последующие месяцы у животных, облученных в дозе 51,6 мКл/кг, концентрация спермиев постепенно восстанавливалась, и через пять месяцев после облучения она достигла исходного значения. У баранов, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, концентрация спермиев постепенно снижалась,

Т а б л и ц а 3. Изменение объема эякулята спермы баранов при продолжительном облучении, мл

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облучения	1,7±0,4	1,8±0,4	1,7±0,3	1,8±0,4	1,7±0,3
7	1,7±0,3	1,4±0,3	1,0±0,1	0,7±0,2	0,6±0,3
14	1,4±0,3	0,8±0,3	1,0±0,3	0,5±0,1	-
28	0,8±0,2	1,2±0,3	0,5±0,1	-	-
60	0,7±0,2	0,7±0,2	-	-	-
150	0,8±0,1	1,0±0,2	0,7 <sup>x/</sup>	-	-
360	1,6±0,3	1,6±0,3	0,9±0,1	-	-

<sup>x/</sup> Один баран.

Т а б л и ц а 4. Активность спермиев в эякуляте баранов при продолжительном облучении, баллов

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облучения	8,7±0,5	8,0±0,8	8,0±0,5	8,0±0,5	8,5±0,7
7	8,5±0,3	7,3±0,7	5,4±0,2	3,9±0,1	3,4±0,1
14	9,0±0,5	7,0±0,9	3,8±0,2	2,6±0,1	-
28	8,7±0,3	6,5±0,5	1,8±0,1	-	-
60	7,7±0,4	6,7±0,4	-	-	-
150	8,3±0,6	9,0±0,5	40 <sup>x/</sup>	-	-
360	8,4±0,3	7,8±0,6	6,0±0,5	-	-

x/ Один баран.



Т а б л и ц а 5. Концентрация спермиев в эякуляте баранов при продолжительном облучении, млрд/мл

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облучения	1,4±0,1	1,1±0,3	1,1±0,2	1,2±0,2	1,1±0,1
7	1,5±0,1	0,6±0,3	0,6±0,1	0,7±0,1	0,4±0,1
14	1,5±0,3	0,4±0,1	0,4±0,1	0,8±0,1	-
28	1,1±0,1	0,7±0,1	0,2±0,1	-	-
150	0,8±0,3	1,2±0,2	0,4 <sup>x/</sup>	-	-
360	1,3±0,1	1,1±0,2	0,7±0,2	-	-

x/ Один баран.

Т а б л и ц а 6. Количество патологических форм спермиев в эякуляте облученных баранов, %

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облучения	12,3±1,7	8,0±3,4	10,5±3,3	10,0±3,4	11,0±2,2
7	12,7±2,3	19,7±4,2	26,0±2,2	61,5±4,8	83,0±4,1
14	12,5±0,3	14,0±3,2	30,5±4,2	69,0±9,7	-
28	13,2±3,0	37,5±3,5	90,0±4,6	-	-
60	12,3±3,5	28,0±4,1	-	-	-
150	12,6±4,1	25,5±4,7	86,0 <sup>x/</sup>	-	-
360	12,6±1,8	14,0±3,1	57,2±3,4	-	-

<sup>x/</sup> Один баран.

Т а б л и ц а 7. Изменение активности дыхательных ферментов спермиев в эякуляте баранов при продолжительном облучении, мин

Время после облучения, сутки	Контроль	Доза облучения, мКл/кг			
		51,6	103,2	154,8	206,4
До облучения	4,5±0,7	6,7±0,5	5,5±1,0	4,5±0,7	5,0±1,0
7	4,5±1,0	14,5±3,7	16,7±3,8	16,7±2,0	16,5±2,1
14	4,5±0,7	12,7±4,0	16,7±2,5	16,0±3,0	-
28	9,5±1,0	0,8±0,3	19,0±2,8	-	-
60	7,3±2,1	11,5±1,6	-	-	-
150	9,7±1,3	7,4±1,8	6,8 <sup>x/</sup>	-	-
360	6,9±0,8	6,9±0,9	7,1±2,3	-	-

<sup>x/</sup> Один баран.

через один месяц она составляла 0,2 млрд/мл, что соответствует 20% исходного значения. Затем наступила аспермия. Через 5 мес. после облучения сперму удалось получить только у одного барана. В дальнейшем происходило постепенное восстановление концентрации спермиев в эякуляте, однако к 12 мес. она не достигла исходного уровня и составила 70% (табл. 5).

Для искусственного осеменения овцематок пригодна сперма, которая содержит не более 14% патологических форм спермиев.

В первые дни после облучения количество патологических форм спермиев возрастало в зависимости от дозы облучения. Так, при дозе 103,2 мКл/кг количество патологических форм спермиев на 3-й неделе после облучения составляло 43%, при дозе 51,6 мКл/кг - 20%. В дальнейшем в группе, облученной в дозе 103,2 мКл/кг, происходило увеличение числа патологических форм спермиев, и к 5 мес. их количество составляло 86%. В последующие месяцы наблюдали снижение процента патологических форм спермиев, однако снижения до нормы не наблюдали и через 12 мес. (табл. 6).

Одним из основных факторов, влияющих на оплодотворяющую способность животных, является выживаемость спермиев, которая основана на определении интенсивности дыхания спермиев.

В результате проведения анализа спермы было установлено, что активность дыхательных ферментов в сперме баранов уже через 7 дней после облучения увеличивалась в среднем в 3 раза при всех дозах облучения. На этом уровне активность дыхательных ферментов спермиев в эякуляте баранов, облученных в дозах 51,6 и 103,2 мКл/кг, находилась до двух месяцев. В дальнейшем происходило постепенное восстановление ее, и к 12 мес. активность дыхательных ферментов достигла нормы (табл. 7).

### Выводы

1. Продолжительное облучение баранов-производителей в диапазоне доз 51,6 - 206,4 мКл/кг приводит к гибели значительной части поголовья и к существенным нарушениям воспроизводительной функции у выживших животных.

2. Облучение в дозе 103,2 мКл/кг при мощности дозы 0,36 мкА/кг вызывало гибель 50% животных, тогда как при облучении в аналогичной дозе при мощности дозы 6,2 мкА/кг наблюдали 100%-ную гибель баранов.

3. При продолжительном облучении баранов-производителей нарушения воспроизводительных качеств наступали в более ранние сроки и на более длительный период по сравнению с острым облучением. Так, при облучении в дозе 51,6 мКл/кг снижение концентрации спермы наступало уже через неделю после облучения. Восстановление наблюдали только через 5 мес. У баранов, облученных в дозе 103,2 мКл/кг, через месяц после облучения наступала аспермия, длившаяся 4 мес.

4. Полного восстановления концентрации спермы не наступало через 12 мес. после облучения. Увеличение процента патологической спермы также наступало через неделю, тогда как при остром облучении через 3-4 недели, однако процент патологических форм спермиев в эякуляте баранов выше при остром облучении. Аналогичные результаты наблюдали при оценке других показателей спермопродукции облученных баранов.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Горпинченко И. И., Бойко Н. И. Сравнительная характеристика сперматологических показателей больных вегетативной дистонией и острой лучевой болезнью, пострадавших от аварии на ЧАЭС // Актуальные проблемы влияния ионизирующих излучений на репродуктивную функцию: Тез. докл. конф. СНГ. - Обнинск, 1992. - С. 12-15.

2. Груздев Д. П. Проблемы поражения кроветворной ткани при острой лучевой патологии. - М., 1956.

3. Урбах В. Ю. Математическая статистика для биологов и медиков. - М.: Изд-во АН СССР, 1964.

## ВОСПРОИЗВОДИТЕЛЬНАЯ СПОСОБНОСТЬ БАРАНОВ, ДЛИТЕЛЬНО СОДЕРЖАЩИХСЯ НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ РВ ТЕРРИТОРИИ

Н. П. Асташева, В. Я. Фрунзе

### Материалы и методы

В опыте использовали 8 баранов-производителей породы прекос в возрасте 2-х лет живой массой 45-50 кг. Животные были разделены на две группы (опытная и контрольная) по принципу аналогов. Опытную группу баранов содержали в опытном хозяйстве УкрНИИСХР, расположенном в 40 км от ЧАЭС. Содержание радионуклидов в рационе овец в 1991-1992 гг.

составило примерно 20 мкКи сутки. Концентрация радиационного цезия в мышцах достигала 20 нКи/кг. Поглощенная доза на животное в этом случае составляла 5 раз в год.

Контролем служили животные, находящиеся в виварии института и получавшие "чистые" корма на протяжении всего периода опыта. Наблюдения за животными проводили с 1989 по 1992 год.

Целью эксперимента являлось изучение влияния малых доз радиации на показатели спермопродукции у баранов при содержании их на загрязненной РВ территории.

Сперму у баранов получали путем стимуляции электроэякулятором. Исследования спермы проводили два раза в год на протяжении 4-х лет.

В пробах свежеполученной спермы исследовали следующие показатели: объем эякулята, цвет, запах, консистенцию, активность спермиев, концентрацию и количество патологических форм спермиев [1, 2, 3].

### Результаты исследований

В результате исследований спермопродукции баранов при содержании их на загрязненной РВ территории установлено, что цвет, запах и консистенция спермы претерпевали незначительные изменения.

Сперма имела специфический запах, молочно-белый цвет и полужидкую или жидкую консистенцию.

Данные состояния сперматогенеза баранов за период с 1989 по 1992 годы представлены ниже.

За период исследований не установлено существенных нарушений функции воспроизводства у баранов-производителей. Так, объем эякулята, полученный от животных контрольной и опытной групп за период с 1989 по 1991 г., находился в пределах физиологической нормы. В 1992 г. у баранов опытной группы объем спермы снизился на 30% от контроля и составлял 0,8±0,2 мл. Достоверных различий между группами не установлено:

	Контроль	Опыт
1989	1,5±0,2	1,3±0,2
1990	1,3±0,3	1,1±0,2
1991	1,1±0,3	1,2±0,2
1992	1,2±0,2	0,8±0,2

Активность спермиев в эякуляте опытных животных на протяжении всего эксперимента практически не отличалась от соответствующего показателя контрольных животных.

Активность спермиев за период исследований характеризовалась прямолинейным поступательным движением, что свидетельствует о хороших качественных показателях спермопродукции и пригодности спермы для осеменения овцематок.

Концентрация спермиев в эякуляте баранов, длительно содержащихся на загрязненной РВ территории, за период с 1989 по 1991 год практически не отличалась от концентрации спермы в эякуляте баранов контрольной группы и составляла 0,8–1,0 млрд/мл. В 1992 г. наблюдали повышение концентрации спермиев в эякуляте в 1,5 раза:

	Контроль	Опыт
1989	0,8±0,2	1,0±0,1
1990	1,0±0,3	1,0±0,2
1991	1,1±0,1	1,1±0,1
1992	1,0±0,2	1,3±0,1

В то же время отмечено повышенное количество патологических форм спермиев в эякуляте опытных баранов с 1990 по 1992 г. (на 6–8%) по сравнению с контрольной группой:

	Контроль	Опыт
1989	13,4±1,6	14,2±3,2
1990	12,3±1,4	20,7±1,9
1991	13,0±3,1	21,0±3,5
1992	13,6±2,4	19,6±3,3

Изучение морфологического строения спермиев в эякуляте баранов, длительно содержащихся на загрязненной РВ территории, показало, что наиболее высокий процент приходится на такую форму патологии, как "закручивание хвоста", которая составляла 5,5–11,0% (см. таблицу).

Морфологические изменения спермиев баранов, содержащихся на загрязненной РВ территории<sup>х/</sup>

Формы патологии	1989	1990	1991	1992
Отдельные головки	4,3±1,8	3,8±1,7	4,1±1,6	3,7±1,2
	4,0±2,3	4,2±2,2	5,6±3,7	5,7±1,7
Закручивание хвоста	6,5±1,3	6,3±1,4	6,5±1,4	7,3±1,6
	6,7±1,6	11,8±2,3	10,3±1,8	10,3±1,3
661 Перелом шейки	2,1±0,4	1,5±0,2	1,9±0,7	1,8±0,4
	1,9±0,3	2,0±0,4	1,7±1,1	2,3±0,8
С каплей и утолщением	-	-	-	-
	0,1±0,01	0,3±0,02		
Гигантские и карликовые	-	-	-	-
	0,2±0,02	0,2±0,01		
Прочая патология	0,5±0,02	0,7±0,03	0,5±0,04	0,8±0,03
	1,3±0,4	2,2±1,3	3,4±0,4	1,3±0,5

<sup>х/</sup> В числителе - данные контрольной группы, в знаменателе - опытной.



## Выводы

1. Малые дозы радиации оказывают неблагоприятное воздействие на процессы сперматогенеза.
2. Показатели спермопродукции баранов, длительно содержащихся на загрязненной РВ территории, претерпевают незначительные изменения и практически соответствуют требованиям ГОСТа.

