

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

**ПРОБЛЕМЫ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ**

**СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ**

**Выпуск 2**

**Под редакцией Н. А. Лощилова**

**Киев 1992**

УДК 631.1:615.849

Во втором выпуске сборника продолжена публикация материалов научных исследований, проведенных сотрудниками Украинского НИИ сельскохозяйственной радиологии в соответствии с программой ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в сфере агропромышленного производства на Украине. Приведены результаты исследований физико-химических свойств выпадений, миграции радионуклидов в почве, в системе «почва — растение», метаболизма радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных, влияния технологических операций переработки молочного и мясного сырья на переход радионуклидов в продукцию. Обсуждаются проблемы и некоторые результаты моделирования миграции радионуклидов в звеньях агроэкосистем.

РЕДАКЦИОННО-ИЗДАТЕЛЬСКИЙ СОВЕТ:

*Н. А. Лоцилов* — председатель, *Н. П. Асташева*, *П. Ф. Бондарь*,  
*Ю. А. Иванов*, *В. А. Кашпаров*, *Л. В. Перепелятникова*

ЯДЕРНО-ФИЗИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ  
ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ГОРЯЧИХ ЧАСТИЦ

*Кашпаров В. А., Лоцилов Н. А.,  
Процак В. П., Поляков В. Д.,  
Юдин Е. Б., Журба М. А.,  
Паршаков А. Е.*

Чернобыльская катастрофа привела к беспрецедентному выбросу радиоактивности в окружающую среду [1]. Уже в первых сообщениях [2-4] о чернобыльских радиоактивных выпадениях отмечено наличие в них микроскопических частиц с весьма высокой удельной активностью — так называемых горячих частиц (ГЧ) [5-7].

Тепловой взрыв четвертого блока ЧАЭС привел к разрушению активной зоны, вследствие чего в атмосферу было выброшено около 3.5% ядерного топлива. Под действием резкого энерговыделения в твэлах, обусловленного ростом нейтронного потока, самой ударной волны и температурных градиентов происходило диспергирование ядерного топлива. Высокая температура активной зоны реактора, установившаяся в результате остаточного тепловыделения и горения графита, привела к окислению диоксида урана и дополнительному диспергированию [8-10] и выносу из зоны топливных частиц, а также утечке ряда летучих радионуклидов: I, Te, Cs, Sr и д.т., так называемая парогазовая или струйная компонента выброса), часть которых конденсировалась на инертных носителях — частицах сажи, пыли, конструкционных материалов и т.п. Образовавшиеся таким образом конденсационные горячие частицы (близкие по своим свойствам к частицам, образующимся на последней стадии ядерного взрыва [7]) имеют поверхностное загрязнение и низкую удельную активность по сравнению с топливными частицами.

Конденсационная компонента выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС схожа с глобальными выпадениями

радионуклидов после испытаний ядерного оружия. Следовательно, ее поведение в почве может быть предсказано достаточно точно. Поведение же в окружающей среде топливных горячих частиц, сосредоточенных в основном в ближней зоне (до 60 км) и содержащих основную массу таких биологически значимых радионуклидов, как стронций и плутоний, остается до настоящего времени не совсем ясным.

#### Отбор проб

В 1987-1989 г.г. путем сканирования дозиметром тонкого почвенного слоя УкрНИИСХР совместно с НИЦ МО СССР и ВНИИТФА было выделено порядка 1200 горячих частиц размером  $> 10$  мкм и активностью  $> 100$  Бк, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС. Пробы почвы отбирались кольцом диаметром 10 см на глубину 1.5 см на различных направлениях и удалениях (до 10 км) от разрушенного блока. Для поиска горячих частиц использовался дозиметр ДП-5 со счетчиком СБМ-20 в свинцовом коллиматоре.

Хорошим трассером наличия топливных горячих частиц является загрязнение территории тугоплавкими радионуклидами - Zr-95, Nb-95, Ce-144 и т.д. По мере удаления от ЧАЭС доля топливной компоненты в выпадениях падает и меняется дисперсный состав горячих частиц. Так на расстояниях более 10 км от реактора практически не встречаются топливные частицы размером более 10 мкм.

Выделенные частицы помещались на бумажные подложки и фиксировались слабым раствором полиметилметакрилата в дихлорэтане. С помощью оптического микроскопа "БИОЛАМ В" в одной плоскости определялся максимальный и минимальный размер каждой горячей частицы. Часть частиц прочно сцеплена с инертными "наездниками" (вплавлены в стекловидные образования).

Вся информация о внешнем виде горячих частиц, вместе с максимальным и минимальным размером каждой частицы, хранится в базе данных "Чернобыльские горячие частицы" на ПВЭМ IBM PC.

#### Радионуклидный состав ГЧ

Измерения активности гамма-излучающих радионуклидов во всех 1200-ах горячих частицах производились на высокоэффективном низкофоновом гамма-спектрометре "АДСАМ-300" с

ПД из высокочистого германия GEM-30185 фирмы "EG & G ORTEC (США)", это позволило надежно идентифицировать такие радионуклиды, как Zr-95; Nb-95; Ru-103, 108; Sb-125; Cs-134, 137; Ce-144; Eu-154, 155; Am-241. Время измерений составляло от 3000 с до 50000 с (при измерениях Am-241).

Основная масса проанализированных частиц ( $\sim 97\%$ ) имеет радионуклидный состав близкий к составу ядерного топлива 4-го блока на момент аварии [11, 12], с различным содержанием высокоподвижных летучих продуктов деления (в первую очередь Cs-134, 137) и следовательно может быть отнесена к топливным горячим частицам. Наличие делящегося материала в них подтвердил нейтронно-активационный анализ и электронно-зондовый микроанализ, а также лазерная масс-спектрометрия (обогащение по U-235 - 1-2%), что согласуется с литературными данными [13-17].

В 180-ти горячих частицах было определено содержание Sr-90, путем их растворения в 2 М азотной кислоте с последующим радиохимическим анализом по стандартной методике.

Учитывая низкие миграционные свойства Zr-95 и Ce-144 в ядерном топливе при высоких температурах (до 2000 К) можно предположить, что активность топливных горячих частиц по этим радионуклидам будет пропорциональна объему (кубу размера) частиц. На рис. 1а. приведена зависимость между активностью Ce-144 и эффективным средним размером горячих частиц на момент аварии. Часть частиц выпадает из основного массива данных (рис. 1, часть 2), это обусловлено увеличением размера топливных горячих частиц, так как под микроскопом порой очень трудно разделить частицы с "наездниками" (неактивными включениями). В дальнейшем частицы с "наездниками" (рис. 1, часть 1) были отброшены и учитывались только "чистые" топливные горячие частицы (рис. 1, часть 2). С помощью метода наименьших квадратов (рис. 1, часть 2) была рассчитана зависимость между активностью Ce-144  $A$  [Бк] на момент аварии в горячей частице и ее эффективным радиусом  $R$  /мкм:  $A = 3 \cdot R^{2.4}$ . Полученная экспериментально зависимость несколько отличается от кубической функции и от теоретических значений [11, 12]:  $A = 1 \cdot R^3$ . Это, видимо, связано с увеличением эффективного размера частиц, так как он определяется как среднее между максимальным и минимальным размером в одной плоскости и при этом не учитывалась высота частицы.

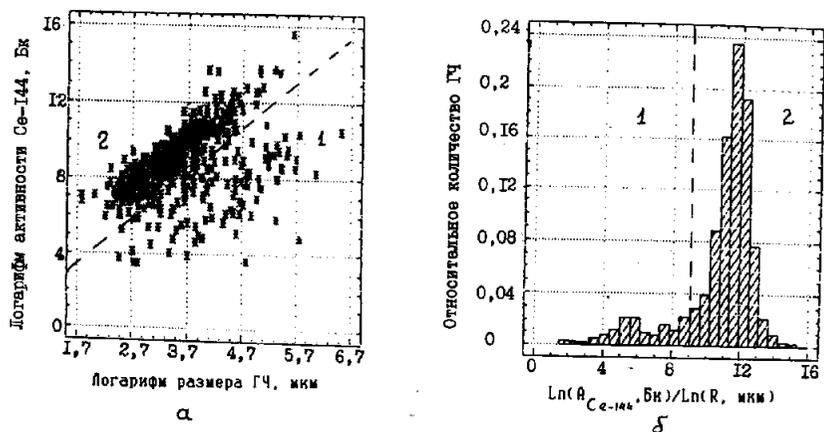


Рис. 1. Зависимость между активностью Ce-144 в топливных горячих частицах и их размером (а), а также распределение горячих частиц в зависимости от отношения логарифмов активности и радиусов (б).

С помощью трековых детекторов и низкофоновой альфа-бета-системы "Canberra-2400" была определена суммарная альфа-активность каждой горячей частицы. Растворение и радиохимический анализ 40 горячих частиц с последующей полупроводниковой альфа-спектрометрией высокого разрешения показал наличие в них следующих радионуклидов: Pu-238; Pu-239+240; Pu-241; Am-241; Cm-242; Cm-243+244. Величина средних значений отношения активности этих радионуклидов к Pu-239+240 (на 1.06.88 г.) равны 0.46; 1; 77; 0.32; 0.51 и 0.15, соответственно, что согласуется с литературными данными [1, 15, 18]. Исключение составляет горячая частица, выделенная из пробы почвы, отобранной в западном направлении на расстоянии 300 м от четвертого блока ЧАЭС, у которой отношение активности Pu-238 и Cm-242 к Pu-239+240 равно 0.2 и 0.02, соответственно. Этот случай указывает на то, что некоторая часть горячих частиц образовалась в результате разрушения твело с малой глубиной выгорания.

Анализ топливных частиц с радиусом от 10 мкм до 280 мкм показал, что активность Pu-239+240 возрастает пропорционально кубу среднего радиуса (в степени 3.2 0.5) горячих частиц.

Величина удельной активности Pu-239+240 в частицах (при

условии что они сферичны) изменяется в пределах от  $0.8E+8$  Бк/куб.см до  $1.4E+8$  Бк/куб.см, а ее среднее значение равно  $1.1E+8$  Бк/куб.см. Принимая плотность горячей частицы равной плотности диоксида урана, величина которой равна  $10.4$  г/куб.см, была оценена концентрация Pu-239+240 в частицах. Среднее ее значение равно  $1.06E+7$  Бк/г топлива, что соответствует расчетным данным -  $1.08E+7$  Бк/г топлива [11, 12].

На качественном уровне изотопный состав трансурановых элементов (ТУЭ) совпадает с данными, приведенными в литературе [11, 18, 19], однако выборка ГЧ, для которых нами проведена альфаспектрометрия высокого разрешения (40 штук), недостаточно репрезентативна, чтобы делать статистически достоверные выводы об отношении активностей ТУЭ в топливной компоненте чернобыльских выпадений. Средневыборочное отношение активности Pu-239+240 к Ce-144 на момент аварии по данным альфа-спектрометрии составило 0.00037, а по данным альфа-радиометрии для всей выборки горячих частиц - 0.00066 (рис. 2). Полученные различия обусловлены высокой погрешностью при неразрушающем измерении активности по потоку альфа-частиц.

Около 3% от общего числа выделенных нами горячих частиц приходится на конденсационные частицы содержащие только цезий и в меньшей степени рутений, а также на так называемые рутениевые частицы, которые обладают магнитными свойства-

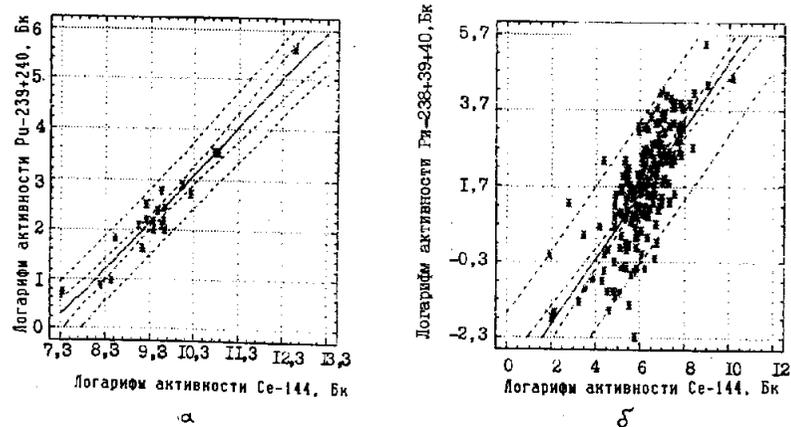
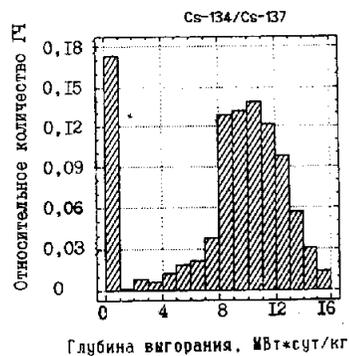


Рис. 2. Соотношение между активностями Ce-144 и изотопов плутония в горячих частицах по данным: (а) - альфа-спектрометрии и (б) - альфа-радиометрии.

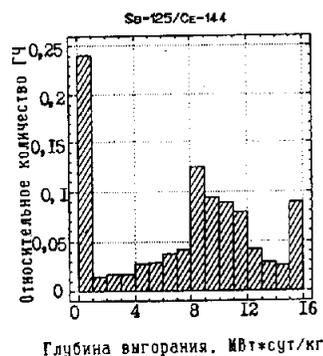
ми (притягиваются к магниту) и содержат из гамма-излучателей только  $Ru-103$ ,  $Ru-106$ . Рутениевые частицы имеют высокую удельную активность и не содержат альфа-излучающих радионуклидов.

### Оценка глубины выгорания ядерного топлива в ГЧ

Оценка глубины выгорания ядерного топлива крайне необходима (рис. 3) для корректного расчета коэффициентов фракционирования радионуклидов в топливных горячих частицах и уменьшения погрешности дальнейших расчетов.

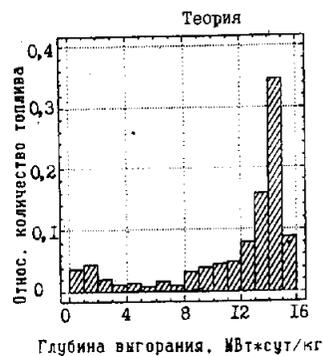


а



б

Так как использование теоретических значений активностей различных нуклидов, усредненных по своей активной зоне на момент аварии (для базового состава топлива - /11, 12/), приводит к дополнительному увеличению разброса коэффициентов фракционирования РВ в топливных горячих частицах.



в

Рис. 3. Распределение горячих частиц по глубине выгорания, оцененное по соотношению:  
а -  $Sb-125/Ce-144$  (среднее выборочное - 7.7 МВт\*сут/кг)  
и б -  $Cs-134/Cs-137$  (8.7 МВт\*сут/кг), а также теоретическое распределение (в) ядерного топлива в 4-м блоке на момент аварии (11.6 МВт\*сут/кг).