## ЛИТЕРАТУРА

1. О ж и н Ф. В., Паршутин Г. В., Родин И. И. и др. Справочник по искусственному осеменению сельскохозяйственных животных: Изд. 2-е. - М., 1983. - С. 111-125.
2. Паршутин Г. В., Михайлов Н. Н., Козло Н. Е. Искусственное осеменение сельскохозяйственных животных: Изд. 4-е. - М., 1983, 222 с.
3. Курбатов А. Д., Платов Е. М., Корбан Н. В. Криоконсервация спермы сельскохозяйственных животных. - Л., 1988. - С. 161-195.
4. Урбах В. Ю. Математическая статистика для биологов и медиков. - М.: Изд-во, АН СССР, 1964.

## ОЦЕНКА ПРЕПАРАТОВ ХУМОЛИТ И ЦЕОЛИТ КАК КОРМОВЫХ ДОБАВОК, СНИЖАЮЩИХ ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ ЖИВОТНОВОДСТВА

Д. М. К о с т ю к, Л. М. Р о м а н о в

Для разработки рецептуры кормовых добавок, обеспечивающих уменьшение перехода радионуклидов из рациона в организм животных и продукцию животноводства в условиях хозяйства, расположенного на загрязненной территории Полесского района Киевской области, была оценена эффективность действия препаратов хумолит и цеолит.

Опыт по скармливанию лактирующим коровам кормовых добавок хумолит и цеолит был поставлен в пастбищный период.

Для опыта было отобрано 30 голов коров на 3-5 мес. 3-4-ой лактации. Животные были разделены на 3 группы - одну контрольную и две опытные.

Началу опыта предшествовал уравнительный период, длившийся 10 дней. За этот срок было проведено контрольное дое-

ние и кормление, отбор проб молока для гамма-спектрометрического анализа, отбор проб крови. В это же время шла выбраковка животных из опытных и контрольной групп. Причины выбраковки разные, но в основном — низкая продуктивность и травмы.

С первых суток опыта животные опытных групп стали получать хумолит и цеолит по 400 г на голову в сутки. Скармливались добавки из расчета 10% от общего веса концентрированных кормов. Но в связи с острой нехваткой последних в хозяйстве в дальнейшем их скармливали в смеси с патокой. Это обусловило низкую поедаемость препаратов и, как следствие, низкую их эффективность. В ходе опыта раз в две недели проводилось контрольное доение с определением скорости молокоотдачи, контрольное кормление с отбором проб кормов, а также отбор проб крови.

Весь период опыта животные выпасались на заливных естественных лугах. Плотность загрязнения пастбищ радионуклидами колебалась от 740 до 1110 кБк/м<sup>2</sup>. Суточное время выпаса — не менее 10 ч.

В рацион коров, кроме пастбищной травы, входил еще и зеленый корм в качестве подкормки. Концентрация радиоактивного цезия в пастбищной траве — от 444 до 2812 Бк/кг (в среднем 1147 Бк/кг). Содержание радиоактивного цезия в зеленом корме — 170,2 Бк/кг. Суточное поступление Cs-134, 137 в организм животных — от 11,5 до 18,4 кБк.

Концентрация радионуклидов цезия в молоке к началу опыта колебалась от 148,0 до 173,9 Бк/кг (в среднем 159,1 Бк/кг, см. таблицу).

### Результаты исследований

После начала скармливания препаратов уровень загрязнения молока стал изменяться. У животных, получавших хумолит, содержание радионуклидов стало увеличиваться — от 0,04 до 1,35 раз. И только в одном случае — на 40 сутки — количество цезия в молоке коров опытной группы было меньше в 1,18 раза, чем в молоке коров контрольной группы.

В молоке коров опытной группы, получавших цеолит, содержание радионуклидов было более низким, чем в молоке коров контрольной группы, лишь в 3 случаях. Снижение составило 1,02–1,13 раза. В остальных случаях наблюдалось превышение в 1,02–1,11 раза.

Активность молока опытных и контрольных коров в различные

Рацион животных	Сутки			
	0	5	14	19
Хозяйственный + хумолит	148 $\pm$ 25,9	166,5 $\pm$ 22,2	148 $\pm$ 3,7	210,9 $\pm$ 33,3
Хозяйственный + цеолит	173,9 $\pm$ 7,4	155,4 $\pm$ 14,8	148 $\pm$ 3,7	188,7 $\pm$ 18,5
Хозяйственный	155,4 $\pm$ 18,5	159,1 $\pm$ 14,8	148 $\pm$ 3,7	203,5 $\pm$ 14,8

В ходе гематологических исследований достоверной разницы в количестве лейкоцитов и эритроцитов у коров контрольной и опытных групп с физиологической нормой не обнаружено. Также нет различий между молочной продуктивностью и скоростью молокоотдачи у коров разных групп и нормой молочной продуктивности и скорости молокоотдачи.

Анализ проведенного исследования крови коров, получавших хумолит и цеолит, показал отсутствие какого-либо достоверного влияния этих добавок на изменение биохимических показателей по сравнению с контролем.

### ВЛИЯНИЕ КАЛЬЦИЯ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ НА ПЕРЕХОД РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ ИЗ РАЦИОНА В МОЛОКО КОРОВ

А. С. Соболев, Н. П. Асташева,  
С. В. Юрецкий

Вопрос влияния минерального питания животных на интенсивность перехода радионуклидов из рациона в продукцию животноводства представляет большой практический интерес, и его изучению посвящены многие исследования. Еще в 1954 г. в опытах Конара было показано, что повышение содержания кальция в рационе коров с 54 до 121 г/сутки привело к снижению концентрации радиоактивного стронция в молоке в два раза.

Обогащение рациона кальцием позволяет значительно снизить

опыта					
27	35	40	48	55	61
266,4± 25,9	244,2± 29,6	140,6± 7,4	199,8± 25,9	192,4± 29,6	185,0± 22,2
255,3± 33,3	199,8± 14,8	185,0± 11,1	177,6± 22,2	170,2± 11,1	166,5± 7,4
229,4± 48,1	181,3± 18,5	166,5± 7,4	173,9± 7,4	192,4± 22,2	177,6± 11,1

интенсивность всасывания  $Sr$  из ЖКТ в кровь поросят и переход его в мясо, в скелет и мягкие ткани коров [17]. Недостаток кальция в рационе животных приводит к более интенсивному выведению  $Sr$  с молоком [27]. По мере роста животных защитная роль  $Ca$ , выражающаяся в ограничении накопления  $Sr$  увеличивается [37]. Существуют и другие факты, свидетельствующие о влиянии минерального питания на метаболизм радионуклидов в организме.

После аварии на ЧАЭС появилась необходимость более детального изучения влияния макро- и микроэлементов на переход радионуклидов из рациона в продукцию животноводства.

В течение 30 дней коровам давали только микроэлементы. Через 30 дней вместе с микроэлементами начали давать 80 г кормового монокальцийфосфата на одну голову в день. В эксперименте были отобраны коровы в возрасте 4–5 лет, массой 420–500 кг на 4–5-м месяце лактации. Коровы контрольной группы находились на обычном хозяйственном рационе согласно нормам кормления животных соответствующего возраста. Животным опытной группы с комбикормом добавляли микро- и макроэлементы.

Содержание микроэлементов в рационе крупного рогатого скота представлено в табл. 1. Содержание  $Cs-137$  в рационе коров характеризуется данными табл. 2.

Как видно из табл. 3, в начале эксперимента переход  $Cs-137$  из рациона в молоко у отдельных коров изменялся от 0,8 до 1,6%,

Т а б л и ц а 1. Содержание микроэлементов в рационе коров до опыта и во время опыта

Показатели	Микроэлементы, мг на 1 кг сухого вещества				
	Co	Zn	Cu	Mn	I
Норма	0,6-1,0	30-60	5-10	40-60	0,3-0,6
До опыта	0,12	7,0	6,0	42,0	0,1
Во время опыта	0,72	52	7,0	52,0	0,6

Т а б л и ц а 2. Содержание цезия-137 в рационе коров

Корм	Количество, кг	Удельная радиоактивность цезия-137, кБк/кг	Содержание цезия-137 в рационе, кБк
Сено	2	1,3	2,6
Солома	4	0,4	1,6
Силос кукурузный	20	0,7	14
Свекла	7	0,3	2,1
Комбикорма	2	0,3	0,6
Всего			20,9

Через месяц после начала эксперимента было отмечено, что животные по-разному прореагировали на микроэлементные подкормки. У животных, у которых коэффициент концентрации равен 0,8-0,9% (1 группа), произошло увеличение секреции Cs-137 в молоко по сравнению с коровами, у которых К равен 1,4-1,6.

Если до опыта К был равен 0,84, то через месяц - 1,14. У коров с К от 1,4 до 1,6 (11 группа) он не изме-

Т а б л и ц а 3. Влияние минеральных подкормок на переход С<sub>2</sub> из рациона в молоко

№ пп.	Коэффициент концентрации К		
	начало опыта	через 30 дней	через 60 дней
О п ы т			
I группа			
1	0,8	1,2	0,8
2	0,8	1,2	0,8
3	0,8	1,2	0,8
4	0,8	1,0	0,7
5	0,9	1,1	0,7
6	0,9	1,1	0,7
7	0,9	1,2	0,8
В среднем	0,84±0,008	1,14±0,1	0,75±0,10
II группа			
8	1,4	1,4	0,7
9	1,4	1,4	0,7
10	1,5	1,4	0,6
11	1,5	1,4	0,6
12	1,6	1,5	0,6
В среднем	1,5±0,17	1,5±0,12	0,64±0,15
К о н т р о л ь			
I группа			
13	0,8	0,8	0,8
14	0,9	0,9	0,8

№ пп.	Коэффициент концентрации К		
	начало опыта	через 30 дней	через 60 дней
15	0,9	1,0	1,0
В среднем	0,86±0,17	0,90±0,08	0,64±0,15

## II группа

16	1,4	1,4	1,5
17	1,4	1,4	1,4
18	1,4	1,5	1,5
19	1,5	1,4	1,4
20	1,5	1,5	1,5
В среднем	1,4±0,12	1,4±0,11	1,4±0,12

нился. Через 30 дней после начала эксперимента всем коровам начали давать микроэлементы вместе с кальцием.

Известно, что обогащение рациона кальцием понижает усвоение *Zn, Mn, Cu, J, Mg* и радионуклидов.

Через 30 дней после того, как начали добавлять Са в рацион животных, произошло уменьшение К у всех животных. К концу эксперимента среднее значение К—0,75 в первой группе 0,64 — во второй.

Таким образом, интенсивность перехода *Cs-137* из рациона в молоко у отдельных коров под действием микроэлементов может увеличиваться. Только совместное применение кальция и микроэлементов позволяет уменьшить переход *Cs-137* из рациона в молоко.

Увеличение секреции *Cs-137* в молоко под действием микроэлементов происходит потому, что микроэлементы активизируют процессы метаболизма, повышают усвоение различных элементов, в том числе и *Cs-137*. Коровы по-разному реагируют на действие микроэлементных добавок. Так, у коров с К 0,8—0,9 (I группа) через 30 дней после того, как

начали применять микроэлементы, содержание  $Co$  в молоке увеличилось в два раза – с 11 до 23 мкг/л,  $Mn$  – с 255 до 362 мкг/л (табл. 4).

В то же время у коров с К 1,4–1,6 (II группа) содержание  $Co$  и  $Mn$  практически не изменилось. Следовательно, исполь-

Т а б л и ц а 4. Влияние микроэлементных добавок на содержание  $Co$  и  $Mn$  в молоке

№ п/п	Содержание микроэлементов		
	Коэффициент концентрации $C_c$	$Co$ , мкг/л	$Mn$ мкг/л
I группа			
1	0,8	$\frac{10}{22}$	$\frac{240}{370}$
2	0,8	$\frac{8}{17}$	$\frac{250}{385}$
3	0,8	$\frac{10}{23}$	$\frac{260}{375}$
4	0,8	$\frac{11}{21}$	$\frac{265}{350}$
5	0,9	$\frac{15}{28}$	$\frac{270}{340}$
6	0,9	$\frac{14}{26}$	$\frac{255}{355}$
7	0,9	$\frac{12}{25}$	$\frac{245}{360}$
В среднем		$\frac{11+2}{23+3}$	$\frac{255+31}{362+42}$



№ п/п	Содержание микроэлементов		
	Коэффициент концентрации $C_s$	$Co$ , мкг/л	$M_L$ , мкг/л
II группа			
8	1,4	$\frac{25}{28}$	$\frac{410}{420}$
9	1,4	$\frac{22}{27}$	$\frac{390}{400}$
10	1,5	$\frac{24}{29}$	$\frac{420}{410}$
11	1,5	$\frac{20}{22}$	$\frac{400}{430}$
12	1,6	$\frac{26}{30}$	$\frac{395}{415}$
В среднем		$\frac{93+2}{27+4}$	$\frac{403+38}{414+47}$

x/ В числителе - данные в начале опыта, в знаменателе - через 30 дней.

зованный в опыте комплекс микроэлементов в течение 30 дней у различных животных вызывает неодинаковые изменения метаболических процессов в организме. У коров II группы микроэlementные добавки увеличили усвоение  $Co$ ,  $M_L$  и  $C_s$ .