По соотношению активностей малоподвижных тугоплавких радионуклидов и изотопов цезия:  $Sb-125/Ce-144$ ;  $Cs-134/Cs-137$ ;  $Zr-95/Ce-144$  все топливные частицы были разбиты на 17 групп по глубине выгорания ядерного топлива от 0.8 до 15.2 (МВт\*сут)/кг. Соотношение  $Eu-155/Eu-154$  не использовалось, так как рассчитанные значения активностей для европия /11, 12/ не соответствуют действительности. Приведенные на рис. 3а, б экспериментальные распределения горячих частиц по глубине выгорания отличаются от расчетного в 4-м блоке на момент аварии (рис. 3в) /11, 12/. Наиболее вероятная глубина выгорания для топливных горячих частиц выпадений составила 8-11 (МВт\*сут)/кг (по  $Sb-125/Ce-144$ ,  $Zr-95/Ce-144$ ,  $Cs-134/Cs-137$ ), тогда как наиболее вероятная глубина выгорания для базового состава топлива 14 (МВт\*сут)/кг. То есть топливные горячие частицы видимо были выброшены из зоны с меньшей глубиной выгорания. Значимых отличий в распределениях горячих частиц по глубине выгорания в зависимости от направления выброса (на запад и север) обнаружено не было.

Каждая топливная частица была отнесена к одному из 17-ти классов по глубине выгорания топлива. Для этого использовалось отношение активностей  $Sb-125/Ce-144$ . Если же значения активности  $Sb-125$  имели большую погрешность или были ниже уровня минимально детектируемой активности, то использовалось отношение  $Cs-134/Cs-137$ , хотя это не всегда корректно из-за фракционирования радиоцезия в топливе за счет более подвижных предшественников (I и Xe) при нормальной работе реактора. Отношение  $Zr-95/Ce-144$  также учитывалось, но активность  $Zr-95$  в основном определяется последним периодом работы реактора (~ 100 дней) и не отображает всей его кампании. По этой же причине использование отношений активностей  $Ru-103/Ru-106$  и  $Ce-141/Ce-144$  (период полураспада  $Ru-103$  и  $Ce-141$  - 39.24 и 32.5 дня, соответственно), широко использовавшееся в литературе [16, 19, 20] не может дать содержательной информации о всей кампании реактора.

Вся полученная информация о ядерно-физических свойствах горячих частиц хранится в базе данных "Чернобыльские горячие частицы" и используется для оценки коэффициентов фракционирования радионуклидов, а также эффективной температуры и времени послереакторного отжига горячих частиц во время аварии.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствия, подготовленная для МАГАТЭ / Атомная энергия, 1986, т. 61, № 5, с. 301-320.
2. Devell L., et al. Nature, 1986, v. 321, p. 192-193.
3. Van der Ueen J., et al. Nature, 1986, v. 323, p. 399-400.
4. Hohenemser C., et al. Environment, 1986, v. 28, p. 6-42.
5. Быховский А. В., Зараев О. М. Горячие аэрозольные частицы при техническом использовании атомной энергии. М.: Атомиздат, 1974.
6. Биологические эффекты ингалированных радионуклидов: Публикация 31 МКРЭ. Пер. с англ. М.: Энергоатомиздат, 1984.
7. Лавренчик В. Н. Глобальное выпадение продуктов ядерных взрывов. М.: Атомиздат, 1965.
8. Высокотемпературное ядерное топливо. Котельников Р. Б., Башлыков С. Н., Каштанов А. И., Меньшиков Т. С. М.: Атомиздат, 1978.
9. Емельянов В. С., Евстюхин А. И. Металлургия ядерного горючего, М.: Атомиздат, 1968.
10. Iwasaki M., Ishikawa W. Air-oxidation of UO pellets at 800-900 C. J. of Nuclear Materials, 1970, v. 36, N 2, p. 116.
11. Богатов С. А. и др., Атомная энергия, 1990, т. 69, с. 36-40.
12. Belyaev S.T., et al. Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents, Luxemburg, 1990.
13. Cuddihy R.G., et al. Environ. Sci. Technol., 1989, v. 23, p. 89-95.
14. Schubert P., Behrend U., Radiochimica Acta. 1987, v. 41, p. 149-155.
15. Toivonen H., et al. 5th Radiometric Seminar, October 1987 Theuern, Bergbau - und Industriemuseum Theuern Band 16-88, 1988.

16. Saari H., et al. Health Physics, 1989, v. 57, p. 975-984.
17. Raunemaa T., et al., J. Aerosol. Sci., 1987, v. 18, p. 693-696.
18. Боровой А. А. и др. Радиохимия, 1990, Т. 32, № 6, с. 103-113.
19. Piasecki E., et al., J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, 1990, v. 141, N 2, p. 221-242.
20. Jaracz H., et al. Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, 1990, v. 141, N 12, p. 243-259.

### ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ТОПЛИВНЫХ ГОРЯЧИХ ЧАСТИЦАХ, ОБРАЗОВАВШИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

В. А. Кашпаров, Н. А. Лошилов,  
В. П. Процак, Е. Б. Юдин, М. А. Журба,  
А. Е. Паршаков

Присутствие в радиоактивных выпадениях топливной компоненты является одной из отличительных особенностей аварии на ЧАЭС [1]. В топливных горячих частицах (ГЧ) содержится основная масса таких биологически значимых радионуклидов как Sr-90 и Pu-238, 239, 240. На первом этапе радионуклиды, содержащиеся в топливных горячих частицах, были локализованы диоксидной матрицей и, следовательно, отличались низкой биологической доступностью. В последующем происходило (и происходит) растворение частиц и переход радионуклидов в биологически доступные формы - это составляет вместе с проблемой их миграции и ресуспензии радиоэкологический аспект проблемы ГЧ. Проблема ингаляционной опасности альфа- и бета-излучающих горячих частиц также весьма важна. И, наконец, существует третий весьма широкий аспект проблемы ГЧ: изучение физико-химических и ядерно-физических свойств ГЧ может позволить реконструировать температурные режимы отжига ядерного топлива во время аварии.

В связи с этим является актуальной задача изучения фракционирования радионуклидов в топливных горячих частицах и выделения в чернобыльских выпадениях конденсационной и топливной составляющих.

1. Фракционирование радионуклидов в ядерном топливе в процессе его внутриреакторного и послереакторного отжига

Фракционирование продуктов деления в ядерном топливе происходило как во время аварии (послереакторный отжиг), так и в процессе нормальной эксплуатации реактора. Относительная миграционная утечка продуктов деления из оксида урана (IU) при высоких температурах уменьшается с ростом их энергии связи с кислородом в следующей последовательности: Kr < 0.09 эВ; Xe - 0.38 эВ; I - 1.91 эВ; Ag - 2.22 эВ; Cs - 3.09 эВ; Te - 4.06 эВ; Sr > 4.72 эВ; Ru - 5 эВ; Ba > 5.85 эВ; Zr - 7.9 эВ; Ce - 8.26 эВ [2]. На основании имеющихся данных можно выделить три основные категории твердых продуктов деления в соответствии с особенностями их поведения в оксиде урана (IU) [2-4]:

- 1) Rb, Ag, Cs - высокоподвижные продукты деления, обычно присутствуют в виде металлов нерастворимых в  $UO_2$ ;
- 2) Sr, Ba - существуют в форме окислов, нерастворимых в  $UO_2$ , с делящимся материалом и рядом продуктов деления возможно образование малоподвижных химических соединений типа  $(Sr, Ba)MoO_4$ ;  $(Sr, Ba)ZrO_3$ ;  $SrUO_3$  [5-7];
- 3) Y, Zr, лантаноиды (La, Ce, Pr, Nd, Pm, Sm, Eu, Gd) - существуют в форме окислов, растворимых в  $UO_2$ , могут образовывать твердые растворы с топливом и химические соединения с продуктами деления  $(Nb(Zr, Ce)_2O_7)$  [5].

Газообразные и летучие продукты деления такие как Kr, Xe, I, Te, Cs и т.д., обладающие достаточно высокими миграционными свойствами, наиболее сильно фракционированы в ядерном топливе. В процессе нормальной работы реактора наблюдаются высокие градиенты температуры ( $3 \cdot 10^5$  град/м) по радиальному профилю топливной таблетки [3]. Это приводит к перераспределению продуктов деления из областей с высокой температурой (центр таблетки) в области с более низкой. Цезий и рубидий имеют очень низкую температуру плавления - 302 и 313 K соответственно, поэтому они концентриру-

ются в наиболее холодных областях облучаемого топлива, обычно на границе топливо - оболочка. Относительная утечка цезия-134 из  $UO_2$  во внутриреакторных условиях при температуре порядка 1300 K превышает утечку цезия-137 [8, 9], что указывает на роль в утечке Cs-134 летучих более долгоживущих предшественников I-133 и Xe-133 (I-133  $\rightarrow$  Xe-133  $\rightarrow$  Cs-133(n,  $\gamma$ ) Cs-134). Так в оксиде урана (IU) отношение коэффициентов диффузии Xe и Cs равно 2-10 при температуре 1200-1700 K [10-12]. Из объема топлива при температуре ниже 1300 K выделяется 0,5% газообразных продуктов деления, при 1300-1600 K - 10%, при 1600-1900 K - 60% и выше 1900 K - 95% [3]. Это приводит к изменению соотношения активностей Cs-137 и Cs-134 в твэле [11] и следовательно данное соотношение не всегда может быть применимо для корректной оценки глубины выгорания топливных горячих частиц. Очевидно, что предшественники Cs не будут оказывать влияния на фракционирование радиоцезия в горячих частицах в процессе послереакторного отжига.

В диапазоне температур топлива 1200-1600 K подвижность Ag и Cs в  $UO_2$  соизмеримы. С ростом температуры (> 1800 K) относительная утечка серебра может в сотни раз превышать утечку цезия [13, 14]. Чувствительность нашей аппаратуры на позволила обнаружить Ag - 100m в почве после аварии на ЧАЭС, однако в печени крупного рогатого скота его содержание часто превышало содержание Cs-134, 137.

Sr, Zr, Ru, Sb, Ce практически не мигрируют в  $UO_2$  при температуре ниже 1500 K. При достаточно высоких температурах (> 1800 K), в результате разрушения химических соединений, существенно увеличивается в оксиде урана подвижность Sr, Ba, Ce, Eu [8, 13, 15]. Так при послереакторном отжиге (2300 K)  $UO_2$ -керна в течение 5 часов относительная утечка составила: Cs-99%, Sr-95%, Eu-53%, Ce-47% [16].

Представляет также интерес утечка плутония, америция и кюрия, нарабатываемых в процессе работы реактора. Коэффициенты диффузии данных элементов в двуокисном топливе, полученные в послереакторных экспериментах при температуре 1700-1900 K, в 10000; 100; 1000 раз ниже соответствующих коэффициентов диффузии цезия, однако превышают миграционные свойства церия [17]. Таким образом, с одной стороны, в результате высокотемпературного отжига топливных частиц про-

исходит их обеднение высокоподвижными летучими продуктами деления, с другой стороны, при сравнительно низких температурах эти же продукты деления конденсируются и адсорбируются на поверхности всевозможных носителей [18, 19]. Этим обусловлено различное содержание в топливных чернобильских горячих частицах цезия и в меньшей степени стронция.

Нерастворимые продукты деления на микрошлифах облученного топлива наблюдаются в виде включений второй фазы с характерным металлическим блеском. Большая часть включений имеет округлую форму, располагается преимущественно по границам зерен и связана с порами. Размер включений возрастает по мере перехода от периферии к центру образца, т.е. от менее нагретой к более горячей части образца [3]. Видимо наличием подобных включений можно объяснить содержание в некоторых топливных горячих частицах, образовавшихся при диспергировании  $UO_2$ , аномально высокого содержания тугоплавких радионуклидов [18].

К экзотическим (для ближней зоны ЧАЭС) горячим частицам относятся также обладающие магнитными свойствами "рутениевые" частицы с матрицей, состоящей из элементов группы железа [20] и высоким содержанием  $Ru-103, 106$ . Данные частицы не содержат в себе делящегося материала. Возможно, во время аварии происходило окисление на воздухе рутения до летучей четырехокиси  $RuO_4$  (температура плавления 298 К) с последующей ее конденсацией и восстановлением рутения. Однако, в работе [19] на основе анализа 88 рутениевых ГЧ обнаружен значительный разброс в отношениях активностей  $Ru-103/Ru-106$ , из чего делается вывод, что рутениевые ГЧ не могли быть образованы в результате конденсации смешанных рутениевых паров. Мы не располагаем достаточной выборкой рутениевых ГЧ для каких-либо статистически достоверных выводов. Активности наших рутениевых частиц на несколько порядков превышают значения, приводимые в литературе. Это указывает на то, что в нашей коллекции имеются весьма крупные рутениевые ГЧ, либо конгломераты большого числа мелких рутениевых частиц. В настоящее время мы проводим эксперименты по моделированию возможного образования рутениевых частиц во время аварии на ЧАЭС.

## 2. Экспериментальное определение коэффициентов фракционирования радионуклидов в чернобильских горячих частицах

С помощью радиохимических и спектрометрических анализов было измерено содержания радионуклидов в топливных горячих частицах. Коэффициенты фракционирования радионуклидов относительно малоподвижного  $Ce-144$  в топливных горячих частицах:

$$K_{Ce}^i = \frac{(A_i/A_{Ce})_{\text{эксп}}}{(A_i/A_{Ce})_{\text{теор}}} \quad (1)$$

где  $(A_i/A_{Ce})_{\text{эксп}}$  - экспериментальное отношение активности  $i$ -го радионуклида к активности  $Ce-144$  в горячей частице на момент аварии;  
 $(A_i/A_{Ce})_{\text{теор}}$  - расчетное отношение активности  $i$ -го радионуклида к активности  $Ce-144$  в ядерном топливе на момент аварии [21, 22];

определялись как с учетом выгорания горячих частиц (использовалось отношение  $(A_i/A_{Ce})_{\text{теор}}$  для той группы топлива по глубине выгорания [21, 22], к которой отнесена частица), так и для базового (усредненного по всей активной зоне) состава топлива. Из приведенных результатов (рис. 1) видно, что  $Zr-95$ ,  $Sb-125$ ,  $Ru-154$  и  $Eu-155$  практически не фракционированы относительно  $Ce-144$  в топливных горячих частицах, следовательно, все эти радионуклиды могут быть использованы как трассеры топливной компоненты выпадений. Отклонения средневыворочных значений коэффициентов фракционирования этих радионуклидов от единицы обусловлены погрешностями теоретического расчета  $((A_i/A_{Ce})_{\text{теор}})$  на момент аварии.

В наибольшей степени частицы обеднены (рис. 2в, г) по  $Cs-134$  и  $Cs-137$  (средняя относительная утечка радиоцезия порядка 30%) и в значительно меньшей степени некоторые из них (рис. 2а, б) по  $Sr-90$  и  $Ru-106$  (<10%). Относительная утечка радиоцезия значительно превышала выход  $Sr-90$  и  $Ru-106$ , утечка же  $Sr-90$  и  $Ru-106$  была соизмерима (рис. 2). Следовательно наряду с конденсационной компонентой выпадений  $Cs-134, 137$  имеет место и конденсационная компонента  $Ru-106$  и  $Sr-90$ , но в значительно меньшей степени.

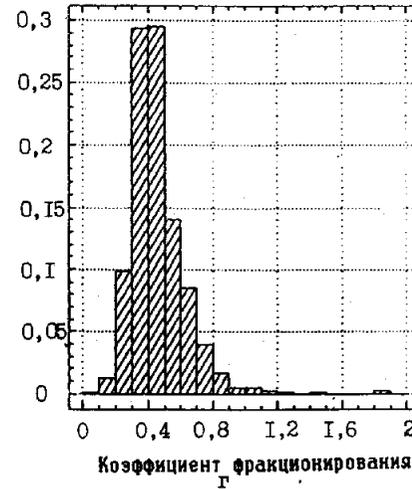
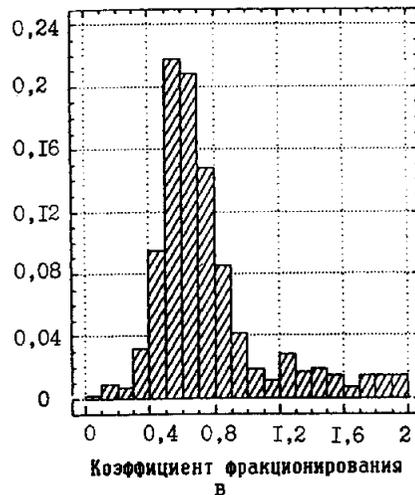
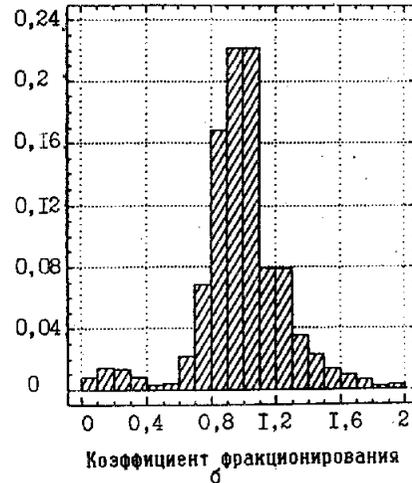
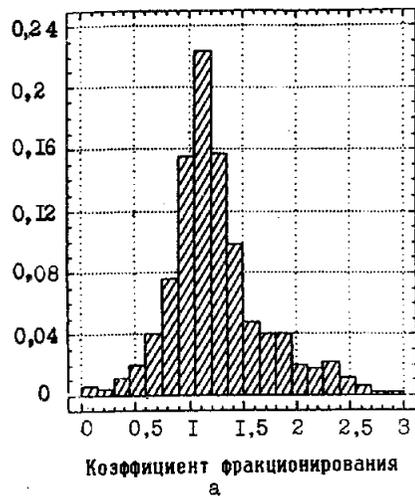


Рис. 1. Распределение горячих частиц (относительное количество) по коэффициентам фракционирования по отношению к  $\text{Ce-144}$  следующих радионуклидов:  
 а -  $\text{Zr-95}$ ; б -  $\text{Sb-125}$ ; в -  $\text{Eu-154}$ ; г -  $\text{Eu-155}$ .

Значимых различий в распределениях частиц разного дисперсного состава (10-100 мкм) по коэффициентам фракционирования обнаружено не было. Наблюдается только некоторое уменьшение относительной утечки  $\text{Cs-134}$ ,  $\text{137}$  и  $\text{Ru-106}$

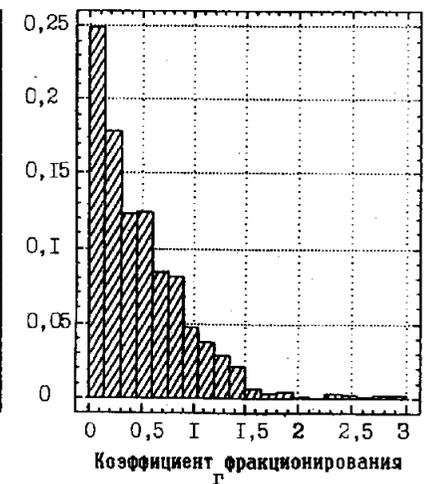
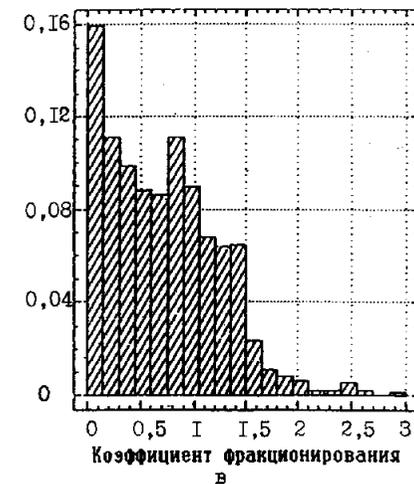
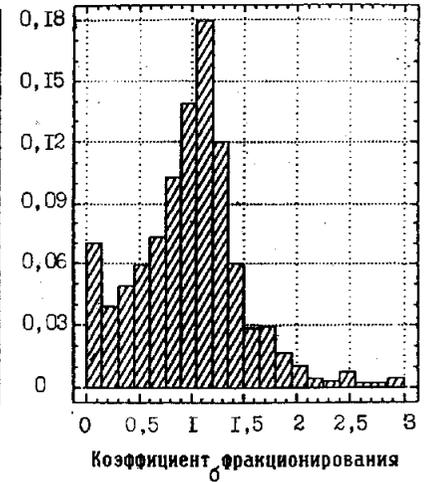
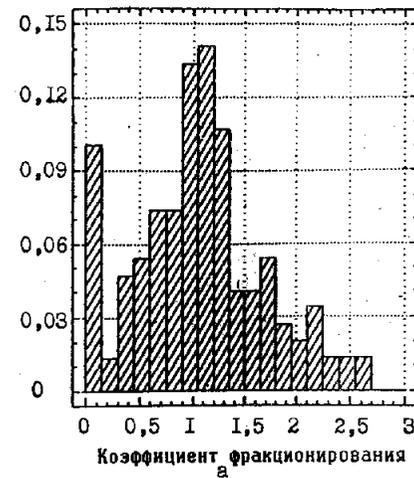


Рис. 2. Распределение горячих частиц (относительное количество) по коэффициентам фракционирования по отношению к  $\text{Ce-144}$  следующих радионуклидов:  
 а -  $\text{Sr-90}$ ; б -  $\text{Ru-106}$ ; в -  $\text{Cs-134}$ ; г -  $\text{Cs-137}$ .

для очень крупных топливных горячих частиц размером более 100 мкм (эффективный радиус  $> 50$  мкм, рис. 3а, б) и, очевидно, связано с соотношением диффузионной длины радио-

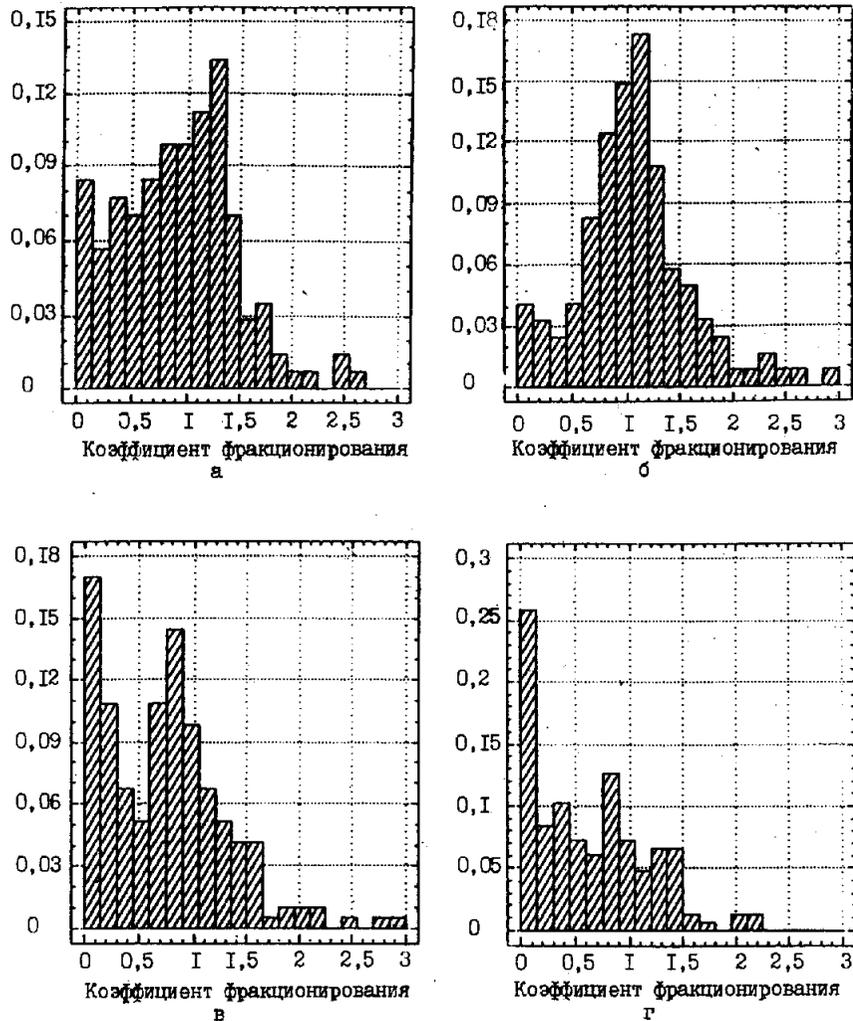


Рис. 3. Распределение горячих частиц по коэффициентам фракционирования по отношению к  $\text{Ce-144}$  следующих радионуклидов; а -  $\text{Ru-106}$  (радиус ГЧ менее 50 мкм); б -  $\text{Ru-106}$  (радиус ГЧ более 50 мкм); в -  $\text{Cs-137}$  (ГЧ выброшены в западном направлении от ЧАЭС); г -  $\text{Cs-137}$  (выброшены в северном направлении от ЧАЭС).

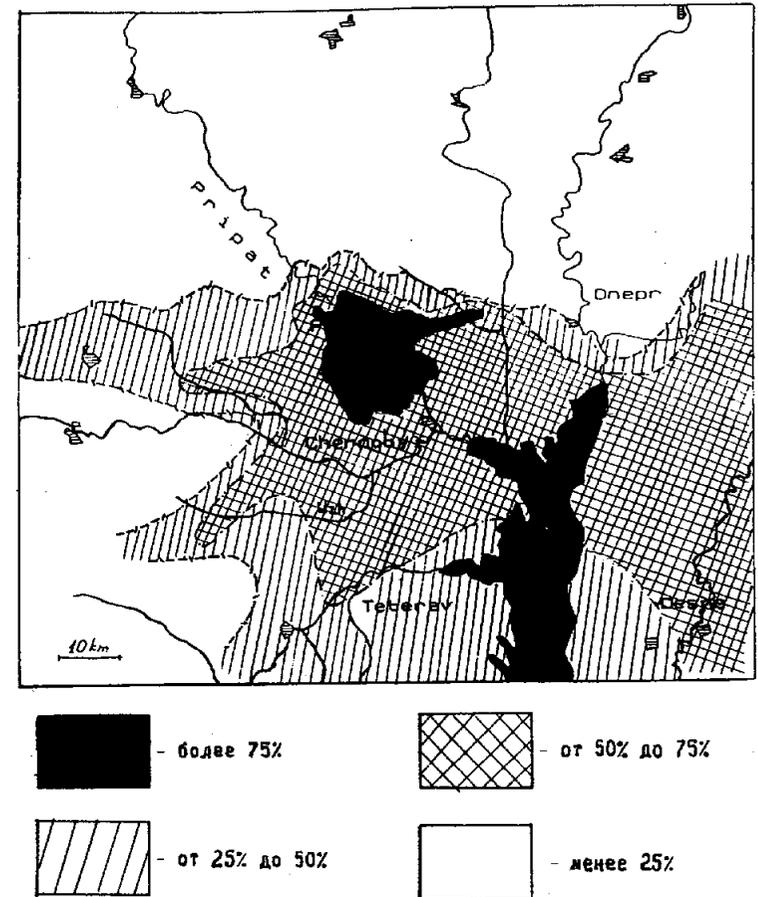


Рис. 4. Доля  $\text{Cs-137}$ , содержащаяся в топливной компоненте выпадений.

нуклидов и эффективным размером частиц. Правда, в литературе встречаются и противоречащие этому утверждения [21].

Частицы размером более 100 мкм выпали в основном в ближней зоне на удалении менее 5 км от ЧАЭС. На основании полученных данных можно сделать крайне важное предположение - соотношение между активностью разных радионуклидов в топливной компоненте выпадений (для  $R > 5$  км) будет слабо зави-

сеть от ее дисперсного состава и, следовательно, может быть использовано на различных удалениях от ЧАЭС для выделения доли радионуклидов, содержащихся в составе топливных горячих частиц.

Топливные горячие частицы, выброшенные в северном направлении, в большей степени обеднены Cs-134, 137 и Ru-106 по сравнению с частицами узкого западного следа (рис. 3в, г). Это связано с различной температурой и временем их отжига. На западе выпала часть не ототженных горячих частиц с нефракционированным радионуклидным составом ( $K_{ce} = 1$ ). Эти частицы образовались и были выброшены из реактора в первый момент при его механическом взрыве. Отличие средневыворочных коэффициентов фракционирования в частицах северного и западного направления достигает 10-15% и при необходимости следует вводить поправку на соотношение радионуклидов в топливной компоненте выпадений в зависимости от направления выброса.

Фракционирования трансурановых элементов по отношению к Ce-144 в горячих частицах обнаружено не было, что указывает на линейную зависимость между активностью плутония и церия в топливных горячих частицах.

На основании экспериментально полученных данных по соотношению активностей на момент аварии различных радионуклидов в большой выборке ( $N=1200$ ) горячих частиц (табл. 1), были получены коэффициенты пересчета, которые позволяют по содержанию в выпадениях Ce-144; Zr-95; Sb-125; Eu-154, 155 получить активность основных биологически значимых радионуклидов, содержащихся в топливной компоненте выпадений.

Таким образом, зная плотность загрязнения территории по Ce-144 (Zr-95; Sb-125; Eu-154, 155), можно оценить активность Sr-90; Ru-106; Cs-134, 137; Pu-238, 239+240, входящую в состав топливной компоненты выпадений (на момент аварии). Разница между общей плотностью загрязнения территории и топливной составляющей дает величину конденсационной компоненты выпадений. На рис. 4 приведена доля Cs-137 в 60-км зоне ЧАЭС, содержащаяся в топливных горячих частицах на момент аварии по отношению к его содержанию в почве. Видно, что основной вклад топливной компоненты выпадений в загрязнение территории наблюдается в ближней зоне ЧАЭС, а также на южном и узком западном следах.