У коров из двух контрольных групп за время проведения эксперимента  $K$  не изменился. Кальций без микроэлементов оказывает менее значительное влияние на переход  $C_s$  из рациона в молоко. В I группе он уменьшился от 0,9 до 0,7, во II группе от 1,46 до 1,1 (табл. 5).

Т а б л и ц а 5. Влияние кальция на переход цезия из рациона в молоко

№ п/п	Коэффициент концентрации К	
	начало опыта	через 30 дней
1	0,9	0,8
2	0,9	0,6
3	0,9	0,7
В среднем	$0,90 \pm 0,11$	$1,10 \pm 0,12$
4	1,5	1,2
5	1,5	1,0
6	1,4	1,1
В среднем	$1,4 \pm 0,15$	$1,10 \pm 0,12$

Таким образом, интенсивность перехода  $Cs-137$  из рациона в молоко у отдельных коров под действием микроэлементов может увеличиваться. Только совместное применение кальция и микроэлементов позволяет уменьшить количество  $Cs-137$ , переходящего из рациона в молоко.

#### Л И Т Е Р А Т У Р А

1. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н. Основы радиологии сельскохозяйственных животных. - М., 1987.
2. Анненков Б. Н. // Животноводство. - 1986. - № 7.
3. Анненков Б. Н. Фосфорно-кальциевый обмен у овец // Сельскохозяй. биол. - 1971. - т. 6, № 1.

## ПЕРЕХОД РАДИОАКТИВНОГО СТРОНЦИЯ ИЗ МОЛОКА В СЛИВКИ РАЗЛИЧНОЙ ЖИРНОСТИ

Ф. А. Федин, И. В. Крылова,  
А. Г. Лазник

Особенностью поведения радиоактивного стронция в молоке является то, что большая часть его (64% [1]) связана с основным белком молока — казеином. В результате этого при переработке загрязненного молока в продукты с высоким содержанием белка, например, в натуральные сыры, имеет место увеличение содержания радиоактивного стронция на единицу массы готового продукта по сравнению с молоком и, наоборот, содержание этого радионуклида снижается при выработке продуктов с низким содержанием белка, например, сливок.

Проведены исследования, целью которых явилось определение коэффициента перехода радиоактивного стронция из молока в сливки различной жирности и установления зависимости этого перехода от содержания белка в сливках и молоке.

Сливки получали из искусственно загрязненного хлористым стронцием-85 молока путем сепарирования на сепараторе "Сатурн-2". Молоко с внесенным в него радионуклидом перед сепарированием выдерживали в течение 48 ч при  $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$  и пастеризовали.

Результаты опыта представлены в таблице.

При сравнении коэффициентов перехода радиоактивного стронция и соответствующих им отношений содержания белка в сливках к содержанию белка в молоке, приведенных в таблице, просматривается пропорциональность в снижении их величин с повышением жирности сливок. Вместе с тем обращает на себя внимание тот факт, что в сливках 40%-й жирности и более величины КП и ОСБ начинают существенно отличаться одна от другой.

Известно, что более 80% общего белка молока приходится на долю казеина, а оставшаяся часть представлена белками, не вступающими в химическую связь с кальцием, а следовательно, и со стронцием. К таким белкам в молоке относятся альбумин, глобулин и очень незначительные в количественном отношении другие белки, среди которых белок оболочек жировых шариков. Содержание последнего [2] составляет около 0,7–0,8 г на 100 г молочного жира. С увеличением жирности сливок доля белка оболочек жировых шариков возрастает, тогда

Переход радиоактивного стронция из молока  
в сливки в зависимости от содержания белка

Исследуемый образец	Удельная радиоактивность, кБк/кг	Содержание общего белка, %	КП <sup>x/</sup>	ОСБ <sup>xx/</sup>
Исходное молоко	18,9±0,2	2,8±0,4	-	-
Сливки жирностью, %				
10	16,3±0,2	2,6±0,04	0,86	0,92
20	14,7±0,7	2,5±0,04	0,77	0,89
30	13,1±0,3	2,4±0,05	0,69	0,85
40	10,0±0,4	2,3±0,05	0,52	0,82
50	8,8±0,5	1,9±0,03	0,46	0,67
60	7,0±0,6	1,5±0,06	0,37	0,53

<sup>x/</sup> КП – коэффициент перехода радиоактивного стронция,  

$$\text{КП} = \frac{\text{Уд. радиоактивность по стронцию сливок, кБк/кг}}{\text{Уд. радиоактивность по стронцию молока, кБк/кг}}$$

<sup>xx/</sup> ОСБ – отношение содержания белка,  

$$\text{ОСБ} = \frac{\text{Содержание общего белка в сливках, \%}}{\text{Содержание общего белка в молоке, \%}}$$

как доля казеина снижается. В связи с этим, если вычесть из содержания общего белка белок оболочек жировых шариков в количестве, соответствующем данной жирности сливок, то величина ОСБ значительно приблизится к величине КП.

Можно заключить, что снижение удельной радиоактивности сливок по стронцию при сепарировании молока происходит практически пропорционально снижению содержания в них казеина по сравнению с содержанием его в сепарированном молоке.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Донская Г. А., Деактивация молока на промышленной ионообменной установке // Тр. ин-та ИМГРЭ. - 1987. - С. 105-114.

2. Кинг Н. Оболочки жировых шариков молока. - М.: Пищепромиздат, 1956. - 94 с.

### УСКОРЕНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ ИЗ МЯСА В СОЛЕВОЙ РАСТВОР ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ФИЗИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

Н. Л. Долгий, Л. А. Матола

Наиболее полное извлечение радиоактивного цезия из мышечной ткани достигается путем разрушения мембран мышечных клеток при мокром посоле мясного сырья, однако в рассол переходит до 40% солерастворимых мышечных белков, значительная часть микро-, макроэлементов, т.е. снижается пищевая и биологическая ценность мяса.

На модельных экспериментах было установлено, что миграция радиоактивного цезия из мышечных клеток в межклеточное пространство затруднена из-за наличия гидратной оболочки вокруг катиона цезия [1].

С целью ее разрушения мясное сырье подвергали воздействию:

постоянного импульсного тока (ПИТ), который задавали генератором звука ГЗ-3;

сверхвысокочастотного электромагнитного (СВЧ ЭМ) поля, получаемого с помощью прибора "Луч-3".

Вакуумную обработку применяли для ускорения миграции радиоактивного цезия из межклеточного пространства мышечных тканей в изотонический раствор соли [2].

#### Материалы и методы исследования

В работе использовали мясо (говядину) с удельной активностью  $4E^{-7}$  -  $8E^{-8}$  Ки/кг. Мясо измельчали на куски размерами грани 1-1,5 см (шрот). Измельченное мясо вымачивали в течение 5 мин в 0,9%-м изотоническом растворе соли при соотношении мясо:раствор - 1:3. Переход радиоактивного цезия оценивали по удельной радиоактивности раствора и обработанно-

го мяса. Образцы отбирали на 3, 5, 7, 10, 11, 12 сутки хранения мяса при 2-4°C. За 100% принимали удельную радиоактивность исходного мяса.

Влияние указанных факторов на миграцию радиоактивного цезия из мяса в рассол изучали по следующим параметрам: вакуумная обработка;

действие СВЧ ЭМ поле (частота - 2400 МГц, длина волны - 12,5 см);

действие СВЧ ЭМ поле с последующей вакуумной обработкой в изотоническом растворе соли;

действие ПИТ (частота - 1 МГц);

ПИТ с последующей вакуумной обработкой в изотоническом растворе соли.

### Результаты и обсуждение

В контрольных опытах измельченное мясо (шрот) выдерживали в солевом растворе в течение 15 мин при замене раствора через каждые 5 мин.

Вакуумная обработка мясного сырья, погруженного в изотонический раствор поваренной соли, значительно ускорила диффузионные процессы. Так, при выдержке кусков мяса в солевом растворе в соотношении 1:3, снижении давления до  $2E+4$  Па в течение 15 мин и смене указанного раствора через каждые 5 мин содержание радиоактивного цезия в мясе снизилось на 42-54% по сравнению с 37-41% в контрольном образце (рис. 1).

Достоверное ускорение выведения радиоактивного цезия из мышечной ткани наблюдалось при облучении мясного сырья СВЧ ЭМ полем, плотность потока мощности (ППМ) -  $65,0$  мВт/см<sup>2</sup>, в течение 3 мин, с последующим вымачиванием мяса в растворе соли в течение 5 мин. Указанную обработку повторяли 3 раза. Облучение мяса СВЧ ЭМ полем с последующим снижением давления до  $2E+4$  Па в течение 5 мин. интенсифицировало переход радиоактивного цезия в водную фазу (рис. 2).

Трехкратное воздействие ПИТ продолжительностью 2 мин и вымачивание в растворе в течение 5 мин после каждой обработки, позволило снизить содержание радиоактивного цезия в мясе на 40-45% по сравнению с исходным сырьем.

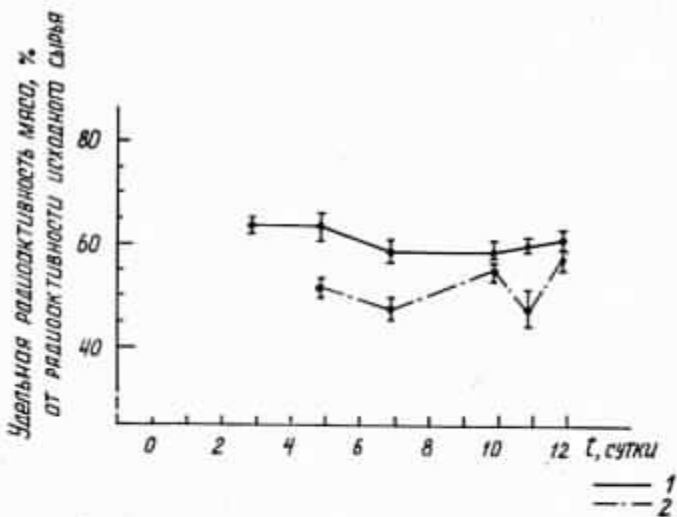


Рис. 1. Изменение содержания радиоактивного цезия после вакуумной обработки мяса в процессе его созревания: 1 - контроль; 2 - мясо после вакуумной обработки.

Сочетание действия ПИТ и вакуума усилило эффект выведения радиоактивного цезия из мышечной ткани в раствор до 50-60% (рис. 3).

Исследования проводились с учетом характера биохимических превращений, происходящих в мясе, во время его хранения.

На разных стадиях послеубойного периода качественные показатели мяса (влагосвязывающая способность, консистенция, значение рН) существенно отличаются. В изменении величин этих показателей прослеживается три временных периода:

1. В пределах 3-4 ч после убоя мясо имеет наиболее высокую влагосвязывающую способность и хорошую консистенцию, мышечные волокна характеризуются наибольшим диаметром и плотно прилегают друг к другу;

2. В последующий период развитие посмертного окоченения приводит к резкой дегидратации мышечных белков и росту механической прочности. К 12-24 ч хранения указанные величины достигают своего максимума. Мышечные волокна в этот период сокращаются и деформируются;

3. В дальнейшем происходит созревание мяса. Повышается его влагосвязывающая способность, существенно улучшается

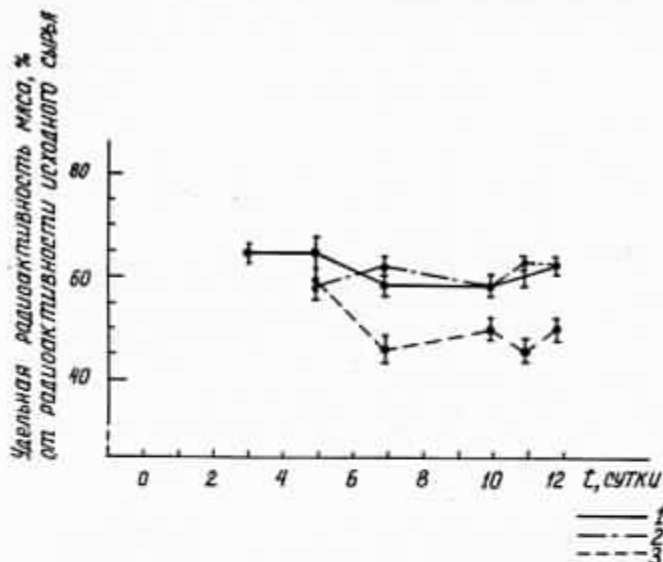


Рис. 2. Изменение содержания радиоактивного цезия после обработки мяса СВЧ ЭМ полем при различных сроках хранения мяса: 1 - контроль; 2 - мясо, обработанное СВЧ ЭМ полем; 3 - мясо, обработанное СВЧ ЭМ полем с последующим вакуумированием.