Т а б л и ц а 1. Теоретические [21,22] и экспериментальные соотношения между активностями  $i$ -го радионуклида ( $A_i$ ) и активностью Ce-144 ( $A_{ce}$ ) в топливных горячих частицах ( $N$  - число частиц) на момент аварии

$i$ -ый радионуклид	Теория	Эксперимент	
		$\sum_{n=1}^N (A_i^n / A_{ce}^n)$	$\sum_{n=1}^N A_i^n$
	$A_i$	$N$	$\sum_{n=1}^N A_{ce}^n$
	$A_{ce}$		

Sr-90	0.051	0.050	0.051
Zr-95	1.42	2.30	2.46
Ru-106	0.29	0.26	0.27
Sb-125	0.0078	0.0061	0.0047
Cs-134	0.036	0.020	0.013
Cs-137	0.062	0.041	0.044
Ce-144	1.00	1.00	1.00
Eu-154	0.0030	0.0015	0.0015
Eu-155	0.0043	0.0017	0.0019
Pu-239+240	0.00046	0.00037 <sup>x</sup>	0.0004 <sup>x</sup>
Pu-238+239+240	0.00069	0.001 <sup>xx</sup>	0.001 <sup>x</sup>

\* - альфа-спектрометрия

\*\* - альфа-радиометрия

С течением времени активность Ce-144 в пробах будет уменьшаться и поэтому в качестве трассера топливной компоненты выпадений могут быть использованы Sb-125; Eu-154, 155, либо трансурановые элементы.

В настоящее время мы совместно с МИФИ проводим эксперименты по оценке утечки радионуклидов из нефракционированных чернобыльских горячих частиц при их послереакторном отжиге для реконструкции эффективной температуры во время аварии на ЧАЭС.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ / Атомная энергия, 1986, т. 61, № 5, с. 301-320.
2. Andriessse C.D., Tanke R.H.J. dominant faktor in the release of fission products from overheated urania. Nuclear Technology, 1984, v. 65, p. 415.
3. Высокотемпературное ядерное топливо. Котельников Р. Б., Башлыков С. Н., Каштанов А. И., Меньшиков Т. С. М.: Атомиздат, 1978.
4. Zoller P. Das Transportverhalten der Spaltprodukt Caesium und Strontium in beschichteten Brennstoffteilchen fur hochtemperatur Reaktoren under Bestrahlungsbedingungen. Kernforschungsanlage, Julich, N 1324, 1976.
5. Ugajin M., Shiba K. Stability the semulated fission - product phases in (Th, U). J. of Nuclear Materials, 1982, v. 105, p. 211.
6. Tugs T.N., Lindemer T.B., Henson T.J. Fission product behavior in UCxOy fissile particles made from weak - acid resins. J. of Nuclear Materials, 1981, v. 99, p. 222.
7. Friskney C.A., Sivpson K.A. The behavior of fission - product bariym and strontium in irradiated UO2. J. of Nuclear Materials, 1975, v. 57, h. 121.
8. Brown P.E., Faircloth R.L. Metal fission product behavuur in high temperature reactors UO2 coated particle fuel. J. of Nuclear Materials, 1976, v. 59, p. 29.
9. Fukuda K., Groos E., Ran J. Migration behavior of fission products in and from sferical high-temperatypе reactor fuel element. Nuclear Technology, 1985, v. 69, p. 368.
10. Friskney C.A., Simpcon K.A. The release of caesium and xenon from the uranium dioxode kernels og irradiated HTR fuel particle. J. of Nuclear Materials, 1975, v. 57, p. 431.

11. Проведение твердых продуктов деления в микротрещлах ВТТР / Гудков Н. А. и др. Атомная энергия, т.67, вып. 2, 1989, с. 93.
12. The diffusion coefficients of gaseous and volatile species during the irradiation of uranium dioxide / Turnbull J.A. et al., J. of Nuclear Materials, 1982, v. 107, p. 168.
13. Amian W. Experimentelle Untersuchungen zum Transportverhalten von Silber in Brennstoffteilchen fur Hochtemperaturretoren. KFA. Julich, N1731, 1981.
14. Nabielek H., Brown P.E., Offermann P. Silver release from coated partictе fuel. Nuclear Technology, 1977, v. 35, p. 29.
15. Amin W. et al., Messungen und Berechnungen zur Sr-90-Freisetzung aus HTR-Brennstoffelementen, KFA, Julich, N1580, 1979.
16. Schenk W. Storfallsimulation an bestrahlten Kugelbrennelementen bei Temperaturen von 1400 bis 2500 C, KFA, Julich, N1883, 1983.
17. Silva A.T. Experimentelle Untersuchungen der Aktinidenfreisetzung aus Brennstoffteilchen fur Hochtemperaturreaktoren, KFA, Julich, N1833, 1983.
18. Cuddihy R.G. et al, Characteristics of radioactive perticles released from the Chernobul nuclear reactor, Environ. Sci. Rechnology, 1989, v, 23, p. 89.
19. Osuch S., et al. Health Physics, 1989, v. 57, p. 707-716.
20. Schubert P., Behrend U., Radiochimica Acta, 1987, v. 41, p. 149-155.
21. Богатов С. А. и др., Атомная энергия, 1990, т. 69, с. 36-40.
22. Belyaev S.T., et al. Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents, Luxemburg, 1990.

## СИСТЕМА УПРАВЛЕНИЯ БАЗОЙ ДАННЫХ (СУБД) "ПРОБА"

К а ш п а р о в В. А., О р е л С. И.,  
Ю д и н Е. Б., Я щ е н к о А. А.

СУБД "ПРОБА" предназначена для ввода, хранения и вывода в виде отчетов систематизированной информации о результатах спектрометрических и радиохимических исследований проб почвы, растительности и сельскохозяйственной продукции.

Основной принцип разработки СУБД "ПРОБА" - русскоязычный меню-ориентированный интерфейс с пользователем, что обеспечивает высокую эффективность использования системы во всех режимах работы: при вводе, просмотре, редактировании или поиске информации, а также при формировании отчетов, объединении, выделении или архивировании информации.

При разработке инфологической структуры БД реализована следующая концепция внешнего и внутреннего представления данных. Внутреннее представление: в DBF-файлах хранятся коды параметров, вводимых в БД с помощью меню. Внешнее представление: при визуализации содержимого DBF-файлов выполняется декодирование - коды преобразуются в символичные строки. Такой подход несколько усложнил программное обеспечение, однако позволил существенно уменьшить длину записи в каждом информационном DBF-файле.

В СУБД "ПРОБА" программно реализована концепция многоуровневых меню: на каждом уровне выбор осуществляется из подмножества, которое определяется выбором параметра на предшествующем уровне. Двухуровневыми являются меню "лаборатория - исполнитель", "спектрометр - детектор" и "продукты - тип продуктов", трехуровневым - "область - район - населенный пункт".

БД состоит из следующих 9 информационных DBF-файлов:

1. OPR.DBF - для хранения описаний проб почвы. Описание каждой пробы почвы содержит 21 параметр, 11 из которых вводятся с помощью меню: лаборатория и ответственный исполнитель, площадь и глубина пробоотбора, единица измерения массы, область, район и населенный пункт, тип и состав почвы, а также прибор измерения МЭД.

2. SMP.DBF - для хранения результатов спектрометрических исследований проб почвы по 12-ти нуклидам: Ru-106, Sb-125, Cs-134, Cs-137, Ce-144, Eu-154, Eu-155,

Am-241, K-40, Th-232, U-238 и произвольному нуклиду, выбираемому из меню на 26 наименований. Результат каждого спектрометрического исследования пробы почвы содержит 34 параметра, 8 из которых вводятся с помощью меню: спектрометр и детектор, калибровка (геометрия, плотность и высота), оператор, единица измерения активности и произвольный нуклид.

3. RXP.DBF - для хранения результатов радиохимических исследований проб почвы по 6-ти нуклидам: Sr-90, Pu-239+Pu-240, Pu-238, Am-241, Cm-244 и произвольному нуклиду, выбираемому из меню на 26 наименований. Результат каждого радиохимического исследования пробы почвы содержит 18 параметров, 4 из которых вводятся с помощью меню: методика, исполнитель, единица измерения активности и произвольный нуклид.

4. OPR.DBF - для хранения описаний проб растительности. Описание каждой пробы растительности содержит 23 параметра, 9 из которых вводятся с помощью меню: лаборатория и ответственный исполнитель, единица измерения массы, область, район и населенный пункт, тип почвы, описание пробы и прибор измерения МЭД.

5. SMR.DBF - для хранения результатов спектрометрических исследований проб растительности по 6-ти нуклидам: Ru-106, Cs-134, Cs-137, Ce-144, K-40 и произвольному нуклиду, выбираемому из меню на 26 наименований. Результат каждого спектрометрического исследования пробы растительности содержит 22 параметра, 8 из которых вводятся с помощью меню: спектрометр и детектор, калибровка (геометрия, плотность и высота), оператор, единица измерения активности и произвольный нуклид.

6. RXR.DBF - для хранения результатов радиохимических исследований проб растительности по 2-м нуклидам: Sr-90 и произвольному нуклиду, выбираемому из меню на 26 наименований. Результат каждого радиохимического исследования пробы растительности содержит 10 параметров, 4 из которых вводятся с помощью меню: методика, исполнитель, единица измерения активности и произвольный нуклид.

7. OPS.DBF - для хранения описаний проб с/х продукции. Описание каждой пробы с/х продукции содержит 19 параметров, 7 из которых вводятся с помощью меню: лаборатория и ответственный исполнитель, единица измерения массы, область,

район и населенный пункт, а также вид продукции.

8. SMS.DBF - для хранения результатов спектрометрических исследований проб с/х продукции по 6-ти нуклидам: Ru-106, Cs-134, Cs-137, Ce-144, K-40 и произвольному нуклиду, выбираемому из меню на 26 наименований. Результат каждого спектрометрического исследования пробы с/х продукции содержит 22 параметра, 8 из которых вводятся с помощью меню: спектрометр и детектор, калибровка (геометрия, плотность и высота), оператор, единица измерения активности и произвольный нуклид.

9. RXC.DBF - для хранения результатов радиохимических исследований проб с/х продукции по 2-м нуклидам: Sr-90 и произвольному нуклиду, выбираемому из меню на 26 наименований. Результат каждого радиохимического исследования пробы с/х продукции содержит 10 параметров, 4 из которых вводятся с помощью меню: методика, исполнитель, единица измерения активности и произвольный нуклид.

Значения активности нуклидов хранятся в 8-символьных полях в формате чисел с плавающей точкой. Значения погрешностей (в %) измерения активности хранятся в 3-значных числовых полях в виде целых чисел.

Инфологическая связь информационных DBF-файлов осуществляется по шифру пробы, состоящему из кода лаборатории, номера пробы и признака связности проб. Для организации быстрого доступа к данным все информационные DBF-файлы проиндексированы по шифру пробы.

Для декодирования данных из информационных DBF-файлов описаны соответствия "код → символьная строка", которые хранятся в 5-ти справочных DBF-файлах:

1. LAIS.DBF - содержит наименования всех лабораторий УкрНИИСХР и ФИО ответственных исполнителей по каждой лаборатории.

2. OBRA.DBF - содержит наименования всех областей Украины и для 11 (Винницкой, Волынской, Житомирской, Ивано-Франковской, Киевской, Ровенской, Сумской, Тернопольской, Черкасской, Черниговской и Черновицкой) указаны все районы и населенные пункты.

3. SPDT.DBF - содержит наименования применяемых спектрометров и соответствующих им детекторов.

4. PROD.DBF - содержит наименования пищевых продуктов, их видов (например, жиры - растительные, животные,

маргарин: мясо - говядина, свинина, баранина, птица и т.д.) и соответствующие значения ВДУ по Cs-137 и Sr-90.

5. DIST.DBF - содержит данные о стандартных площадях и глубинах пробоотбора почвы, типах и составах почвы, приборах измерения МЭД, калибровках (геометрии, плотности и высоте), ФИО операторов-исполнителей спектрометрических и радиохимических исследований, список задаваемых нуклидов, единицы измерения массы, объема, активности и пр.

Справочные DBF-файлы 1-4 используются для декодирования данных, которые введены с помощью двух- и трехуровневых меню.

Основой дружественного интерфейса пользователя и СУБД являются 9 экранных форм ввода-вывода информации, соответствующие вышеперечисленным информационным DBF-файлам. При спецификации полей экранных форм широко использованы средства контроля ввода-вывода данных.

В строке сообщений (0-я строка) каждой экранной формы выводится имя DBF-файла, количество записей в этом файле, физический номер визуализируемой записи и шифр пробы.

В строке режима (1-я строка) каждой экранной формы перечислены используемые в системе программируемые функциональные клавиши F2-F10, определяющие режим работы системы: F2-МЕНЮ, F3-ВВОД, F4-ПРОСМОТР, F5-РЕДАКТИРОВАНИЕ.

F6-ПОИСК, F7-ОТЧЕТ, F8-ОБЪЕДИНЕНИЕ, F9-ВЫДЕЛЕНИЕ, F10-ВЫХОД.

Текущий режим системы выделяется цветом.

В зоне краткой инструкции (строки 20-24) каждой экранной формы перечислены основные используемые в текущем режиме системы управляющие клавиши и их назначение. Например, в режиме РЕДАКТИРОВАНИЕ задействованы следующие клавиши:

Enter или ↓ / ↑ - переход к следующему / предыдущему полю,

→ ← Ins Del - редактирование активного поля,

PgDn / PgUp - переход к следующей / предыдущей форме,

Ctrl+PgDn / Ctrl+PgUp - переход к следующей / предыдущей записи,

Esc - вызов меню предыдущего уровня,  
Ctrl+End - занесение значений экранных переменных в БД.

Управляющие клавиши в СУБД "ПРОБА" соответствуют стандартам dBASE-подобных систем.

В СУБД "ПРОБА" организована трехуровневая система доступа к информации:

1. Оператор работает в режимах ВВОД и ПРОСМОТР.
2. Пользователь работает с информацией только своей лаборатории в режимах ПРОСМОТР и РЕДАКТИРОВАНИЕ. Может формировать стандартные отчеты.

3. Администратор работает со всей БД: выполняет систематическое копирование информационных файлов; формирует нестандартные отчеты; объединяет информационные файлы, сформированные на разных ПЭВМ; пополняет справочные файлы и библиотеку меню; выполняет ежемесячное архивирование информационных файлов; контролирует целостность и корректность БД и пр.

Составной частью СУБД "ПРОБА" является подсистема генерирования отчетов о загрязнении почвы, растительности и различных видов сельскохозяйственной продукции в задаваемых пользователем области, районе или населенном пункте. Такие отчеты могут выдаваться в полной или краткой форме на экран дисплея, на принтер или в ASCII файл.

Для получения отчета пользователь с помощью системы меню задает тип отчета (почва, растительность или с/х продукция), указывает вид отчета (область, район или населенный пункт), определяет требуемые в отчете единицы измерения активности (Ки/кг, Ки/л, Ки/кв.км, Бк/кг, Бк/л, Бк/кв.м или Ки/пр), устанавливает форму отчета (полная или краткая) и указывает устройство вывода (дисплей, принтер или файл). Кроме того, пользователь может задать верхний и нижний пределы активности и получить справку по тем пробам, активность которых находится в заданном интервале.

Отчет представляет собой таблицу значений загрязнения почвы, растительности или с/х продукции (например, молока - натурального, сгущенного, концентрированного или сухого) Cs-137, Sr-90 или произвольным, выбранным из меню, радионуклидом. В полной форме отчета указывается активность пробы, дата отбора пробы, погрешность измерения, а также ин-

формация о владельце пробы. В краткой форме - количество проб по данному объекту (области, району или населенному пункту), затем - минимальное, максимальное и среднее значения загрязнения по объекту, а для с/х продукции - значение ВДУ (в требуемых единицах измерения) и количество проб с превышающим ВДУ содержанием радионуклидов.