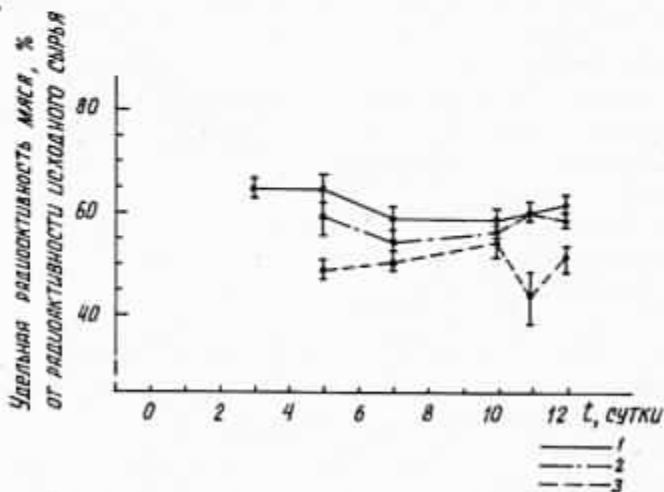


Рис. 3. Изменение содержания радиоактивного цезия после обработки мяса ПИТ при различных сроках хранения сырья: 1 - контроль; 2 - мясо, обработанное ПИТ; 3 - мясо, обработанное ПИТ с последующим вакуумированием.



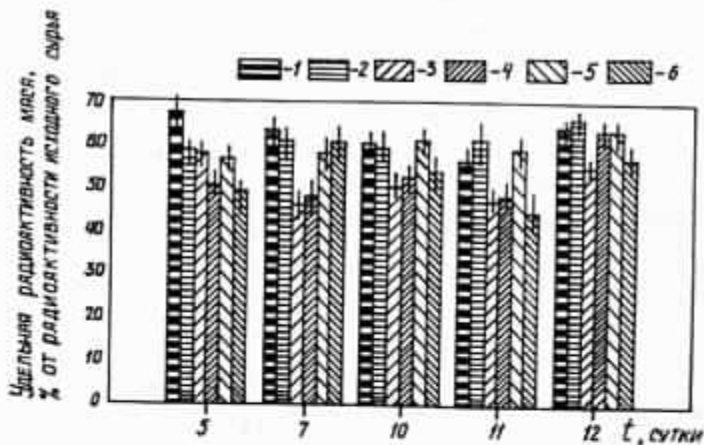


Рис. 4. Сравнительная оценка миграции радиоактивного цезия из мяса в раствор при действии вакуума, СВЧ ЭМ поля, ПИТ в зависимости от степени созревания мяса:

1 - контроль; 2 - вакуумная обработка; 3 - обработка СВЧ ЭМ полем; 4 - обработка СВЧ ЭМ полем и вакуумом; 5 - обработка ПИТ; 6 - обработка ПИТ с вакуумированием.

консистенция. Происходит разрыхление мышечных волокон, их распад на саркомы и дальнейшее разволокнение миофибрилл, их поперечный распад, растворение ядер.

Продолжительность созревания говядины при  $0-2^{\circ}\text{C}$  - 10-14 суток [37].

Степень очистки мясного сырья от радиоактивного цезия различными способами в зависимости от стадии созревания последнего представлена на рис. 4.

### Заключение

Полученные результаты являются основой для дальнейшего ведения работ по созданию принципиально новой технологии дезактивации мясного сырья, позволяющей снижать содержание радиоцезия в мышечной ткани без нарушения структурной целостности волокон.

1. Долгий Н. Л., Матола Л. А. Разработка модели технологического процесса снижения содержания радиоактивного цезия в мышечной ткани, обеспечивающего максимальное сохранение пищевых качеств мясного сырья // Съезд радиобиологических обществ Украины, Беларуси, России: Тез. докл. - Киев, 1993.

2. Долгий Н. Л. Нетрадиционный подход к решению вопроса о снижении содержания радиоактивного цезия в мясном сырье // Всес. конф.: "Проблемы ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы": Тез. докл. - Обнинск, 1991. - Т. 1. - С. 154-155.

3. Технология мяса и мясопродуктов / Л.Т. Алехина, А.С. Большаков, В.Г. Боресков и др.; Под ред. И.А. Рогова. - М.: Агропромиздат, 1988. - 576 с.

## КУЛИНАРНАЯ ОБРАБОТКА КАК СПОСОБ СНИЖЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ В МЯСНОМ СЫРЬЕ

Л. А. М а т о л а, Н. Л. Д о л г и й

Эффективными технологическими приемами очистки мяса от радиоактивного цезия являются его термическая и кулинарная обработка.

Приготовление пищи может приводить как к снижению, так и к концентрированию радиоактивного цезия в готовом продукте. Поэтому важную роль играет оценка степени удаления радиоактивного цезия из мясного сырья путем использования различных пищевых технологий.

Изменение содержания радионуклидов в пище после кулинарного приготовления и пищевой переработки определяется в литературе по коэффициенту снижения [1].

$$F_r = \frac{\text{Общая активность радионуклидов в приготовленной пище, Бк}}{\text{Общая радиоактивность сырого материала, Бк}}$$

Значения коэффициента  $F_r$  для мяса, полученные различными авторами [1-4], представлены ниже.

Влияние кулинарной обработки и пищевых технологий на содержание радиоактивного цезия в мясе (говядине, свинине, баранине, кролика)

Методы обработки	Коэффициент снижения содержания цезия $F_r$
Запекание	0,5-0,8
Варка	0,4(0,25-0,5)
Тушение	0,5-0,6
Жарка	0,5-0,8
Соление	0,2(0,1-0,6)
Посол	0,05-0,9
Маринование	0,1-0,3
Консервирование	0,5
Производство колбас	0,25-0,95

Все значения  $F_r$  приведены с учетом того, что образующаяся при приготовлении мяса жидкость в пищу не используется.

Среди различных способов домашнего приготовления мяса исследовались варка, тушение, жарка с добавлением жира с целью выявления способов, оказывающих наиболее влияние на снижение содержания радиоактивного цезия в мясе.

Работы проводились с мясом бычка, выращенного в 10 км зоне ЧАЭС. Удельная радиоактивность мяса составляла 7-9/Е-7 Ки/кг.

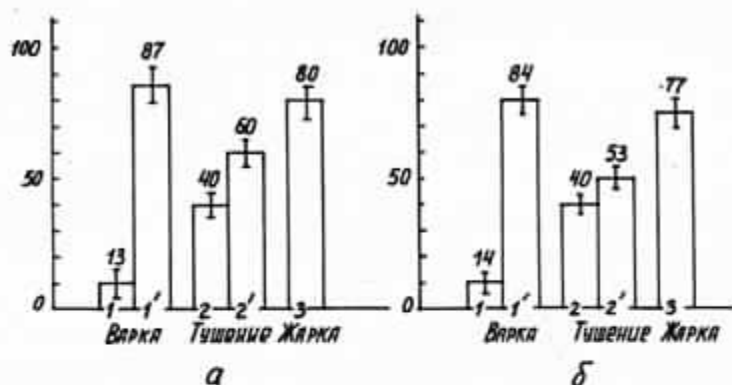
Вес всех проб измеряли до и после приготовления. Одна часть проб была приготовлена из свежего мяса. Другая часть - из быстро замороженного при минус 20°C мяса и дефростированного при 2°C перед приготовлением.

Мясо перед домашним приготовлением предварительно очищали от костей и жира и нарезами кубиками 2,0-2,5 см.

Варка

Кубики мяса помещали в кипящую подсоленную воду (0,9%-ый раствор  $NaCl$ ) в соотношении мясо: жидкая фаза - 1:3 и варили в течение 1 часа. Затем мясо дренировали в течение 10 сек.

Удельная радиоактивность мяса, %  
от радиоактивности исходного сырья



Миграция радиоактивного цезия в процессе кулинарной обработки свежего (а) и мороженого (б) мяса:

1, 2 - мясо после обработки; 1' - бульон; 2' - готовочный сок; 3 - мясо с жиром.

### Тушение

В кастрюлю загружали 200 г мяса и 200 мл воды (0,9-ый раствор  $NaCl$ ). Содержимое доводили до кипения и тушили в течение 1,25 часа. Мясо дренировали в течение 10 сек.

### Жарка

200 г нарезанного кубиками мяса жарили в 35 г жира в течение 45 мин при периодическом перемешивании.

В соответствии с полученными результатами (см. рисунок) сделан вывод о том, что варка является эффективным путем удаления более чем половины радиоактивного цезия из мяса ( $F_r$  0,13-0,14). Причем дополнительный посол ускоряет процесс удаления цезия из мяса в бульон. Менее чем половина первоначальной активности была получена в тушеном мясе ( $F_r$  0,4). Однако готовочный сок при данном способе кулинарной обработки, в основном, потребляется с мясом, тогда как в предыдущем случае он удаляется.

Применение жарки дает значение  $F_r$  0,77-0,80, так как в пищу используется и мясо, и жир.

Глубокое замораживание мяса на миграцию радиоактивного цезия в процессе кулинарной обработки практически не сказывается.

## ЛИТЕРАТУРА

1. The effects of culinary preparation and food processing on the radionuclide content of foodstuffs: A literature review, Radiological Protection Institute of Ireland, Dublin. - 1992.

2. Мешалкин Г. С. Влияние технологической и кулинарной обработки продукции животноводства на содержание в ней продуктов деления // Радиобиология и радиэкология с/х животных / Под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса и Р.М. Алексахина. - М.: Атомиздат, 1973. - С. 192-211.

3. Noordijk H.: A literature review on radionuclide behavior during food processing. Proceeding of a seminar on Radioactive Transfer during Food Processing and Culinary Preparation, Cadarache, Sep. 18-21, 29-46, 1989.

4. Wagner H. Transfer of radioactive substances from feed into the meat of slaughter animals. 2. The influence of processing and cooking. Fleischwirtschaft 68(6), 656-664, 1988.

## ВЛИЯНИЕ СВЕРХВЫСОКОЧАСТОТНОГО ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА АСИММЕТРИЮ ИОННОГО РАВНОВЕСИЯ В КЛЕТКАХ ПОПЕРЕЧНО-ПОЛОСАТЫХ МЫШЦ МОРСКОЙ СВИНКИ

Н. Л. Долгий, С. А. Бойко

Электромагнитные излучения в самом широком диапазоне длин волн, включая видимый свет, ультрафиолетовую часть спектра, гамма-лучи, обладают большой биологической активностью на любом уровне организации живой материи. Из данных литературы известно, что под влиянием, например, сверхвысокочастотного электромагнитного (СВЧ ЭМ) поля увеличивается выход ионов ( $K^+$ ) из клеток и увеличивается выход ио-

нов ( $\text{Na}^+$ ). Нарушается асимметричное распределение ионов по обе стороны мембраны. При нормальном физиологическом состоянии организма радиоактивный цезий, как аналог калия, посредством действия калий-натриевого насоса постоянно "закачивается" в мышечные клетки [1, 2, 3].

По-видимому, действие СВЧ ЭМ поля вызовет также выход из клетки и ионов ( $\text{Cs}^+$ )

### Материалы и методы исследования

Целью настоящей работы являлся подбор параметров действия СВЧ ЭМ поля, при которых имели бы место максимальные, но обратимые эффекты на мембране клеток поперечнополосатых мышц морской свинки. Облучение отпрепарированных поперечнополосатых мышц бедра морских свинок проводили энергией СВЧ ЭМ поля, получаемой с помощью прибора "Луч-3" (частота 2400 МГц, длина волны 12,5 см), который используется в физиотерапевтической практике. Количество энергии СВЧ ЭМ поля, поглощенной в мышце таким способом облучения, определить невозможно, однако, для идентификации условий проведения опыта и тех параметров СВЧ ЭМ поля, которые вызывают деполиаризацию клеток поперечнополосатых мышц, была рассчитана величина плотности потока мощности (ППМ), действующая на отпрепарированную мышцу.

Контроль за величиной мембранного потенциала (МП), характеризующей асимметрию ионов на мембране, осуществляли методом микроэлектродной техники [4].

Отпрепарированные мышцы бедра морской свинки подвергали действию СВЧ ЭМ поля следующих параметров (см. таблицу).

Параметры используемого СВЧ ЭМ поля

№ пп.	Длина волны, см	Мощность, Вт	ППМ на расстоянии 23 см от излучателя, мВт/см <sup>2</sup>	Продолжительность облучения, с
1	12,5	20	65,0	20
2	12,5	20	65,0	10
3	12,5	10	32,5	10
4	12,5	5	16,25	10
5	12,5	5	16,25	5

## Результаты и обсуждение

Установлено, что в зависимости от интенсивности действующей энергии СВЧ ЭМ поля и длительности экспозиции воздействия его на мышцы *in vitro* могут иметь место противоположно направленные эффекты, глубина, длительность и необратимость которых зависит от количества поглощенной энергии.

Так, при облучении СВЧ ЭМ полем с ППМ - 65 мВт/см<sup>2</sup> в течение 20 мин наблюдается значительная деполяризация мембран клеток длительностью 40 мин с изменением МП от 40 до 5-7 мВ и последующим частичным восстановлением его через 60 мин до 20 мВ (рис. 1, кривая 1).

Однако при облучении отпрепарированной мышцы СВЧ ЭМ полем с ППМ-65 мВт/см<sup>2</sup> в течение 10 мин восстановление МП клеток после глубокой деполяризации не происходит (рис. 1, кривая 2).

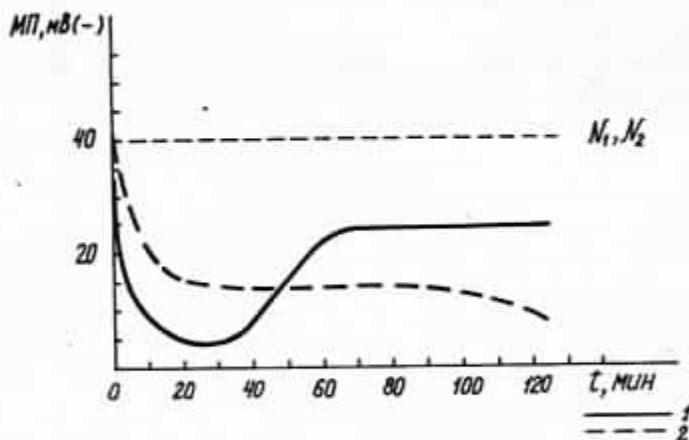


Рис. 1. Влияние СВЧ ЭМ поля на величину МП клеток поперечно-полосатых мышц морской свинки:  
1 - ППМ-65 мВт/см<sup>2</sup>, t облучения - 20 мин, N<sub>1</sub> - норма;  
2 - ППМ-65 мВт/см<sup>2</sup>, t облучения - 10 мин, N<sub>2</sub> - норма

Чем меньше падающая интенсивность энергии СВЧ ЭМ поля, тем более выражен эффект восстановления. Так, после облучения СВЧ ЭМ полем с ППМ-32,5 мВт/см<sup>2</sup> и экспозицией 10 мин наблюдаемый стимулирующий эффект проходит с последующей деполяризацией мембран клеток до 40 мВ с полным

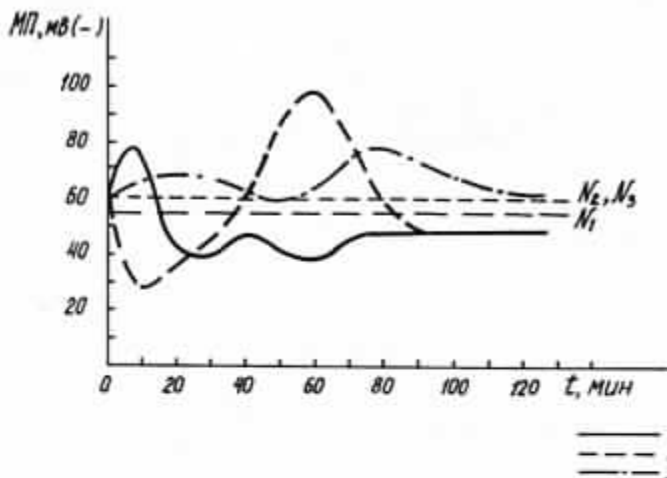


Рис. 2. Изменение величины МП клеток поперечнополосатых мышц морской свинки при действии СВЧ ЭМ поля:  
 1 - ППМ-32,5 мВт/см<sup>2</sup>, t облучения - 10 мин, N<sub>1</sub> - норма;  
 2 - ППМ-16,25 мВт/см<sup>2</sup>, t облучения - 10 мин, N<sub>2</sub> - норма;  
 3 - ППМ - 16,25 мВт/см<sup>2</sup>, t облучения - 5 мин, N<sub>3</sub> - норма.

восстановлением МП клеток до нормы - 55 мВ. Интересны также результаты, полученные после облучения препаратов мышц СВЧ ЭМ полем с ППМ - 16,25 мВт/см<sup>2</sup>. Если при экспозиции 10 мин наблюдался явно выраженный обратный эффект (деполяризации мембран клеток с последующей гиперполяризацией и восстановлением МП до нормы), то при экспозиции 5 мин результаты показывают незначительный, но устойчивый стимулирующий эффект в течение 1,5 ч после облучения (рис. 2).

### Заключение

Приведенные данные позволяют сделать вывод об эффективности использования энергии СВЧ ЭМ поля для изменения баланса ионов (K<sup>+</sup>) и, по-видимому, ионов (Ca<sup>2+</sup>) в клетках поперечнополосатых мышц морской свинки.

В дальнейшем полученные результаты послужат основой для продолжения исследований по изучению влияния СВЧ ЭМ поля на скорость выведения ионов (Ca<sup>2+</sup>) из организма животных.



## ЛИТЕРАТУРА

1. И с м а и л о в Э. Ш. К механизму влияния микроволн на проницаемость эритроцитов для ионов натрия и калия // Вопросы физиологии, биохимии и паразитологии. - 1970. - № 4. - С. 98-101.

2. Ш т е м л е р В. М. О некоторых закономерностях воздействия микроволн на транспорт ионов калия и натрия в эритроцитах человека // Вопросы радиоэлектроники, серия общетехническая. - 1973. - № 10. - С. 125-132.

3. М и р у т е н к о В. И., Б о г а ч П. Г. Участие ионов натрия в механизмах действия СВЧ электромагнитного поля на мембранный потенциал гладкомышечных клеток // Молекулярная генетика и биофизика. - 1977. - № 2. - С. 102-108.

4. К о с т ю к П. Г. Микроэлектродная техника. - К., 1960. - 126 с.

## ДЕСТАБИЛИЗАЦИЯ ИОННОГО РАВНОВЕСИЯ В КЛЕТКАХ ПОПЕРЕЧНО-ПОЛОСАТЫХ МЫШЦ МОРСКОЙ СВИНКИ, ВЫЗВАННАЯ ДЕЙСТВИЕМ ПОСТОЯННОГО ЭЛЕКТРИЧЕСКОГО ТОКА

С. А. Б о й к о, Н. Л. Д о л г и я

Известно, что содержание сельскохозяйственных животных на чистых кормах способствует выведению радиоактивного цезия до требуемых значений ВДУ-91 за 1,5-2,0 мес. Поэтому любая попытка ускорить снижение содержания радионуклида представляет собой не только научный, но и практический интерес.

При нормальном физиологическом состоянии в мышечной клетке любого организма в 40 раз больше ионов ( $K^+$ ), чем в окружающей среде. Результатом такого асимметричного распределения ионов ( $K^+$ ), а также ( $Na^+$ ) и ( $Cl^-$ ) по обе стороны мембраны есть наличие разности потенциалов на мембране, составляющей, в зависимости от состояния клетки, от 30 до 90 мВ. Однако, величину мембранного потенциала (МП) можно изменить в ту или иную сторону, воздействуя на клетку различными физическими факторами (ультразвук, электро-стимуляция, электромагнитное поле и т.д.). Как следствие, это вызывает изменение скорости обмена ионов, ответственных за генерацию биопотенциала [1, 2, 3].

Поскольку Cs-137 является аналогом ( $K^+$ ), также преимущественно накапливается в мышечных клетках и отвечает за формирование МП, была предпринята попытка отыскания "окон" в диапазоне частот постоянного электрического тока (ПЭТ) от 16 Гц до 8000 Гц различной модуляции, при действии которого имеет место максимальная д+е гиперполяризация мембран клеток с последующим восстановлением МП до исходного уровня. Об изменении содержания в мышечной клетке ионов ( $K^+$ ) судили по величине мембранного потенциала, который регистрировали с помощью метода микроэлектродной техники [4, 5].

### Материалы и методы исследования

В работе на модельных исследованиях рассмотрена возможность уменьшения содержания радиоактивного цезия в мышечных клетках животного организма.

В экспериментах использовали отпрепарированные икроножную и берцовую поперечно-полосатые мышцы бедра морских свинок, на которые воздействовали ПЭТ различной модуляции, продолжительности и формы модулирующего сигнала.

### Результаты и обсуждение

Через 15 мин после действия постоянного электрического тока при частоте пилообразной модуляции 16 Гц, напряжением 5 В, амплитудой 6 мА и продолжительностью 500 с наблюдается снижение мембранного потенциала клеток с 60 до 25 мВ, который затем восстанавливается до нормы через 60 мин (рис. 1, кривая 1).

Продолжительность действия ПЭТ 1200 с при частоте пилообразной модуляции 20 Гц, напряжении 5 В, амплитудой 9 мА сдвигает по времени образование пика деполяризации МП до 30 мин, однако не сказывается на периоде восстановления нормального функционального состояния мышечных клеток (рис. 1, кривая 2).

Наиболее интересными представляются результаты, полученные при действии ПЭТ с частотой пилообразной модуляции 8 кГц и 40С Гц, напряжением 5 В, амплитудой 1,2 и 3 мА и времени экспозиции 600 и 500 с, соответственно. В первом и особенно во втором случае имеет место значительное сокращение периода восстановления. В то же время ПЭТ частотой

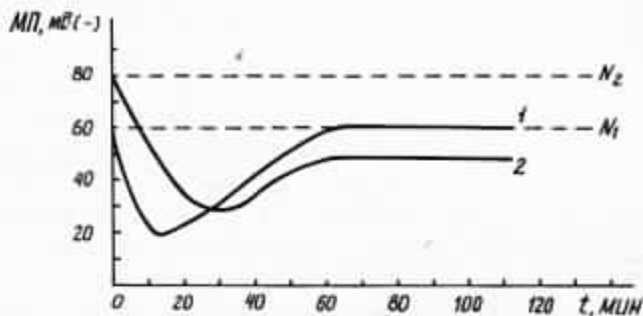


Рис. 1. Изменение величины МП клеток поперечно-полосатой мышцы морской свинки при действии ПЭТ:

1 -  $f$  - 16 Гц,  $U$  - 5 В, 1-6 мА,  $t$  - 500 с,  $N_1$  - норма;  
 2 -  $f$  - 20 Гц,  $U$  - 5 В, 1-9 мА,  $t$  - 1200 с,  $N_2$  - норма.

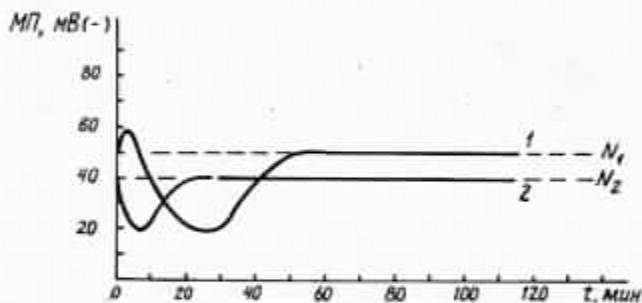


Рис. 2. Влияние ПЭТ на величину МП клеток поперечно-полосатой мышцы бедра морской свинки:

1 -  $f$  - 8000 Гц,  $U$  - 5 В, 1-1,2 мА,  $t$  - 600 с,  $N_1$  - норма;  
 2 -  $f$  - 400 Гц,  $U$  - 5 В, 1-3 мА,  $t$  - 500 с,  $N_2$  - норма.

40 Гц вызывает максимальную деполяризацию мембраны мышечной клетки уже через 5 мин после прекращения его действия (рис. 2).

Приведенные данные свидетельствуют о перераспределении ионов ( $K^+$ ) по обе стороны мембран клеток поперечнополосатых мышц морской свинки при действии постоянного электрического тока.

## Заключение

На основании полученных результатов можно высказать предположение о том, что подобное перераспределение будет иметь место при действии ПЭТ и на живой организм, а ионы ( $Ca^{+}$ ) как аналог ( $K^{+}$ ), выведенные из клетки, будут затем мигрировать через кровеносное русло к почкам и желудочно-кишечному тракту, т.е. ускоренно выводиться из организма.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Штемлер В. М., Колесников С. В. Особенности взаимодействия электромагнитных полей с биообъектами // Физиология человека и животных. - 1978. - Т. 22. - С. 10-64.
2. Исмаилов Э. Ш. К механизму влияния микроволн на проницаемость эритроцитов для ионов натрия и калия // Вопросы физиологии, биохимии и паразитологии. - 1970. - № 4. - С. 98-101.
3. Штемлер В. М. О некоторых закономерностях воздействия микроволн на транспорт ионов калия и натрия в эритроцитах человека // Вопросы радиоэлектроники: Серия общетехническая. - 1973. - № 10. - С. 125-132.
4. Костюк П. Г. Микроэлектродная техника. - К., 1960. - 126 с.
5. Зима В. Л., Мирутенко В. И., Давидовская Т. Л. Биофизические методы исследований: Электроника и биофизика. - Киев, 1990. - 166 с.

## МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРГАНАХ ГУСЯ НА СТАДИИ НАСЫЩЕНИЯ

Л. А. Прокопенко, В. Н. Чернобая,  
Ю. В. Черный, Л. И. Лишигович

Как известно из исследований многих авторов [1, 2], процесс миграции радионуклидов (РН) в органах животных зависит от многих факторов, основными из которых являются: химичес-

кие свойства РН, их поведение в каждом из органов, видовые, возрастные и физиологические особенности животного.