## ПАКЕТ ПРИКЛАДНЫХ ПРОГРАММ ДЛЯ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ НАКОПЛЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫХ НУКЛИДОВ В УРОЖАЕ

Иванов Ю. А., Кашпаров В. А.,  
Юдин Е. Б.

### Введение

В результате аварии Чернобыльского реактора значительные площади сельхозугодий на Украине оказались загрязненными выброшенными радионуклидами. Вывести их все из сельскохозяйственного оборота не представляется возможным и целесообразным. Необходимо разработать способы ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях на долгосрочную перспективу, позволяющие минимизировать ущерб для населения, связанный с употреблением в пищу продуктов, содержащих радионуклиды.

В частности, необходимо разработать методы ведения с/х производства на загрязненных территориях, позволяющие минимизировать суммарное количество радионуклидов выносимых с единицы площади с/х угодий. Минимизация выноса минимизирует коллективную дозу, которая является мерой ущерба, наносимого популяции при употреблении в пищу загрязненной продукции.

В силу того, что загрязнению подверглись несколько областей Украины на территории которых расположены тысячи хозяйств с существенно неоднородным распределением загрязнения по площади с/х угодий выработка рекомендаций для всех них "вручную" в обозримый срок представляет собой крайне трудоемкую задачу.

В связи с этим возникает необходимость разработки специальных компьютерных программ, позволяющих уменьшить трудозатраты и частично автоматизировать процесс расчета содержания радионуклидов в сельхозкультурах, выращиваемых на загрязненных территориях.

### Постановка задачи

При рассмотрении задачи выработки рекомендаций по ведению сельского хозяйства на территориях, загрязненных радионуклидами можно выделить (достаточно условно) два подхода к решению.

Первый подход предполагает построение математической модели хозяйственной деятельности субъекта сельскохозяйственного производства. Затем строится критерий эффективности для разработанной модели. Модель исследуется с целью поиска фазовой траектории на которой указанный критерий достигает оптимума. В качестве плана хозяйственной деятельности субъекта сельхозпроизводства предполагается использование найденной оптимальной "траектории". Наряду с очевидными достоинствами такой подход имеет и ряд существенных недостатков, одним из которых (и на наш взгляд важнейшим) является затрудненность учета факторов, связанных с интересами конкретных людей, руководящих хозяйством и работающих в нем, и существенно влияющих на их экономическое поведение. Наличие таких факторов заставляет людей действовать подчас прямо противоположно сформулированному критерию эффективности.

Поэтому, вероятно, этот подход целесообразно использовать не столько для регламентации повседневной деятельности субъектов агропромышленного производства, сколько для решения стратегических задач планирования развития агропроизводства в регионе. Например перепрофилирование деятельности хозяйств с учетом загрязнения их сельхозугодий радионуклидами, включая перепланировку полей хозяйства, учитывающую распределение "пятен" выпавших радионуклидов с целью нарезки участков с большей однородностью загрязнения.

На наш взгляд, в сегодняшних условиях, когда идет процесс децентрализации агропромышленного производства и конкретные производители получают все больший и больший объем экономических полномочий, необходимо развивать иной подход к проблеме.

Условно его можно назвать "радиоэкологическая экспертиза". Субъект с/х производства принимает те или иные хозяйственные решения самостоятельно. Затем прогнозируется содержание радионуклидов в продукции полученной при реализации выбранной хозяйственной стратегии. Следующим шагом полученный прогноз проверяется на соответствие нормативным документам,

регламентирующим содержание радионуклидов в продукции. Далее выбранная стратегия принимается или разрабатывается новая.

Несомненным достоинством указанного подхода является то, что модель хозяйственной деятельности строит ее же субъект, что в полной мере позволяет ему учесть все конкретные особенности своего хозяйства.

Как видно из вышеизложенного существует достаточно широкий круг задач, для решения которых необходимо прогнозировать содержание радионуклидов в выращиваемых с/х культурах с учетом почвенно-климатических характеристик района, для которого выполняется прогноз. Методически эта задача решена (по крайней мере для ряда почв Украины) [1, 2]. Целью разработки пакета прикладных программ является создание на базе разработанных методик удобного средства автоматизации расчетов для специалистов, занимающихся решением задач перепрофилирования хозяйств.

### Используемая методика

С помощью разработанного пакета прогноз загрязнения с/х продукции можно выполнять в двух режимах.

1. Пользователь располагает информацией о содержании в почве обменных форм калия и кальция. На основании этих данных по формулам из работы [1] рассчитывается коэффициент перехода для зерна озимой пшеницы. Далее система обращается к базе данных, в которой собраны коэффициенты перехода для широкого круга почв и с/х культур, нормированные на коэффициент перехода для зерна озимой пшеницы. Из базы считывается нормированный коэффициент перехода для интересующих пользователя культуры и нуклида. Расчитанный на основании агрохимических показателей коэффициент перехода для зерна озимой пшеницы умножается на нормированный коэффициент для интересующей пользователя культуры.

В том случае, если значение одного из агрохимических показателей (или двух сразу) неизвестно пользователю, прогноз выполняется на основании средних значений для рассматриваемой разновидности почвы. Средние значения агрохимических показателей также хранятся в базе данных.

2. Пользователь располагает информацией об удельном загрязнении одной из с/х культур, которая возделывалась на поле

для которого строится прогноз /Ки/кг/. Известно также удельное загрязнение почвы на поле /Ки/км<sup>2</sup>/. На основании этих данных рассчитывается коэффициент перехода из почвы в с/х культуру. Затем коэффициент перехода для известной культуры пересчитывается в коэффициент загрязнения для зерна озимой пшеницы с помощью нормированного коэффициента из базы данных. Далее расчет выполняется аналогично первому случаю.

После расчета коэффициента перехода РВ из почвы в интересующую культуру в пакете выполняется расчет удельного загрязнения этой культуры и расчет выноса нуклида со всей поверхности интересующего пользователя поля.

Прогноз загрязнения с/х культур выполняется для двух биологически значимых нуклидов цезия-137 и стронция-90.

Пакет предназначен для использования на компьютерах совместимых с IBM PC.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Бондарь П. Ф., Юдинцева Е. В. Оценка влияния некоторых свойств почв на поступление в растения Cs-137 и прогнозирование накопления его в урожае овса. *Агрохимия* 9, 1984.

2. Методические указания по проведению обследования сельхозугодий в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991-1992 гг. Лощилов Н. А., Бондарь П. Ф., Яценко С. А., Киев, 1991.

#### ИНФОРМАЦИОННО-СПРАВОЧНАЯ ГРАФИЧЕСКАЯ СИСТЕМА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ "ИЗОТОП"

Кашпаров В. А., Орел С. И.,  
Юдин Е. Б., Яценко А. А.

Чернобыльская трагедия превратила Украину в зону экологического бедствия и изменила судьбы миллионов людей. Особо сложная ситуация возникла в сельском хозяйстве. Обширные территории оказались загрязненными радионуклидами. Во многих регионах возникли сложные экономические условия, которые требуют нового подхода для обеспечения защиты людей от последствий чернобыльской катастрофы.

Для нормального ведения сельского хозяйства в таких районах требуется исследование земель на содержание радионуклидов. В результате таких исследований накапливаются огромные объемы информации, на основе которой делаются выводы о пригодности земель и планируется технология выращивания сельскохозяйственных культур. Чтобы комплексно учесть все факторы, влияющие на накопление радионуклидов в растениях и в организме животных, а также чтобы как-то прогнозировать развитие радиоэкологической ситуации, необходимо систематизировать всю накопленную информацию. Одна из работ, выполняемых в данном направлении - создание банка данных о радиоэкологической ситуации на Украине или в отдельных ее областях. В разрезе данной проблемы в УкрНИИСХР сотрудниками физико-химического отдела разработано программно-математическое обеспечение подобного банка и создана графическая информационно-справочная система.

Эта система предназначена для хранения и отображения информации о радиологическом состоянии сельскохозяйственных угодий.

Для хранения информации используется Dbase-подобная база данных (в дальнейшем БД), содержащая результаты измерений плотности загрязнения различных видов сельскохозяйственной продукции и земельных угодий изотопами Cs-137, Sr-90 и др. Для ввода и сопровождения информации в БД разработаны прикладные программы, которые имеют удобный менюориентированный интерфейс для пользователя.

На основе накапливаемой в БД информации может быть построена дискретная модель распространения радионуклидов на данной территории в виде прямоугольной сети, аппликатами которой являются величины заражения данной местности одним из радионуклидов (на основе информации из БД). Данная графическая информация хранится в упакованном виде и недоступна для просмотра вручную. Отображение полученной модели выполняется в виде цветных изообластей, наложенных на карту данной местности. Оно может быть получено на экране графического дисплея или графопостроителя. Количество изообластей может быть задано пользователем.

Для выявления зон, заражение которых не превышает или, наоборот, превышает заданную величину, в системе имеется возможность установки величин аппликат текущих плоскостей (для построения изообластей). По желанию пользователя может

быть построена карта загрязнения местности тем или иным радионуклидом, о котором в базе данных имеется информация. Выбор радионуклида происходит в режиме диалога посредством указания альтернативы из графического "меню". Также имеется возможность изменять масштаб изображения.

Кроме того, система имеет возможность генерировать отчеты о загрязнении различных видов с/х продукции или почвы в указанной пользователем области, районе или населенном пункте. Такие отчеты могут быть представлены в полной или краткой форме на экране дисплея или на принтере. Для этого необходимо установить вид отчета с помощью графического "меню" и указать маркером нужный объект (область, район или населенный пункт).

Отчет представляет собой таблицу значений загрязнения с/х продукции или почвы выбранным из "меню" радионуклидом. В полной форме отчета указывается активность пробы, дата отбора, погрешность измерения и адрес владельца пробы. В краткой - количество проб по данному объекту, минимальное, максимальное и среднее значения активности по данному объекту, а для молока - ВДУ и количество проб с превышающим ВДУ содержанием радионуклидов.

Пользователь также может задать верхний и нижний пределы активности и получить справку по тем пробам, активность которых находится в заданном интервале.

Система имеет процессор контекстно-зависимой помощи, который позволяет легко получить справочную информацию на экране дисплея, нажав на клавишу "F1". Первая версия описанной системы реализована для Волынской области и содержит информацию о загрязнении почвы и молока Cs-137 и Sr-90.

Система функционирует на ПЭВМ типа IBM PC/AT(XT) (или совместимых с ними) под управлением операционной системы MS-DOS (не ниже 3 версии).

## К ВОПРОСУ О ДОЗОВОМ ВЫХОДЕ РАДИАЦИОННО - ИНДУЦИРОВАННЫХ КАНЦЕРОГЕННЫХ ЭФФЕКТОВ НА УРОВНЕ ОРГАНА

Й о ш е н к о В. И.

### Введение

В настоящее время наиболее обоснованной [1, 2, 3, 4, 6, 7, 8] можно считать беспороговую концепцию построения зависимости "доза-эффект" для описания стохастических (в том числе и канцерогенных) последствий воздействия облучения на клетку живого организма, хотя в целом дискуссия еще и не завершена. Форма кривой в рамках беспороговой концепции описывается классическими выражениями типа [1].

$$(R(D) = (a \cdot D + b \cdot D^2) \cdot \exp(- (c \cdot D + d \cdot D^2))), \quad (1)$$

где  $R(D)$  - вероятность того, что клетка, облученная в дозе  $D$  станет носителем преканцерогенных изменений.

$a, b, c, d$  - коэффициенты.

Первый сомножитель в [1] описывает вероятность возникновения в клетке преканцерогенных изменений, второй - вероятность выживания клетки при облучении в данной дозе.

Для практических целей представляла бы интерес зависимость "доза-эффект", описывающая наблюдаемые радиационно-индуцированные опухоли в органах. В работе [4] изложен принципиальный подход к построению такой зависимости и приведен один из ее вариантов. В настоящей работе предпринимается попытка развития указанного подхода.

### Три канала канцерогенного воздействия облучения

Для построения математических моделей удобно использовать схематическое представление процессов в органе (организме) после его равномерного разового облучения в дозе  $D$ . Следуя [4], с этой целью будем выделять три канала канцерогенного воздействия радиации: клеточный, тканевый и системный.

К воздействию радиации по клеточному каналу относится образование в рассматриваемом органе некоторого количества  $A(D)$  первично измененных жизнеспособных клеток.

При облучении часть клеток наряду с преканцерогенными получит инактивирующие повреждения. Из предположения о том, что по-

лучившие преанциперогенные изменения клетки неотличимы от своих нормальных гомологов и что за время, меньшее времени наблюдения, орган восстанавливает нормальное количество клеток, делается вывод об увеличении вследствие этого количества первично измененных клеток. В этом состоит воздействие облучения по тканевому каналу. Математически это выражается функцией  $W(D)$ , описывающей число потомков одной первично измененной клетки.

Для описания воздействия облучения по системному каналу используется функция  $G(t, t_0, D)$ , выражающая вероятность выживания клетки и "переключения" ее на опухолевый рост к моменту  $t$ . Здесь  $t_0$  - возраст организма в момент облучения.

Таким образом, если описывать наблюдаемый выход опухолей как

$$I_n(t, t_0, D) = I(t, t_0, D) * S(t, t_0, D), \quad (2)$$

где  $I(t, t_0, D)$  - вероятность развития опухоли в органе к моменту  $t$  при облучении его в дозе  $D$  в момент  $t_0$ .

$S(t, t_0, D)$  - вероятность выживания организма к моменту  $t_0$ ; и с учетом частной теоремы о повторении опытов из теории вероятностей, т.е. описывая  $I(t, t_0, D)$  как

$$W(D) * A(D)$$

$$I(t, t_0, D) = 1 - (1 - G(t, t_0, D)) \quad (3)$$

окончательно получаем

$$W(D) * A(D)$$

$$I_n(t, t_0, D) = S(t, t_0, D) * (1 - (1 - G(t, t_0, D))). \quad (4)$$

Выражение (3) в случае малых доз переходит в соответствующее выражение из [4]. Представляется интересным рассмотреть его более детально.

#### Клеточный и тканевый каналы

Рассматривается орган, содержащий в норме  $n$  клеток. Пусть при облучении его в дозе  $D$  инактивирующие изменения получают  $f_1(D)$ , а преанциперогенные изменения -  $f_2(D)$  клеток. Поскольку и те, и другие эффекты в настоящее время считают двухтрековыми, логично предположить, что

$$f_2(D) = a_0 * f_1(D) = a_0 * f(D), \quad (5)$$

где  $a_0$  - коэффициент.

Легко видеть, что в таком случае для клеточного канала

$$A(D) = a_0 * f(D) * (1 - f(D)/n), \quad (6)$$

а для тканевого канала

$$W(D) = f(D) / (n - f(D)). \quad (7)$$

Их произведение дает показатель степени для (3)

$$A(D) * W(D) = a_0 * n * f^2(D). \quad (8)$$

#### Системный канал

Для описания воздействия по системному каналу в [4] предлагается следующий вид зависимости для  $G(t, t_0, D)$ :

$$G(t, t_0, D) = \int_0^{t-g} \mu(\tau, t_0, D) * \psi(\tau, t_0, D) * d\tau, \quad (9)$$

где  $\mu(\tau, t_0, D)$  - вероятность выживания первично измененной клетки до момента  $\tau$ ,

$\psi(\tau, t_0, D)$  - вероятность "переключения" клетки в единицу времени в момент  $\tau$ ,

$g$  - среднее время от начала опухолевого роста (от ее "переключения") до появления диагностируемой опухоли.

Для малых доз в [4] делается вывод о том, что

$$G(t, t_0, D) = \text{Const} \quad (10)$$

На ставя под сомнение обоснования выражения [10], попытаемся раскрыть смысл входящих в него сомножителей.

Предположим, что "переключение" клетки однозначно связано с прохождением ее по некоторому периоду клеточного цикла. Если длительность клеточного цикла принять равной  $\tau_0$ , а вероятность изменения состояния клетки в оговоренный выше момент обозначить как  $P$  (возможно,  $P = P(t_0)$  и  $\tau_0 = \tau_0(D)$ ), то вероятность того, что к моменту произошло "переключение" клетки будет равна

### Обоснование выбранных условий измерения

Энергетическое разрешение спектрометра, определенное в (ППП) цезия-137, оказалось равным 10%. В качестве критерия выбора энергетического интервала был использован коэффициент добротности счетной информации /3/, определяемый по формуле:

$$Q = E^2 / \Phi.$$

где: E - эффективность регистрации излучения, %,  $\Phi$  - интенсивность фонового излучения, имп/с. Коэффициент Q для интервала, включающего только ППП, равен 1.4, а для интервала, захватывающего и комптоновское распределение, Q равен 2.7. Таким образом, интервал, включающий комптоновское распределение, оказался более предпочтительным. Кроме того, такой выбор позволил снизить погрешность измерения за счет временной нестабильности преобразования амплитуды импульсов детектора и нестабильности аппаратуры при высокой нагрузке тракта.

Экспериментальная проверка влияния названных факторов на погрешность анализа показал, что временная нестабильность (за 8 часов работы) при регистрации в ППП смещает спектр в область низких энергий примерно на 3% от первоначального положения, что может привести к значимым изменениям регистрируемой информации. Более существенное смещение (до 5%) в область высоких энергий вызывает нестабильность при высоких нагрузках за счет случайного наложения импульсов. Для снижения вклада этого фактора в погрешность экспериментально был установлен предел просчетов по "мертвому" времени в 2.4%.

### Изготовление фантомов и калибровка спектрометра

Одной из основных целей радиобиологического эксперимента, для обеспечения которого разрабатывалась методика, было изучение динамики содержания цезия-137 в организме опытного животного за счет процессов накопления и выведения радионуклида. Для этих целей достаточным является относительные измерения интенсивности излучения без перехода к абсолютным и удельным активностям. Однако при проведении длительного эксперимента (несколько месяцев) с молодыми животными необходимо учитывать изменение массы тела каждого

животного с ростом и, следовательно, контролировать удельную активность. С учетом этих условий были изготовлены фантомы, имитирующие излучение радионуклидов в животных. В качестве фантомов были использованы цилиндрические полиэтиленовые емкости объемом 300, 400 и 500 мл, заполненные раствором цезия-137 с активностями 6200, 8300 и 10400 Бк, соответственно, а также емкостью 500 мл с солью  $K_2Cr_2O_7$  с активностью калия-40 7000 Бк. Фоновый фантом объемом 500 мл заполнялся дистиллированной водой.

Эффективность регистрации цезия-137 в выбранном окне для объемов 300, 400 и 500 мл составила соответственно: 12%, 10% и 8.8%. Эти величины были аппроксимированы зависимостью:

$$E = 0.165 - 0.156 U,$$

где: E - эффективность регистрации (имп.с-1/Бк), U - объем (л). Полученную зависимость с достаточной точностью можно использовать для определения E при массах животных от 300 до 600 г.

Эффективность регистрации рассеянного излучения калия-40 в выбранном энергетическом диапазоне составила 6,7%, а интенсивность счета, при концентрациях в биоткани до 185 Бк/кг, не превысит 0,8 имп/с. Интенсивность счета фонового излучения была равна при этом 35 имп/с. Таким образом, вклад излучения калия-40 составляет 2,3% от фонового, что можно не учитывать в условиях данного эксперимента. Рассчитанная величина минимально детектируемой активности (МДА) цезия-137 при времени измерения 1000с и погрешности 50%, при доверительной вероятности 95% составила 25 Бк/кг. Верхний предел измеряемой активности за счет просчетов по "мертвому" времени и случайного наложения импульсов, не превышающих 5%, составил 7,8Е Бк/кг.

### Ход радиобиологического эксперимента и обсуждение результатов

Для эксперимента была взята группа морских свинок из 27 животных без учета их пола, возраста и массы. Перед началом эксперимента была определена масса каждого животного и измерена их исходная (фоновая) радиоактивность. После этого, ежедневно на протяжении всего эксперимента, каждому живот-

ному перорально вводилось по 0,3 мл водного раствора цезия-137 активностью по 830 Бк с помощью предварительно откалиброванной медицинской пипетки. Процесс затравки продолжался в течение 25 суток. С момента введения через каждый 2-4 суток проводилось определение удельной активности цезия-137 в организме животных непосредственно перед введением очередной дозы.

Результаты эксперимента, обработанные с использованием IBM PC, представлены на рис. 1 в виде зависимости абсо-

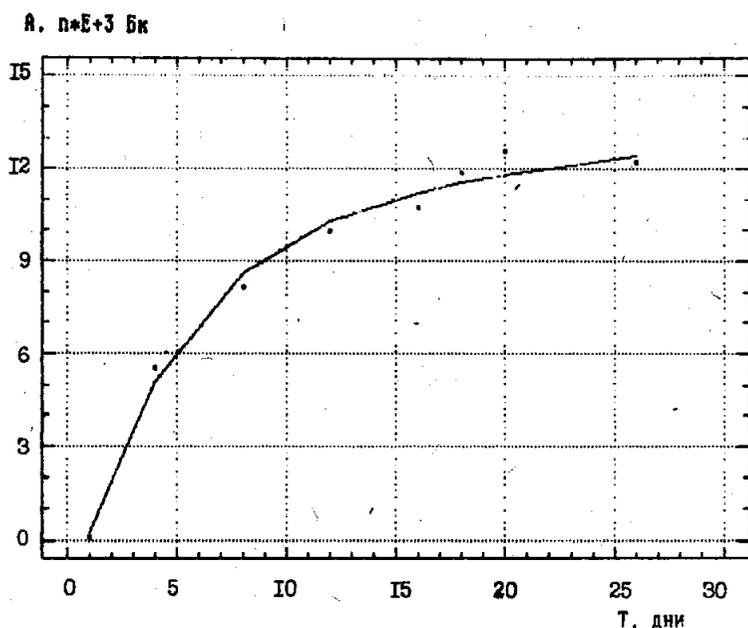


Рис. 1. График зависимости активности цезия-137 в организме морских свинок от времени накопления.

лютной активности А цезия-137, усредненной по всей группе животных, от времени накопления Т. Анализ результатов показывает, что состояние равновесия между количеством поступаемого и выводимого из организма радионуклида наступает на 20-23 сутки от начала введения. После достижения равновесного состояния проводились исследования влияния различных физических факторов на процесс выведения цезия-137 из организма животных.

### Заключение

Опробование методики в ходе радиобиологического эксперимента показало, что выбранные принципы построения методики и ее эксплуатационные параметры позволяют проводить прижизненный контроль цезия-137 в организме мелких лабораторных животных с необходимой точностью и достоверностью.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Асташева Н. П., Романов Л. М., Костюк Д. М., Хомутигин Ю. В. Динамика накопления и выведения радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных. // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Сборник научных трудов. - Киев, 1991.
2. Ведение сельскохозяйственного производства на территориях, загрязненных радиоактивными элементами. // Сборник документов, спецвыпуск 3. - Киев, 1991.
3. Alice F r i. Tim Rawlins. Gamma Counting - 1-125/1-129. // Препринт LKB WALLAS Application Note 206 - edition II.

### ДИНАМИКА МОБИЛЬНЫХ ФОРМ ЦЕЗИЯ-137 ВЫПАДЕНИЙ АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА ЧАЭС В ПОЧВАХ

Иванов Ю. А., Лошилов Н. А.,  
Орещич Л. А., Кашпаров В. А.,  
Бондарь П. Ф.

Результаты исследований, проведенных в период после аварийного выброса ЧАЭС, достаточно очевидно показали, что радиоактивное загрязнение территории представлено различными компонентами выпадений (топливной и конденсационной), характеризующихся различными физико-химическими свойствами [1]. Загрязнение территории радионуклидами, представленными различными компонентами, неопределенность соотношения последних на различных следах выброса и динамики трансформации в почвах в связи с физико-химическими характеристиками, минералогическим составом и водным режимом последних предопределяют различную мобильность (миграционную подвиж-

ность и биологическую доступность) и различную динамику содержания мобильных форм радионуклидов в почвах на различных следах выброса [2]. В данной работе приводятся некоторые результаты изучения мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах на различных следах выброса.

Исследования трансформации исходных форм выпадений и динамики мобильных форм радионуклидов в почвах проводили с использованием почв, отобранных в различных точках 30-км зоны ЧАЭС и за ее пределами, характеризующихся различными физико-химическими свойствами и механическим составом, а также различными физико-химическими свойствами выпадений (табл. 1, 2). Работы проводили в комплексе с исследованиями относительной биологической доступности радионуклидов выпадений выброса ЧАЭС [3].

Расчет содержания топливной компоненты выпадений проводили по методике, разработанной в УкрНИИСХР [1]. Анализ данных о радионуклидном составе выпадений (табл. 2) показывает, что соотношение топливной и конденсационной компонент выпадений (ТК:КК) в исследуемых почвах варьирует в пределах: 1 - 0.

Содержание мобильных форм цезия-137 в почве и их динамики изучали с использованием метода изотопного разбавления параллельно с изучением относительной биологической доступности цезия-137 выпадений. Внесение водорастворимого цезия-137 в почву, содержащую цезий-137 выпадений в неизвестной исходной физико-химической форме (топливная, конденсационная компоненты выпадений или их суперпозиция) позволяет получить дополнительную информацию о процессах трансформации радионуклиды в почвах по сравнению с использованием традиционных методов (изучение перехода радионуклидов из твердой фазы почвы в различные экстрагенты).

Эксперименты, проведенные в 1988-89 гг. показали, что содержание водорастворимых форм цезия-137 в почвах 30-км зоны незначительно (сотые - десятые доли процента). В связи с этим для определения мобильных форм цезия-137 в почве использовали 2 экстрагента из 6, применяемых в известной стандартной схеме оценки форм нахождения микроэлементов и радионуклидов в почвах [4], а именно: ацетатно-аммонийный буферный раствор (рН 4,8) и 1н раствор соляной кислоты. При последовательной экстракции в первый раствор из твердой фазы переходят водорастворимые, легкорастворимые и обмен-

Т а б л и ц а 1. Характеристика точек отбора и типов почв

№ почвы	Расположение относительно ЧАЭС		Тип почвы
	Направление	Расстояние, км	
1	Западное	2	Дерново-подзолистая рыхлопесчаная
2	Западное	10	дерново-подзолистая связнопесчаная
3	Юго-западное	23	дерновая луговая
4	Юго-западное	35	дерново-подзолистая песчаная
5	Юго-западное	42	дерново-подзолистая супесчаная
6	Юго-западное	55	дерново-подзолистая супесчаная
7	Юго-западное	64	дерново-подзолистая супесчаная
8	Юго-западное	75	дерново-подзолистая супесчаная
9	Юго-западное	75	дерново-подзолистая оглеенная
10	Западное	65	дерново-подзолистая
11	Северное	17	дерново-подзолистая
12	Северное	4	дерново-подзолистая песчаная
13	Северное	4	торфянисто-подзолистая
14	Северо-восточное	7	торфянисто-подзолистая оглеенная
15	Северо-западное	4	дерново-подзолистая оглеенная
16	Юго-западное	75	дерново-подзолистая супесчаная

ные формы радионуклидов, во второй - радионуклиды, связанные со свежесаживаемыми кислоторастворимыми гидроксидами железа и алюминия (что представляет особый интерес в связи с распространенностью на территории Полесья почв с различной степенью оглеенности).

Т а б л и ц а 2. Радионуклидный состав выпадений в исследуемых почвах

№ почвы	Удельная активность радионуклидов, Ки/кг (на 03.88 г.)			
	Cs-134	Cs-137	Ce-144	Ru-106
1	(1.8±0.2)e-7	(7.1±0.7)e-7	(2.7±0.2)e-6	(8.0±1.1)e-7
2	(2.1±0.1)e-8	(8.1±0.5)e-8	(2.6±0.3)e-7	(5.6±1.8)e-8
3	(1.5±0.1)e-8	(5.5±0.3)e-8	(1.7±0.2)e-7	(3.5±1.2)e-8
4	(1.6±0.1)e-7	(5.1±0.2)e-7	-	-
5	(1.3±0.2)e-8	(4.2±0.5)e-8	-	-
6	(1.5±0.1)e-7	(4.9±0.2)e-7	-	-
7	(1.9±0.1)e-7	(5.8±0.1)e-7	-	-
8	(7.4±0.4)e-8	(2.4±0.1)e-7	-	-
9	(1.5±0.1)e-8	(5.1±0.4)e-8	-	-
10	(1.5±0.2)e-8	(6.1±0.4)e-8	(1.2±0.2)e-7	(2.8±1.1)e-8
11	(2.4±0.1)e-7	(8.0±0.2)e-7	(2.5±0.2)e-7	(2.7±0.5)e-8
12	(9.7±0.7)e-8	(3.4±0.1)e-7	(1.3±0.1)e-6	(4.7±0.8)e-7
13	(8.1±0.8)e-8	(2.9±0.2)e-7	(1.1±0.1)e-6	(3.1±0.4)e-7
14	(2.3±0.3)e-8	(8.0±0.6)e-8	(2.2±0.2)e-7	(2.4±1.6)e-8
15	(9.8±0.7)e-8	(3.5±0.2)e-7	(1.8±0.2)e-6	(7.2±1.2)e-7
16	(6.1±0.7)e-8	(1.7±0.1)e-7	-	-

Для расчета содержания мобильных форм радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме, использовали формулу:

$$d(\text{ац, в}) = \frac{d(\text{ац, с}) \cdot A(\text{п, с}) - d(\text{ац, о}) \cdot A(\text{п, о})}{A(\text{п, с}) - A(\text{п, о})} \quad (1)$$

где:

- d (ац, в) - содержание водорастворимых и обменных форм цезия-137, внесенного в почву в водорастворимой форме, %;
- d (ац, с) - суммарное содержание в почве обменных форм цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме, %;
- d (ац, о) - содержание в почве обменных форм цезия-137 выпадений, %;
- A(п, с) - суммарная удельная активность в почве цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме, Ки/кг;

Т а б л и ц а 3. Динамика содержания в почвах обменных форм Cs-137 выпадений (1н CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>, pH 4.8)

№ почвы	1988	1989	1991
1	10.5±1.1	10.2±0.7	9.9±1.5
3	12.7±1.5	8.8±0.9	6.9±1.2
4	13.9±1.5	13.4±1.1	10.8±1.5
5	15.6±1.8	14.1±0.6	13.5±1.4
6	4.8±0.5	3.4±0.4	3.8±0.9
7	11.9±1.3	10.4±0.8	7.9±0.2
8	3.1±0.4	2.8±0.2	3.1±0.5
9	9.9±1.1	8.5±1.2	6.8±0.3
10	8.4±0.8	5.7±0.6	5.2±0.7
11	-	9.4±0.8	н/о пр
12	-	9.0±0.3	9.5±1.1
13	-	2.2±0.2	4.6±1.0
14	-	3.7±0.5	3.4±0.4
15	-	0.8±0.2	0.9±0.1
16	-	6.2±0.4	8.0±0.5

$A(p, o)$  – удельная активность в почве цезия-137 выпадений, Ки/кг.