Процесс миграции РН в органах животного, как правило, можно разбить на три основных этапа: поглощение РН органами животного, насыщение органов РН и процесс выведения их из органов.

Несмотря на всю биологическую сложность процесса распределения РН в организме животного, можно установить некоторую закономерность этого движения для определенных видов животных. Можно предположить, что РН поступают сначала в желудок, затем всасываются в кровь и разносятся кровеносной системой по мышцам и другим органам животного.

Данная работа заключается в построении математической модели, отображающей распределение РН по органам гуся в процессе накопления. Эта модель даст возможность рассчитать концентрацию РН в каждом из органов в любой момент времени.

#### Построение компартментной модели

Наиболее приемлемой моделью, описывающей систему распределения РН в органах гуся, как показано в работах [1, 2, 37], может быть компартментная модель. При этом организм гуся рассматривается в виде совокупности камер, связанных между собой транспортными коммуникациями первого порядка, т.е. количество РН, покидающих отдельные системы (компартменты) в единицу времени пропорционально их содержанию в этой системе (камере).

Используя метод компартментного анализа, процесс распределения РН можно представить в виде графика, вершинами которого будут органы животного, а ветвями - связи между ними (рис. 1).

Здесь  $q_i t$  - концентрация РН в  $i$ -том органе гуся,  $\lambda_i$  - коэффициенты, характеризующие скорости транспорта между пограничными органами,  $q_0$  - постоянная (усредненная) концентрация продуктов питания, которые попадают в желудок, а затем в кишечник. Учитывая биологические особенности птиц, переработанной пищевой массой в пищевode можно пренебречь.

Так как компартменты освобождаются по экспоненциальному закону, то математическая модель миграции РН по органам гуся может быть представлена системой линейных дифференциальных уравнений следующего вида:

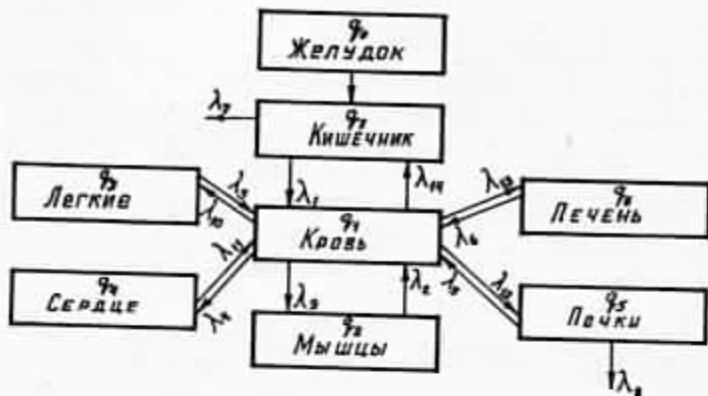


Рис. 1. Компартментная схема распределения РН по органам гуся.

$$\begin{aligned}
 \frac{dq_1(t)}{dt} &= \lambda_1 q_2(t) + \lambda_2 q_2(t) + \lambda_3 q_3(t) + \lambda_4 q_4(t) + \\
 &\quad + \lambda_5 q_5(t) + \lambda_6 q_6(t) - \lambda q_1(t); \\
 \frac{dq_2(t)}{dt} &= \lambda_0 q_1(t) - \lambda_2 q_2(t); \\
 \frac{dq_3(t)}{dt} &= \lambda_{10} q_1(t) - \lambda_3 q_3(t); \\
 \frac{dq_4(t)}{dt} &= \lambda_{11} q_1(t) - \lambda_4 q_4(t); \\
 \frac{dq_5(t)}{dt} &= \lambda_{12} q_1(t) - (\lambda_5 + \lambda_9) q_5(t); \\
 \frac{dq_6(t)}{dt} &= \lambda_{13} q_1(t) - \lambda_6 q_6(t); \\
 \frac{dq_7(t)}{dt} &= q_0 - (\lambda_1 + \lambda_2) q_2(t) + \lambda_{14} q_1(t); \\
 \lambda &= \lambda_9 + \lambda_{10} + \lambda_{11} + \lambda_{12} + \lambda_{13} + \lambda_{14}.
 \end{aligned}
 \tag{1}$$

Начальные условия имеют вид:

$$\begin{aligned}
 q_{10} &= 0,07; & q_{20} &= 0,27; & q_{30} &= 0,12; & q_{40} &= 0,26; \\
 q_{50} &= 0,22; & q_{60} &= 0,17; & q_{70} &= 0,30; & q_{00} &= 0,53.
 \end{aligned}$$

## Постановка задачи идентификации неизвестных параметров

Для решения ряда систем типа [1] необходимо наличие значений параметров  $\lambda_j$ , которые, как правило, на практике неизвестны. В данном случае нам известны из эксперимента значения концентраций РН в каждом из органов гуся в различные моменты времени. Таким образом, необходимо сначала решить задачу идентификации параметров  $\lambda_j$ , а затем по известным значениям коэффициентов скорости изменения концентрации  $\lambda_j$  решаем задачу Коши [1].

Задача идентификации заключается в следующем. Исходя из экспериментальных данных математической камерной модели [1] строим критерий качества:

$$I(\lambda) = \sum_{i=1}^N \omega_i \sum_{j=1}^N [q_i^m(t_j, \lambda) - \varphi_i^e(t_j)]^2, \quad (2)$$

который представляет собой сумму квадратов невязок концентраций ионов в каждом органе в дискретные моменты эксперимента, полученных из решения системы [1].

Здесь  $n$  - количество органов;  $N$  - количество моментов времени, в которые производились замеры;  $\omega_i$  - весовые коэффициенты.

Краткая формулировка задачи следующая: найти оптимальные значения коэффициентов  $\{\lambda_j\}$ , которые обеспечивают минимум функционалу [2] и удовлетворяют при этом условия задачи [1] при ограничении, что

$$q_i(t) \geq 0. \quad (3)$$

## Алгоритм решения задачи идентификации

Алгоритм поиска неизвестных коэффициентов можно построить двумя способами. Если часть коэффициентов известна или известны их начальные приближения, то имеет смысл использовать градиентные методы для построения итерационной последовательности, сходящейся к решению, т.е. к оптимальному набору коэффициентов. В случае, когда ни один из коэффициентов не известен, а также нет информации о начальном приближении, для построения итерационного процесса поиска оптимального набора коэффициентов целесообразно обратиться к прямому методу решения задачи идентификации.

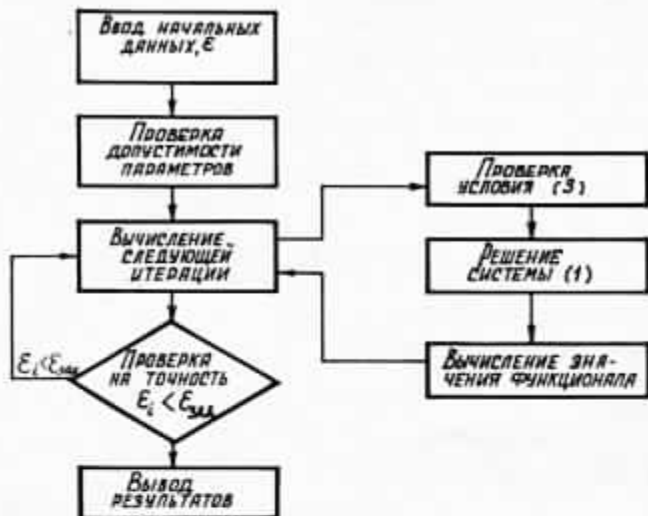


Рис. 2. Блок-схема алгоритма идентификации параметров

Идея предлагаемого здесь подхода заключается в следующем: задаем точность итерационного процесса  $\epsilon$ , выбираем произвольные начальные значения параметров  $\{\lambda_{i_0}\}$ , вводим систему штрафов для проверки условия [3], строим итерационный процесс таким образом, что на каждом шаге обращаемся к подпрограмме решения системы [1]. Ход итерационного процесса можно проследить по блок-схеме на рис. 2.

Наиболее важным этапом алгоритма идентификации является выбор блока минимизации. В данном случае выбор был остановлен на методе безусловной минимизации [4]. А допустимые параметры выбирались с помощью специально введенной системы штрафов. Преимущества этого метода заключаются в том, что он не требует на каждом шаге итерационного процесса вычисления производной исследуемой функции, а выбирает направление минимизации за конечное число проб и следует в этом направлении, пока выполняется условие минимума функции.

### Результаты вычислительного эксперимента

Изложенные выше теоретические исследования дали возможность построить комплекс программ, позволяющий определить неизвестные параметры  $\{\lambda_j\}$ , а также произвести расчеты для определения изменения концентрации РН в каждом из ор-