Анализ данных, представленных в табл. 3, 4, показывает, что содержание мобильных форм цезия-137 в почвах существенно зависит от физико-химических свойств и механического состава последних, а также от физико-химических характеристик выпадений РВ (соотношение топливной и конденсационной компонент выпадений). Содержание в почвах водорастворимых и обменных форм цезия-137 выпадений варьирует в пределах: 1988 г. – 3.1–15.6%; 1969 г. – 0.8–14.1%; 1991 г. – 0.9–13.5%. Содержание цезия-137 выпадений, связанного со свежесажженными гидроксидами железа и алюминия варьирует в пределах: 1988 г. – 4.0–13.6%; 1989 г. – 0.9–13.2%; 1991 г. – 0.9–11.9%.

Таблица 4. Динамика содержания в почвах кислоторастворимых форм Cs-137 выпадений (1н HCl)

№ почвы	1088	1989	1991
1	12,6±1.3	9.1±1.4	11.9±2.5
2	7.4±0.8	7.5±1.1	6.1±0.2
4	10.3±1.1	8.4±0.8	10.9±1.5
5	13.6±2.0	13.2±0.3	8.3±0.1
6	5.3±0.7	4.3±0.2	3.2±0.1
7	11.5±1.4	12.1±0.8	8.6±0.5
8	7.3±0.9	6.0±0.6	5.3±0.4
9	4.0±0.5	4.2±0.3	4.3±0.2
10	9.1±1.0	7.5±1.2	4.0±0.3
11	-	7.8±1.0	н/о пр
12	-	4.6±0.5	4.0±0.5
13	-	1.5±0.2	1.3±0.3
14	-	4.4±0.2	2.1±0.8
15	-	0.9±0.2	0.9±0.3
16	-	5.8±0.3	3.2±0.4

Содержание мобильных форм цезия-137, внесенного в почву в водорастворимой форме (табл. 5, 6), как правило, существенно превосходит содержание в почве мобильных форм це-

Таблица 5. Динамика содержания в почвах обменных форм Cs-137 внесенного в почву в водорастворимой форме (1н CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>, pH 4.8)

№ почвы	1988	1989	1991
1В	23.7±4.1	27.6±7.1	20.3±3.1
2В	15.3±1.9	9.6±3.1	10.5±2.1
4В	27.3±4.6	22.4±4.2	28.0±5.1
5В	15.6±2.4	11.1±1.9	10.7±1.4
6В	8.2±0.9	5.8±2.2	9.0±1.6
7В	36.7±6.0	19.9±5.1	24.3±3.1
8В	14.9±2.2	12.2±1.8	12.3±2.0
9В	20.3±3.3	15.7±2.4	17.2±2.1
10В	27.4±4.2	20.7±4.6	24.4±3.1
11В	-	16.8±2.2	н/о пр
12В	-	17.2±2.6	17.3±2.5
13В	-	5.2±0.6	6.4±0.7
14В	-	2.1±0.2	2.4±0.4
15В	-	1.2±0.2	0.5±0.2
16В	-	33.8±4.5	24.0±3.1

зия-137 выпадений. Содержание водорастворимой и обменной форм цезия-137, внесенного в почву в водорастворимой форме, существенно зависит от свойств почв и варьирует в пределах: 1988 г. – 8.2–36.7%; 1989 г. – 1.2–33.8%; 1991 г. – 0.5–28.0%. Содержание цезия-137, связанного со свежесажженными гидроксидами железа и алюминия, варьирует в пределах: 1988 г. – 5.5–27.2%; 1989 г. – 0.7–18.0%; 1991 г. – 0.7–19.1%.

Сопоставление данных по изменению во времени содержания в почве мобильных форм цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме показывает сходную динамику трансформации радионуклида более, чем в половине используемых в эксперименте почв. В почвах №№ 1, 4, 8, 12, 14 содержание водорастворимых и обменных форм цезия-137 выпадений и внесенного в почву в водорастворимой форме в течение времени эксперимента (1988–91 гг.) практически не меняется, причем содержание водорастворимых и обменных форм радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой фор-

Т а б л и ц а 6. Динамика содержания в почвах кислоторастворимых форм Cs-137, внесенного в почву в водорастворимой форме (in HCl)

№ почв	1988	1989	1991
1В	23.4±4.1	21.5±3.6	19.1±3.1
2В	27.2±4.5	11.3±2.2	5.3±1.1
4В	16.9±2.7	18.0±3.3	11.7±2.0
5В	10.2±1.3	10.4±0,8	10.7±1.6
6В	5.5±0.6	5.1±1,1	3.4±0.4
7В	13.3±1.9	13.7±2.1	11.0±1.6
8В	12.9±1.6	5.8±1.3	6.7±1.2
9В	5.6±1.1	4.8±1,0	6.3±1.5
10В	8.5±1.2	6.1±2.4	7.8±2.3
11В	-	17.2±2.3	н/ о пр
12В	-	9.4±1.0	5.2±0.8
13В	-	2.3±0.2	2.9±0.4
14В	-	4.6±0.6	3.3±0.5
15В	-	0.7±0.2	0.7±0.2
16В	-	10.8±1.1	8.2±1.1

ме, превышает содержание таковых цезия-137 выпадений ( $Cs_{[в/р]}: Cs_{[вып]}$ ) в 2-4,5 раза. В почвах №№ 2, 6, 7, 9, 10 происходит снижение в 1.3-2 раза содержания водорастворимых и обменных форм как цезия-137 выпадений, так и внесенного в почву в водорастворимой форме, причем отношение  $Cs_{[в/р]}: Cs_{[вып]}$  составляет 1.5-3 раза. В почвах №№ 5, 15, 16 отмечено более быстрое закрепление в твердой фазе почвы радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме, причем в почвах №№ 5, 15 уже на второй год после внесения радионуклида в почву его содержание в водорастворимой и обменной формах становится равным или более низким по сравнению с таковым для цезия-137 выпадений в этих почвах. Особо следует отметить почву № 13, где содержание водорастворимых и обменных форм цезия-137 выпадений с 1989 г. по 1991 г. увеличилось в 2 раза, в то время, как содержание этих форм для радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме, практически не изменилось. Этот факт, на наш взгляд, связан с тем, что выпадения

РВ в указанной точке в значительной степени представлены топливной компонентой, а почвенный покров характеризуется органомной почвой. В этих условиях скорость деструкции топливных частиц и, соответственно, выщелачивание из их матрицы радионуклидов, в том числе цезия-137, может превышать скорость сорбции радионуклида твердой фазой почвы (что и наблюдается для цезия-137, внесенного в эту почву в водорастворимой форме).

Содержание кислоторастворимых (связанных со свежесажеными гидроксидами железа и алюминия) форм цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме в течение времени эксперимента в некоторых почвах остается примерно на одном уровне - почвы №№ 1, 9, 13, 15, причем отношение  $Cs_{[в/р]}: Cs_{[вып]}$  варьирует в пределах 0.8-2.0. Содержание в почве кислоторастворимых форм цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме в почвах №№ 6-8, 14, 16 в течение времени эксперимента снижается в 1,3-2 раза, причем отношение  $Cs_{[в/р]}: Cs_{[вып]}$  варьирует в пределах 1-2,2 раза. В почвах №№ 2, 4, 5, 12 отмечено более быстрое закрепление в твердой фазе почвы (более резкое снижение содержания в почве кислоторастворимых форм) цезия-137, внесенного в почву в водорастворимой форме, по сравнению с цезием-137 выпадений. В 1991 г. соотношение  $Cs_{[в/р]}: Cs_{[вып]}$  в этих почвах составляет 0,8-1,2, т.е. наблюдается практически одинаковое содержание в почве кислоторастворимых форм цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме. В почве № 10 наблюдается более резкое снижение содержания в почве кислоторастворимых форм цезия-137 выпадений по сравнению с радионуклидом, внесенным в эту почву в водорастворимой форме.

Анализ приведенных выше данных показывает, что процессы закрепления цезия-137 на свежесаженных гидроксидах железа и алюминия и дальнейшей его трансформации (более прочное закрепление в твердой фазе почвы) проходят быстрее, чем процессы перехода радионуклида из водорастворимых и ионообменно-связанных форм в более прочносвязанные. Спустя 1-3 года после внесения водорастворимого цезия-137 в почву, содержание его кислоторастворимых форм в некоторых почвах превышает содержание таковых цезия-137 выпадений всего в 1.3-2.2 раза, а в ряде почв не превышает его. Спустя такой же промежуток времени, в большинстве исследуемых почв

Т а б л и ц а 7. Динамика изотопного отношения Cs-137/Cs-134 в почвах и подвижных формах (пересчет на 12.1989)

№	Почва				Обменные формы		Кислорастворимые формы		Растения	
	1989		1991		1989	1991	1989	1991	1989	1991
	1989	1991	1989	1991	1989	1991	1989	1991	1989	1991
1	6.0±0.7	5.8±0.3	6.0±0.1	5.8±0.2	6.0±0.2	5.8±0.2	6.0±0.2	6.1±0.1	6.2±0.2	6.1±0.1
2	6.5±0.8	6.6±0.3	7.5±1.7	8.8±0.3	6.4±1.3	8.8±0.3	6.4±1.3	6.8±0.5	6.8±0.4	6.8±0.5
4	6.0±0.2	5.8±0.2	5.5±0.4	5.6±0.4	5.1±1.0	5.6±0.4	5.1±1.0	5.5±0.2	5.6±0.2	5.5±0.2
5	6.5±0.3	6.6±0.2	7.2±0.8	8.1±0.3	7.5±0.4	8.1±0.3	7.5±0.4	6.3±0.3	5.4±0.3	6.3±0.3
6	6.1±0.1	5.9±0.2	6.0±0.1	5.5±0.3	5.6±0.2	5.5±0.3	5.6±0.2	6.2±0.2	5.8±0.2	6.2±0.2
7	6.0±0.1	5.9±0.3	5.5±0.4	6.1±0.2	6.0±0.2	6.1±0.2	6.0±0.2	5.3±0.5	6.1±0.3	5.3±0.5
8	6.1±0.1	6.3±0.2	6.5±0.3	6.6±0.3	5.7±0.4	6.6±0.3	5.7±0.4	6.0±0.5	5.6±0.4	6.0±0.5
9	5.9±0.1	5.8±0.3	5.6±0.6	5.9±0.3	н/опр	5.9±0.3	н/опр	6.2±0.6	6.0±0.6	6.2±0.6
10	7.3±0.4	6.8±0.3	8.0±0.8	7.9±0.4	8.0±1.0	7.9±0.4	8.0±1.0	7.5±0.9	7.0±0.2	7.5±0.9
12	7.2±0.4	6.9±0.1	6.8±0.3	6.7±0.1	6.9±0.9	6.7±0.1	6.9±0.9	6.3±0.3	7.4±0.9	6.3±0.3
15	7.3±0.5	7.0±0.1	6.9±0.3	7.3±0.6	6.4±0.7	7.3±0.6	6.4±0.7	6.0±0.7	5.9±0.3	6.0±0.7
16	6.3±1.0	4.7±1.6	5.8±0.8	6.3±0.5	5.4±0.9	6.3±0.5	5.4±0.9	5.6±0.3	6.4±0.8	5.6±0.3
1P	16.1±0.1	н/опр	31.3±4.2	н/опр	17.5±1.6	н/опр	17.5±1.6	н/опр	20.0±1.0	н/опр
2P	14.1±1.6	13.8±0.2	11.4±1.6	15.8±0.4	14.7±3.0	15.8±0.4	14.7±3.0	16.2±0.3	16.1±1.3	16.2±0.3
4P	12.2±0.2	13.6±0.3	18.5±0.3	17.5±0.3	15.2±0.2	17.5±0.3	15.2±0.2	15.5±0.5	13.3±0.7	15.5±0.5
5P	14.1±1.0	11.9±2.6	17.2±3.6	16.1±0.8	н/опр	16.1±0.8	н/опр	14.4±0.8	13.3±1.2	14.4±0.8
6P	11.6±0.2	11.9±1.0	14.9±1.7	15.6±1.7	16.9±2.0	15.6±1.7	16.9±2.0	15.8±3.3	12.3±0.3	15.8±3.3
7P	12.5±0.9	11.7±0.5	11.9±1.4	15.7±0.7	12.8±0.3	15.7±0.7	12.8±0.3	13.0±0.9	12.2±0.2	13.0±0.9
8P	13.7±0.2	13.4±0.5	35.7±1.2	32.4±1.0	14.3±1.0	32.4±1.0	14.3±1.0	13.3±1.0	32.2±2.1	13.3±1.0
9P	13.2±0.2	12.9±0.4	45.4±5.1	22.2±2.0	21.3±2.3	22.2±2.0	21.3±2.3	27.6±1.0	16.4±0.8	27.6±1.0
10P	13.2±1.3	11.8±0.4	20.8±1.3	20.8±4.2	14.1±1.9	20.8±4.2	14.1±1.9	17.6±1.6	13.7±0.4	17.6±1.6
12P	13.7±1.1	14.0±0.1	15.2±1.1	25.9±3.5	17.5±1.3	25.9±3.5	17.5±1.3	19.3±0.5	21.5±1.5	19.3±0.5
15P	15.6±2.7	15.2±1.5	15.1±2.5	13.4±1.4	13.4±2.8	13.4±1.4	13.4±2.8	12.2±2.0	18.2±2.4	12.2±2.0
16P	13.2±1.8	9.6±1.4	34.5±3.8	25.1±3.1	17.9±2.1	25.1±3.1	17.9±2.1	20.4±1.8	17.5±2.2	20.4±1.8

содержание водорастворимых и обменных форм радионуклида, внесенного в них в водорастворимой форме, превышает содержание таких форм цезия-137 выпадений в 2-4,5 раза, и лишь в двух почвах не превышает такое значение. Поскольку отмечена сходная динамика трансформации обменных форм цезия-137, внесенного в почву в водорастворимой форме и цезия-137, выпавшего в составе конденсационной компоненты выпадений РВ, очевидно, можно сделать вывод, что скорость деструкции топливных частиц, в составе которых находится определенная часть выпавшего цезия-137, ниже скорости трансформации обменных форм цезия-137 в более прочносвязанные формы.