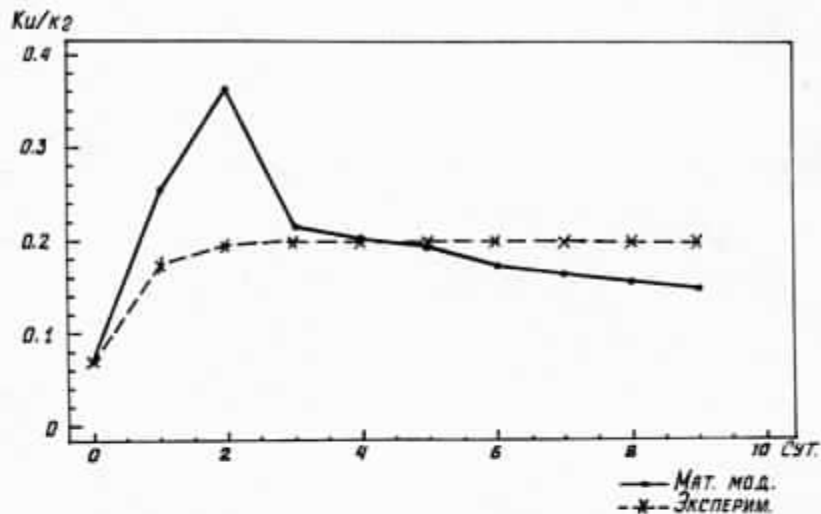


Рис. 3. Динамика поглощения Cs-137 кровеносной системой гуся

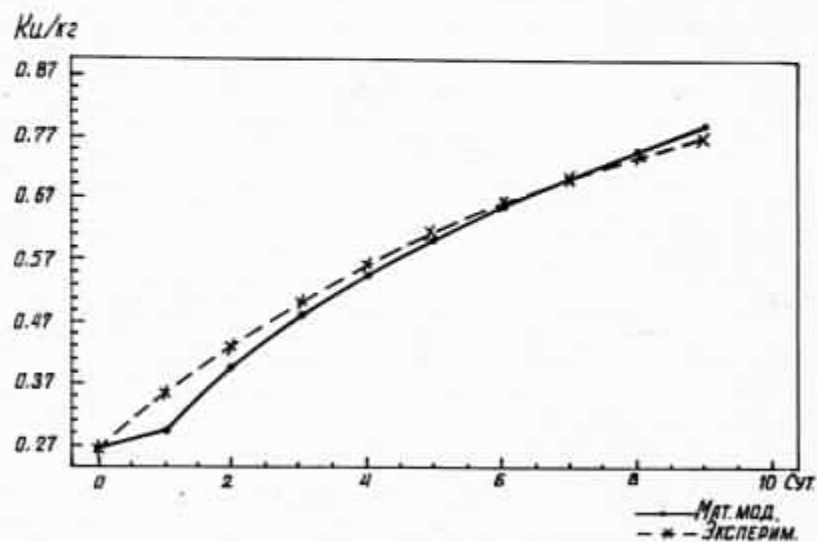


Рис. 4. Динамика поглощения Cs-137 мышцами гуся

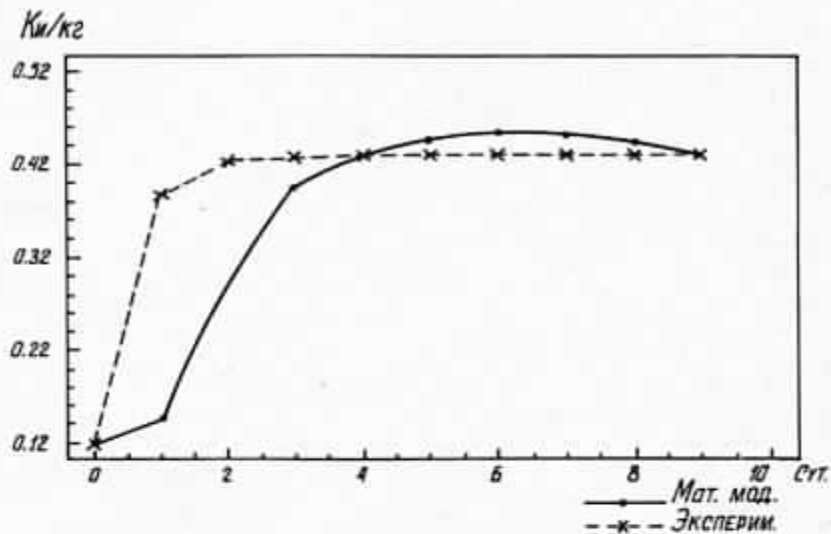


Рис. 5. Динамика поглощения  $Cs-137$  легкими гуся

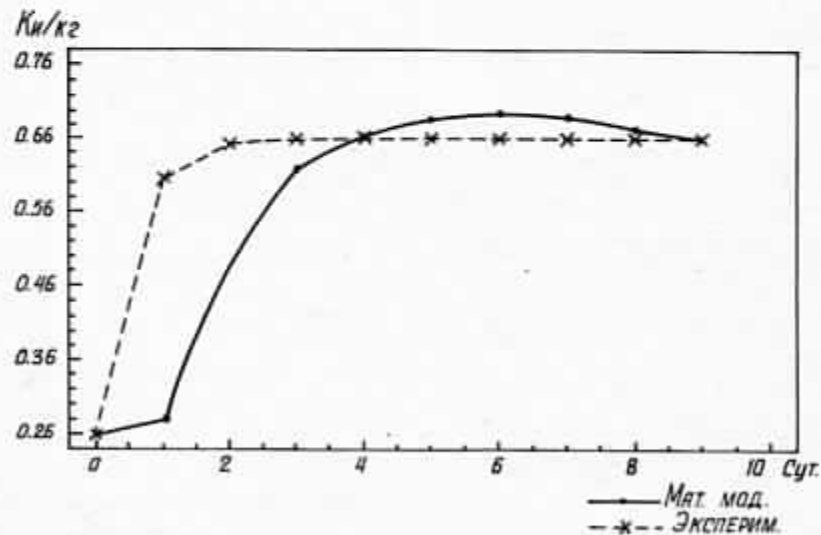


Рис. 6. Динамика поглощения  $Cs-137$  сердечной мышцей гуся

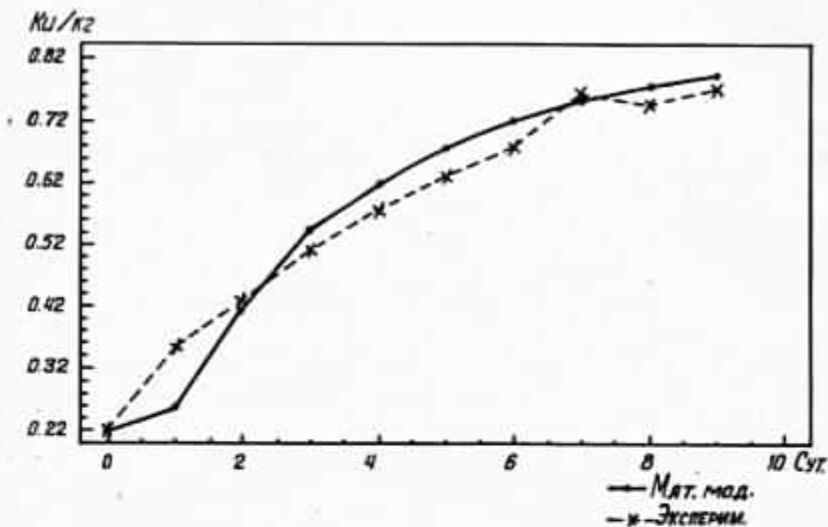


Рис. 7. Динамика поглощения Cs-137 почками гуся

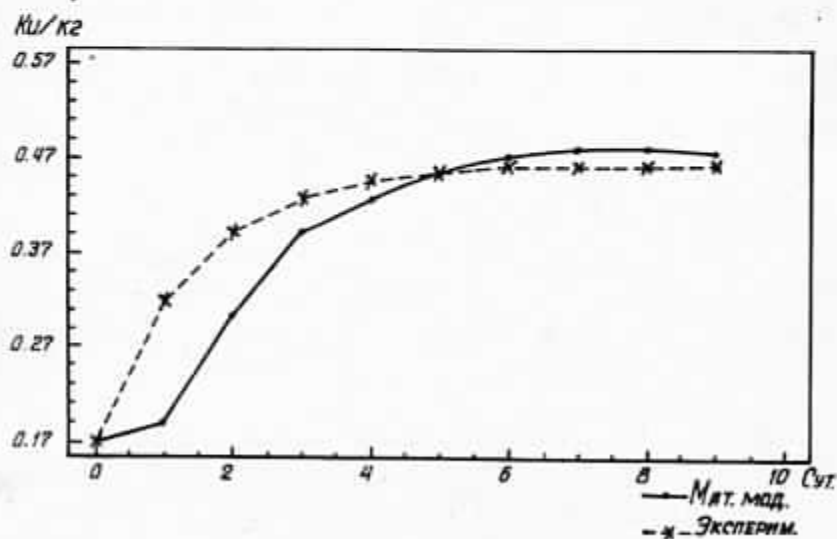


Рис. 8. Динамика поглощения Cs-137 печенью гуся

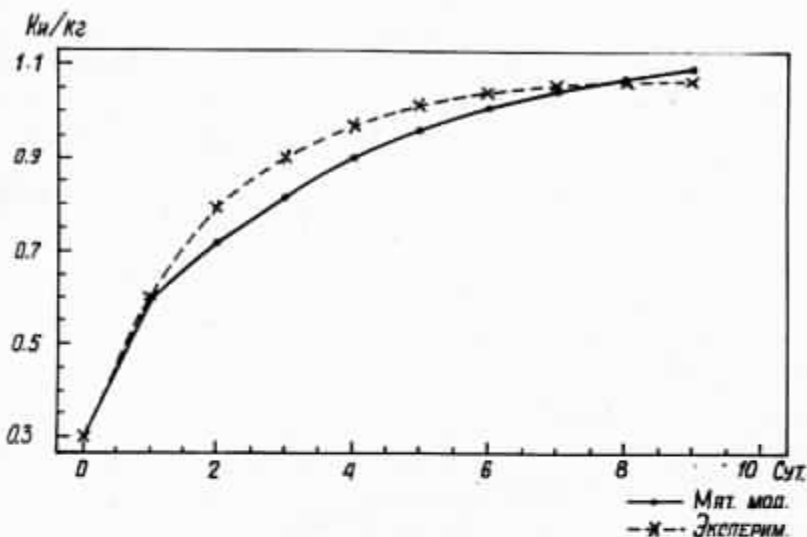


Рис. 9. Динамика поглощения Cs-137 кишечником гуся

ганов гуся на этапе насыщения. Расчеты по программе GOOSES позволили с точностью до  $\epsilon = 0,001$  определить оптимальные значения

$$\{\lambda_j\} = \{3,331; 0,013; 0,258; 0,243; -4,55; 0,17; -2,94; 4,65; 0,337; 0,675; 0,966; 0,634; 0,52; -0,41\},$$

которые обеспечивают минимальное значение  $l=0,234$ . Этот шаг в свою очередь предоставляет возможность с помощью программы PROGNOSE определять, какая концентрация РН может быть в любом из органов в заданный момент времени.

На рис. 3-9 представлены графики изменения концентрации Cs-137 в различных органах гуся.

Полученные результаты не противоречат физиологическим особенностям организма гуся, хотя некоторые органы, такие как кишечник и почки, требуют более сложного математического представления с помощью нелинейных систем. Полученные результаты послужат начальными данными для следующего этапа насыщения и вывода РН из организма.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Пристер Б. С., Лошилов Н. А. и др. Основы сельхозрадиологии. - Киев: Урожай, 1991 г. - 470 с.
2. Иванов В. И. Курс дозиметрии. - Москва: Энергоиздат, 1988. - 400 с.
3. Rescigno A., Beck I.S. Compartments // Foundations of Mathematical Biology. Ed. by R. Rosen, V. Z., Academic Press, N.Y., 1972, p. 255-321.
4. Шеничий Б. Н. Метод минимизации функции без вычисления производных // Кибернетика. - 1973. - № 4. - С. 127-129.

### ОЦЕНКА РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ СЕЛЬХОЗРАБОТ НА ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Л. В. К а л и н е н к о

Задачей данной работы была оценка параметров таких производственных факторов, как интенсивное пылеобразование и микроклиматические условия, которые при проведении сельскохозяйственных работ на загрязненных радионуклидами территориях способствуют воздействию ионизирующего излучения на организм работающих. На основании данных о радиационной обстановке и концентрации радионуклидов в воздухе рабочей зоны были определены дозовые нагрузки, которые получают сельхозработчие в течение года при проведении агротехнических работ на загрязненной территории.

Проведено изучение ингаляционного поступления радионуклидов в организм человека и животных с поднятой в воздух пылью при проведении агротехнических работ на загрязненных радионуклидами полях.

Экспериментальное поле было выбрано с учетом наличия в выпадениях как конденсационной (цезиевой), так и топливной (содержащей большой спектр продуктов деления) компонент выпадений. Характеристики экспериментального поля приведены в табл. 1.

Величины мощности экспозиционной дозы на указанной площадке колебались от 2 до 4,5 мР/ч, в кабине трактора - 2 мР/ч. Температура наружного воздуха 31°C, в кабине трактора - 40°C.

Т а б л и ц а 1. Плотность загрязнения почвы экспериментального участка РВ, кБк/м<sup>2</sup>

Номер пробы	Cs -134	Cs -137	Ru-106	Ce -144	Sr-90	Pu
1	2227,4	18470,4	677,1	9324,0	10478,4	181,3
2	2974,8	21275,0	432,9	11596,8	9412,8	196,6
3	2168,2	16960,8	532,8	6312,0	7185,4	125,8

Полученные данные по концентрации пыли на прицепном агрегате и в кабине трактора приведены в табл. 2, а по дисперсному составу - в табл. 3.

Таким образом, концентрация пыли в воздухе кабины трактора превышает предельно допустимую (4 мг/м<sup>3</sup>) от 3 до 10 раз, а в зоне дыхания вспомогательных рабочих на прицепных агрегатах - до тысячи раз, что при проведении работ на почвах, загрязненных радионуклидами, становится еще более опасным, так как пыль служит "транспортом" для проникновения радиоактивных веществ в легкие.

Концентрация пыли в воздухе кабины трактора при бороновании превышает предельно допустимую концентрацию лишь в несколько раз, а на прицепном агрегате - в несколько сотен раз. Приведенные данные свидетельствуют о том, что кабина трактора обеспечивает эффективное снижение уровней запыленности в воздухе рабочей зоны.

Изучение дисперсного состава пыли показало, что при выполнении сельскохозяйственных работ на дерново-подзолистых, песчаных и супесчаных почвах образуется в основном мелкодисперсная пыль. До 70% составляют пылевые частицы размером до 100 мкм. До 50% пылевых частиц имеют размеры менее 5 мкм, что обуславливает ингаляционное поступление пыли в нижние отделы легких.

В табл. 4 приведена концентрация радионуклидов в воздухе рабочей зоны сельхозработчиков при механизированной обработке почвы.

Приведенные в табл. 4 данные свидетельствуют о том, что при механизированной обработке почвы, плотность загрязнения которой Cs -137 от 15 до 100 Ки/км<sup>2</sup> и выше, концентрации

Т а б л и ц а 2. Концентрация пыли в воздухе при проведении сельхозработ

№ филь- тров	Масса пыли, кг	Объем прокачан- ного воздуха, л	Концентрация пыли, мг/м <sup>3</sup>
На прицепном агрегате трактора (в зоне дыхания механизатора)			
2	17,1	102	167,6
3	8,7	30	280
4	7,95	30	265
5	24,95	50	499
6	19,1	50	382
7	8,1	50	162
8	8,0	50	160
9	21,4	60	365,6
10	16,2	60	400
14	29,0	60	483,3
17	23,1	60	384,1
В сред- нем			282+42
В кабине трактора Т-150			
11	4,36	225	19,3
12	3,95	225	17,6
25	3,45	450	27,7
26	4,2	450	9,3
31	6,8	1425	40,7
32	3,9	1425	12,7
В сред- нем			10,2+9

Т а б л и ц а 3. Дисперсный состав пыли на пятиступенчатом импакторе ИБФ (скорость прокачки воздуха 20 л/мин, объем прокачанного воздуха - 400-1200 л)

Номер импактора	Концентрация пыли на ступенях импактора, мг/м <sup>3</sup>				
	1	2	3	4	5
1	-	0,16	5,83	2,96	-
2	0,75	10,08	4,16	2,8	1,2
3	-	0,65	1,92	2,66	0,25
4	2,2	35,8	1,0	0,15	0,15)
5	9,6	5,4	-	-	-
6	3,75	31,5	0,63	1,87	0,13

изотопов Сe-144 и плутония в зоне дыхания механизаторов (в кабине) не превышает нормируемую НРБ-76/87 для категории Б (ДК), а по Cs-137 отмечается превышение в несколько раз. На прицепном агрегате концентрация измеренных РВ превышает ДК<sub>Б</sub> значительно.

При проведении работ на загрязненных территориях сельскохозяйственные рабочие подвергаются воздействию внешнего и внутреннего (ингаляционного) облучения.

Проведенные прямые дозиметрические измерения позволяют оценить радиационную обстановку на рабочих местах сельскохозяйственных рабочих при выполнении различных технологических операций по возделыванию почвы и рассчитать дозы внешнего и контактного облучения (табл. 5). Измеренные в ходе экспериментов мощности дозы гамма-излучения и поверхностной загрязненности бетаизлучающими радионуклидами зачастую превышают величины, нормируемые НРБ-76/87 для лиц категории Б.

С учетом вышеизложенного рассчитаны дозовые нагрузки, которые могут получить сельскохозяйственные рабочие при выполнении работ в зоне отчуждения.

Эффективная эквивалентная доза формируется за счет дозы внешнего, контактного и ингаляционного облучения при попа-



Т а б л и ц а 4. Концентрация радиоактивных веществ в воздухе рабочей зоны сельскохозяйственных рабочих при выполнении основных технологических операций по механизированной обработке почвы  $\mu \cdot 10^{-14}$  Ки/л

Выполняемые операции	Се-144		Cs-137		Сумма изотопов Р <sub>и</sub>	
	Измер.	ДК <sub>Б</sub>	Измер.	ДК <sub>Б</sub>	Измер.	ДК <sub>Б</sub>
Плотность загрязнения до 100 Ки/км <sup>2</sup> (по Cs)						
Вспашка	9,9	22	7,2	49	0,0020	0,0090
Дискование	13	22	170	49	0,0010	0,0090
Культивация	11	22	130	49	0,0008	0,0090
Посадка картофеля	8	22	110	49	0,0010	0,0090
Плотность загрязнения до 500 Ки/км <sup>2</sup> (по Cs)						
Посадка картофеля (в кабине)	-	22	21,0	49	0,26	0,009
Посадка (на прицепном агрегате)	67	22	147,0	49	2,5	0,009

Т а б л и ц а 5. Показатели радиационной обстановки на рабочих местах сельскохозяйственных рабочих при выполнении основных технологических операций по возделыванию почвы

Технологическая операция	Место проведения измерений	МЭД, мР/ч	Поверхностное загрязнение, $\sigma$ -част/см <sup>2</sup> мин
Вспашка почвы Т-150Г	В кабине трактора	0,190	160
Вспашка почвы К-701	-"-	0,178	150
Вспашка МТЗ-80	Вне кабины	1,450	250
Вспашка МТЗ-80	В кабине	0,350	180
Дискование Т-150К	-"-	0,125	98
Дискование целины Т-150	-"-	0,132	120
Боронование Т-150К	-"-	0,280	160
Культивация Т-150Г	-"-	0,185	145
Культивация ДТ-75	-"-	0,180	150
Посадка картофеля ДТ-75	-"-	0,150	87
Посадка картофеля КСМ-6	Рабочее место вспомогательного работника	0,460	200
Междурядная обработка МТЗ-82	В кабине трактора	0,185	180
Внесение удобрений МТЗ-80	То же	0,280	180
Внесение удобрений МТЗ-80	На рассеивателе	1,150	200
Рыхление междурядий Т-54-В	В кабине трактора	0,088	178
Рыхление междурядий ПРВН-3	На рыхлителе	0,190	250

дании загрязненной РВ пыли на кожу и легкие, инкорпорированного (через ЖКТ) облучения (табл. 6).

Т а б л и ц а 6. Дозовые нагрузки, которые могут быть получены при проведении сельхозработ в зоне отчуждения, мбэр

Составляющие эффективной эквивалентной дозы	Эквивалентная доза	Предел дозы
Доза внешнего облучения	250-350	500
Доза ингаляционного облучения	220-470	1500
Доза контактного облучения	715-1420	3000
Эффективная эквивалентная доза (доза на все тело)	284-422	500

Эквивалентные дозы внешнего, ингаляционного, контактного облучения и эффективная эквивалентная доза (доза на все тело), получаемые механизаторами и вспомогательными рабочими в течение года при выполнении основных технологических операций на полях с плотностью загрязнения по  $Cs-137$  выше  $15 \text{ Ки/км}^2$ , не превышают дозовые пределы, нормируемые НРБ-76/87 для лиц категории Б. Однако необходимо учитывать что предел дозы (ПД) — это наибольшее среднее значение индивидуальной эквивалентной дозы за календарный год. А в табл. 6 приведены дозы, которые могут быть получены лишь только за часть календарного года, т.е. в течение производственной деятельности.

Основные технологические операции при проведении сельскохозяйственных работ сопровождаются интенсивным пылеобразованием. Содержание пыли в воздухе рабочей зоны превышает предельно допустимую концентрацию, нормированную ГОСТ, от нескольких до сотен раз.

Пыль, поступающая в зону дыхания работающего при проведении основных сельскохозяйственных работ, содержит радиоактивные вещества в концентрациях, зачастую превышающих  $ДК_B$  в атмосферном воздухе и регламентированных НРБ-76/87.

Удельная активность пыли превышает удельную активность обрабатываемой почвы и возрастает по мере увеличения расстояния от места образования и уменьшения размера пылевых частиц.

Мелкодисперсные фракции пыли представляют большую опасность из-за большей вероятности проникновения в нижние отделы дыхательной системы, а также в виду ее более высокой удельной активности.

Дозовые нагрузки на организм сельскохозяйственных работающих формируются за счет доз внешнего, ингаляционного, контактного облучения. При этом эффективная эквивалентная доза не превышает предел дозы, нормируемый НРБ-76/87 для категории Б, однако очень к нему близка. При этом необходимо учитывать, что это только часть эффективной эквивалентной дозы, которую получают сельскохозяйственные рабочие в течение календарного года.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Пархоменко Г. М., Копеев В. В. Физиологические основы радиационной гигиены труда. - М.: Энергоиздат, 1977.
2. Иванов В. И. Курс дозиметрии. - М.: Энергоиздат, 1988.
3. НРБ-76/876 ОСП-72/87. - М.: Энергоиздат, 1988.
4. Дзюблин А. Я., Доскуч В. В. и др. Выявление и течение хронических неспецифических заболеваний легких у лиц, подвергшихся воздействию малых доз ионизирующего излучения. // Проблемы радиационной медицины. - К.: Здоровье, 1991.
5. Моисеев А. А., Иванов В. И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. - М.: Энергоиздат, 1984.
6. Определение дозовых нагрузок на сельское население, сельскохозяйственных животных и растения в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на ЧАЭС. Отчет о НИР. Инв. № 237. УкрНИИСХР, 1990.

## СО Д Е Р Ж А Н И Е

Левчук С. Е., Лошилов Н. А., Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Журба М. А., Яшенко А. А. Пакет прикладных программ по прогнозированию вертикальной миграции радионуклидов	3
Лошилов Н. А., Иванов Ю. А., Зварич С. И., Кашпаров В. А. Влияние влажности почвы и действие некоторых мелиорантов и удобрений на деструкцию модельных топливных частиц . . . . .	7
Лундин С. М., Кашпаров В. А., Хомятин Ю. В., Кадыгроб А. М. Задача оптимального пробоотбора на загрязненных радиоактивными веществами сельхозугодьях и пути ее решения	17
Лундин С. М., Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Ковтун М. В., Ланшин В. П., Кадыгроб А. М., Юрченко А. Д., Телеш П. В., Микитянская С. А., Подгорный Г. И. Из опыта оптимальной организации сельскохозяйственного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, в условиях Украинского Полесья . . . . .	30
Семенютин А. М., Позняков А. А., Романов Л. М. Особенности прижизненного определения радиоцезия в мышечной ткани сельскохозяйственных животных . . . . .	51
Семенютин А. М., Позняков А. А., Поляков В. Д. Оценка возможности учета естественных радионуклидов при определении радиоцезия в почве с помощью гамма-радиометров . . . . .	60
Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Оценка эффективности калийных удобрений как средства снижения загрязнения урожая радиоцезием . . . . .	69

- Бондарь П. Ф., Лошилов Н. А., Терещенко Н. Р., Масло А. В. Количественные характеристики накопления радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур из дерново-подзолистой супесчаной почвы Полесья Украины . . . . . 83
- Бондарь П. Ф., Лошилов Н. А., Озорнов А. Г. Динамика относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах, подвергшихся радиоактивному загрязнению . . . . . 93
- Ильин М. И., Перепелятников Г. П. Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах . . . . . 97
- Перепелятников Г. П. К вопросу радиационной ситуации на орошаемых землях . . . . . 111
- Перепелятников Г. П., Омеляненко Н. П., Перепелятникова Л. В. Некоторые вопросы технологии кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения . . . . . 115
- Калашникова З. В., Перепелятников Г. П., Медяк Р. В. Влияние микроэлементов на переход Cs-137 в растения в условиях проведения мероприятий по снижению поступления радионуклидов в урожай сельскохозяйственных культур . . . . . 125
- Перепелятникова Л. В., Пристер Б. С., Омеляненко Н. П., Буковская В. С. Оценка эффективности применения сапропелей Украинского Полесья по уровню радиоактивного загрязнения продукции растениеводства . . . . . 139
- Руденская Г. А., Бунтова Е. Г., Жарина Н. Л., Зленко Н. Г. Особенности формирования сообществ членистоногих на опытно-производственных посевах зерновых культур при проведении рекультивации брошенных сельскохозяйственных угодий . . . . . 143
- Асташева Н. П., Храмцова Л. К., Киселева Т. Ю., Павлова О. Н., Петрова Л. И. Цитогенетический анализ хромосом лимфоцитов крови крупного рогатого скота, содержащегося на загрязненной РВ территории . . . . . 150

Лазарев Н. М., Асташева Н. П., Дрозденко В. П., Зигаренко В. Н., Иванова Т. Н. Динамика изменений некоторых сторон обмена у растущих телок при поступлении в их организм радиоактивного йода-131 . . . . .	154
Асташева Н. П., Дрозденко В. П., Лазарев Н. М., Баглай Г. М., Зигаренко В. Н., Чмырев М. А., Заломский П. Ф. Особенности сезонных изменений состояния обмена веществ у крупного рогатого скота, содержащегося на территории, загрязненный радионуклидами	164
Дрозденко В. П., Лазарев Н. М., Баглай Г. М., Зигаренко В. Н., Заломский П. Ф. Действие дилудина на организм коров в условиях радиоактивного загрязнения территории . . . . .	171
Асташева Н. П., Фрунзе В. Я. Влияние различных доз облучения на воспроизводительную функцию баранов . . . . .	179
Асташева Н. П., Фрунзе В. Я. Действие продолжительного облучения на сперматогенез баранов	184
Асташева Н. П., Фрунзе В. Я. Воспроизводительная способность баранов, длительно содержащихся на загрязненной РВ территории . . . . .	196
Костюк Д. М., Романов Л. М. Оценка препаратов хумолит и цеолит как кормовых добавок, снижающих поступление радионуклидов в продукцию животноводства . . . . .	200
Соболев А. С., Асташева Н. П., Юрецкий С. В. Влияние кальция и микроэлементов на переход радиоактивного цезия из рациона в молоко коров . . . . .	202
Федин Ф. А., Крылова И. В., Лазник А. Г. Переход радиоактивного стронция из молока в сливки различной жирности . . . . .	210
Долгий Н. Л., Матола Л. А. Ускорение миграции радиоактивного цезия из мяса в солевой раствор под воздействием физических факторов . . . . .	212
Матола Л. А., Долгий Н. Л. Кулинарная обработка как способ снижения содержания радиоактивного цезия в мясном сырье . . . . .	217

Долгий Н. Л., Бойко С. А. Влияние сверх- высокочастотного электромагнитного поля на асимметрию ионного равновесия в клетках поперечно-полосатых мышц морской свинки . . . . .	220
Бойко С. А., Долгий Н. Л. Дестабилизация ионного равновесия в клетках поперечно-полосатых мышц морской свинки, вызванная действием постоянного элек- трического тока . . . . .	224
Прокопенко Л. А., Чернобай В. Н., Черный Ю. В., Лишитович Л. М. Матема- тическая модель миграции радионуклидов в органах гуся на стадии насыщения . . . . .	227
Калиненко Л. В. Оценка радиационно-гиги- енической обстановки при проведении сельхозработ на территории, загрязненной радиоактивными веществами	236



ПРОБЛЕМЫ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

В ы п у с к 3

Ответственный за издание зав. отделом информации  
по сельскому хозяйству Г. Г. Х у р м а н е ц

Редакторы Н. Н. К у ч е р е н к о,  
Р. А. М ы л ь н и к о в а

Технический редактор А. И. М а к а р о в а  
Корректор Е. А. М а л ь к о

---

Подписано к печати 28.03.94. Формат 60x84 1/16. Бумага  
офс. Офсетная печать. Усл. печ. л. 14,41. Усл. кр.-огт. 14,64.  
Уч.-изд. л. 14,5. Тир. 1000 экз. Изд. № 18.  
Зак. 2192в.

---

УкрИНТЭИ, 252171, Киев, ул. Горького, 180.  
ППП корпорации "УкрНТИ", 252171, Киев, ул. Горького, 180.