Следует отметить неоднозначность связи содержания обменных форм цезия-137 в почве с его биологической доступностью для растений. Как отмечалось выше, содержание водорастворимых и обменных форм радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме, в 2-4,5 раза превышает содержание в почве таких форм цезия-137 выпадений. В этом плане следовало бы ожидать соответствующие различия в биологической доступности цезия-137 выпадений и внесенного в почву в водорастворимой форме. Однако, как показано в экспериментах по изучению биологической доступности цезия-137 выпадений ЧАЭС [3], биологическая доступность цезия-137 выпадений всего в 1,3-2 раза ниже таковой радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме. В этом плане представляют интерес данные о динамике изотопного отношения (ИО) цезий-137/цезий-134 в почвах, растениях и мобильных формах, представленные в таблице 7. Как видно из указанных данных, при выращивании растений на нативных почвах, содержащих только радиоизотопы цезия выпадений значения ИО в почвах, растениях, обменных и кислоторастворимых формах практически не различались. При выращивании растений на тех же почвах, в которые дополнительно был внесен цезий-137 в водорастворимой форме (значения ИО примерно в 2 раза отличались от значений ИО в нативных почвах), однозначную тенденцию выявить не удается. Значения ИО для растений с разной частотой соответствуют либо значениям ИО в обменной и/или кислоторастворимой формах (почвы №№ 2Р, 5Р-8Р, 12Р, 15Р), либо имеют другое значение (почвы №№ 1Р, 8Р, 9Р, 16Р). Полученные данные наряду с данными об отсутствии сильных корреляционных связей между коэффициентами накоп-

ления цезия-137 растениями и содержанием радионуклида в обменных формах [3] свидетельствуют о необходимости критического подхода к использованию указанного теста (содержание в почве обменных форм цезия-137) для прогнозирования биологической доступности радионуклида растениям.

Таким образом, полученные результаты позволяют сделать следующие выводы:

1. Содержание мобильных форм цезия-137 в почвах 30-км зоны и за ее пределами существенно зависит от физико-химических свойств и механического состава почв, а также от физико-химических характеристик выпадений РВ. Содержание в почвах водорастворимых и обменных форм цезия-137 варьирует в пределах: 1988 г. - 3.1-15,6%; 1989 г. - 0.8-14.1%; 1991 г. - 0.9-13.5%. Содержание в почвах цезия-137, связанного со свежесажеными гидроксидами железа и алюминия, варьирует в пределах: 1988 г. - 4.0-13.6%; 1989 г. - 0.9-13.2%; 1991 г. - 0.9-11.9%.

2. С использованием метода изотопного разбавления показано, что цезий-137 выпадений выброса ЧАЭС и цезий-137, внесенный в почву в водорастворимой форме, более, чем в половине используемых в эксперименте почв (в первую очередь характеризующихся загрязнением конденсационной компонентой выпадений) имеют сходную динамику трансформации. В целом, отмечен неоднозначный характер динамики трансформации цезия-137 в почвах: в ряде почв отмечена тенденция снижения содержания мобильных форм радиоцезия (в 1.3-2 раза за период 1988-1991 гг.), в ряде почв за указанный период содержание мобильных форм цезия-137 остается примерно на одном уровне.

3. Отмечена более высокая скорость трансформации цезия-137, связанного со свежесажеными гидроксидами железа и алюминия, в более прочносвязанные формы по сравнению с переходом радионуклида из водорастворимых и обменных форм в более прочносвязанное состояние.

4. С использованием метода изотопного разбавления показана неоднозначность связи содержания в почве обменных форм цезия-137 с его биологической доступностью для растений. Показана необходимость критического подхода к использованию данных о содержании обменных форм цезия-137 в почве для прогнозирования его биологической доступностью растениям.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Лошилов Н. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б. и др. Физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС. "Проблемы сельскохозяйственной радиологии" / Под ред. Н.А. Лошилова, Киев, 1991, с. 8-12.
2. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Орещич Л. А. и др. Некоторые проблемы почвенной химии радионуклидов выброса ЧАЭС на территории Полесья. "Проблемы сельскохозяйственной радиологии". / Под ред. Н.А. Лошилова, Киев, 1991, с. 48-61.
3. Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озорнов А. Г. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению. "Агрохимия", 1992, № 2, с. 102-110.
4. "Методы определения микроэлементов в природных объектах". М.: МГУ, 1968 г. - 400 с.

### ПОВЕДЕНИЕ ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА ЧАЭС В НЕКОТОРЫХ МОДЕЛЬНЫХ СРЕДАХ

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

Радиоактивное загрязнение территории в результате аварии на ЧАЭС, представленное выпадениями с различными физико-химическими свойствами, предопределяет: 1) необходимость учета этих факторов (свойств) при изучении и прогнозировании мобильности биологически значимых радионуклидов в звеньях экосистем на загрязненной территории; 2) оценку возможности получения адекватных прогнозных оценок поведения радионуклидов на основании полученных в доаварийный период экспериментальных данных (глобальные выпадения и т.д.). Территория "ближних" следов выброса характеризуется суперпозицией двух компонент выпадений - конденсационной (КК) и топливной (ТК). Последняя представлена твердофазными выпадениями различного дисперсного состава с матрицей преимущественно из оксидов урана различного стехиометрического состава и элементов, входящих в состав конструкционных материалов (Zr, Fe

и др.), содержащими большой спектр продуктов деления, включая радиоизотопы Cs, Sr, Ce, Ru, Pu, трансплутониевых элементов и др. [1-27]. Мобильность радионуклидов в почвах в этих условиях зависит в первую очередь от соотношения ТК и КК выпадений для конкретного радионуклида. Поскольку конденсационная компонента представлена, в основном, радиоизотопами Cs, то даже при ТК/КК=1 при прочих равных условиях в начальный момент времени мобильность изотопов Cs на такой территории лишь в 2 раза будет отличаться от таковой для изотопов Cs на территории, загрязненной КК или глобальными выпадениями. Это подтверждается экспериментальными данными, показывающими, что относительная биологическая доступность цезия-137 выпадений в почвах в различных точках территории, характеризующейся суперпозицией следов ТК и КК выпадений (с долей ТК в суммарном загрязнении 0,3-0,6), в 1988 году варьировала в пределах 0,7-0,4 [3]. Для радиоизотопов Sr в большей степени, а тем более изотопов Ce, Pu и радиоизотопов других тугоплавких химических элементов, практически полностью представленных топливной компонентой выпадений, мобильность в первую очередь определяется соотношением скорости деструкции топливных частиц, а также скорости и прочности сорбции выщелоченных радионуклидов твердой фазой почвы [47]. В этом плане оценка количественных параметров процессов деструкции топливных частиц (ТЧ) и выщелачивания из матрицы последних биологически значимых радионуклидов является исключительно важной задачей.

В данной работе приводятся некоторые результаты модельных экспериментов по изучению деструкции ТЧ в системе "ТЧ-раствор".

#### 1. Методика проведения экспериментов

В качестве объекта исследований использовали ТЧ-содержащую пыль из 4-го блока ЧАЭС, а также модельные ТЧ (МТЧ), полученные после термической обработки осколков облученного топлива 4-го блока ЧАЭС. В работе использовали фракции ТЧ 3-45 и 1, 2-3 мкм.

Спиртовые суспензии ТЧ для удобства в работе наносили на инертный носитель (15 г диоксида кремния) и тщательно перемешивали. Деструкцию ТЧ изучали в системе "ТЧ-SiO<sub>2</sub>-модельный раствор" при соотношении фаз 1:3. Скорость дест-

рукции ТЧ оценивали по количеству радионуклидов, перешедших в раствор. Растворы отделяли от твердой фазы с использованием фильтра "синяя лента". Для проверки полноты отделения ТЧ от раствора использовали ультрафильтрацию через мембранные фильтры с размером пор 0,2 мкм (различия в активности цезия-137 в фильтрате и ультрафильтрате составили менее 1%). Фильтры озоляли в муфельной печи при температуре <math>< 400^{\circ}\text{C}</math>, твердый остаток переносили реакционные сосуды. После отделения раствора от твердой фазы на последней задерживалось 10-15% цезия-137 вследствие сорбции и неполного отделения раствора от осадка. В работе использовали растворы соляной кислоты, едкого натра и карбоната натрия различных концентраций. Гамма-спектрометрию образцов проводили на комплексе "ADСAM-300" фирмы "ORTEC" (США).

## II. Результаты и обсуждение

Целью первой серии экспериментов было изучение динамики растворения ТЧ в зависимости от размера и генезиса последних. Использовали различные гранулометрические фракции ТЧ аварийного выброса, а также частицы неотожженного и отожженного на воздухе топлива (таблица 1).

Т а б л и ц а 1. Характеристика объектов исследования и условий эксперимента

№ образца	ОБРАЗЕЦ	Активность в пробе цезия-137, Ки	РЕАГЕНТ
1	ТЧ, фракция 3-45 мкм	1.68E-6	0.1 М НСІ
2	"-"	1.81E-6	0.5 М НСІ
4	"-"	2.02E-6	1.2 М $\text{Na}_2\text{CO}_3$
9	МТЧ, фракция 1.2-3.0 мкм озоление при $t < 400^{\circ}\text{C}$	4.92E-8	0.1 М НСІ
10	ТЧ, измельченное неотожженное топливо	4.68E-5	0.1 М НСІ
11	МТЧ, отожженное при $500^{\circ}\text{C}$ топливо фракция 3-45 мкм	2.08E-5	0.1 М НСІ

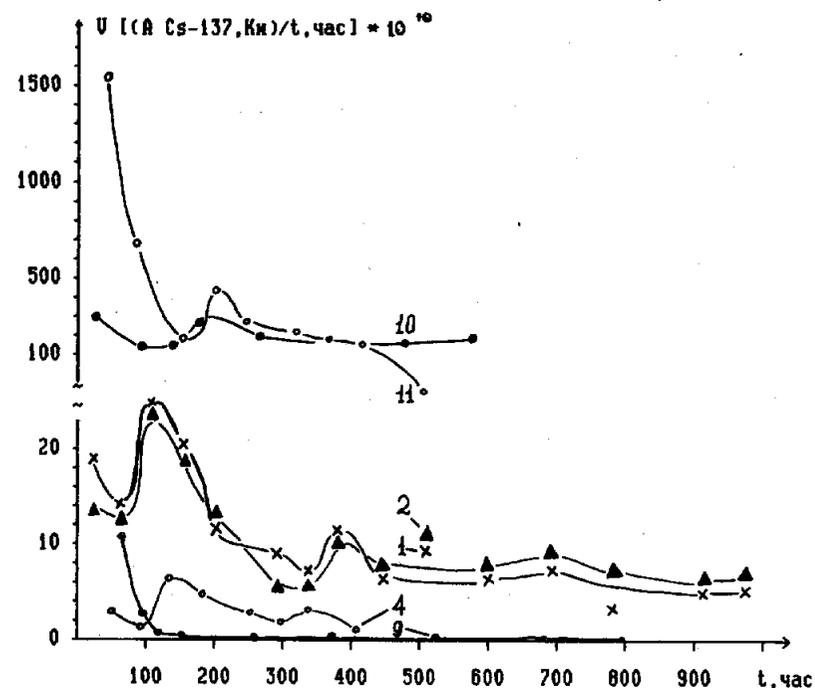


Рис. 1. Динамика разрушения ТЧ в различных модельных средах

Сравнение данных табл. 1 и результатов, представленных на рис. 1, показывает сопоставимые значения скорости растворения образца № 9 и образцов №№ 1, 2, несмотря на существенное различие их размеров. Это свидетельствует, в первую очередь, о том, что взаимодействие растворенных веществ с ТЧ происходит на внешней поверхности последних (в случае взаимодействия на поверхности межзеренных пор ТЧ скорость травления образцов №№ 1, 2 была бы больше аналогичной характеристики образца № 9 в несколько десятков раз).

Реакции твердых веществ с растворами описываются уравнением Нернста [5]:

$$\frac{dn}{dt} = \frac{D \cdot S \cdot C}{x};$$

где: S — площадь поверхности твердой фазы

D- коэффициент диффузии растворенного в твердой фазе вещества

C- концентрация реагента в растворе

X- толщина слоя жидкости на поверхности твердой фазы.

В условиях эксперимента D, C и X постоянны так что уравнение можно записать в виде:

$$-\frac{dn}{dt} = K \cdot S \quad (1)$$

В случае равномерного распределения радионуклидов в матрице ТЧ и "изотропности" матрицы по химическим свойствам количество радионуклидов в ТЧ (n) пропорционально объему частицы:  $n = k' \cdot V$ , уравнение (1) можно переписать в виде:

$$-\frac{d(k' \cdot V)}{dt} = K \cdot S$$

и далее

$$-\frac{d(k' \cdot \frac{4}{3} \pi \cdot R^3)}{dt} = K \cdot 4\pi R^2$$

$$-\frac{dR^3}{dR^2} = K'' \cdot dt$$

Решение этого уравнения с учетом граничных условий:

$$\left. \begin{array}{l} t=0 \\ R=R_0 \end{array} \right| \left. \begin{array}{l} t=t \text{ конеч.} \\ R=0 \end{array} \right|$$

где t конеч. - время, за которое ТЧ полностью растворится, позволяет получить следующие уравнения:

$$R = K'''(t \text{ конеч.} - t) \quad (2)$$

и

$$\frac{dR}{dt} = K'''' \quad (3)$$

Таким образом, радиус ТЧ линейно зависит от времени воздействия на нее агрессивной среды (предположение о шарообразности необязательно, поскольку объемы всех тел пропорциональны кубу линейных размеров, а площади - квадрату), а  $dR/dt$  не зависит от времени (при условии "изотропности" матрицы ТЧ по химическим свойствам).

Рассмотрим теперь вспомогательную функцию:

$$\frac{V_{n+1}}{V_n}; \frac{V_{n+1}}{V_n} = \frac{(R-dR)^2}{R^2} = 1 - 2\frac{dR}{R} + \frac{(dR)^2}{R^2}$$

где: V - скорость растворения ТЧ

R - радиус ТЧ

dR- уменьшение радиуса ТЧ за время dt

Поскольку  $dR \ll R$ , то  $(dR/R)^2 \ll dR/R$  и квадратичным членом в полученном уравнении можно пренебречь. Тогда уравнение принимает вид:

$$\frac{V_{n+1}}{V_n} = 1 - 2\frac{dR}{R} \quad (4)$$

Скорость деструкции (растворения) ТЧ определяли как количество Cs-137, перешедшее из матрицы ТЧ в раствор за 1 час.

На рисунке 2 представлена расчетная кривая зависимости  $V_{n+1}/V_n = f(t)$  для ТЧ с  $R=3$  мкм и  $dR/dt = 3$  нм/час (кривая 1) и экспериментальная кривая для образца № 9 (кривая 2).

На участке 0-250 часов отмечено несовпадение расчетной и экспериментальной кривых. Учитывая ур-е (4), можно предположить, что одной из причин указанного несовпадения может быть более высокая скорость растворения поверхностного слоя ТЧ образца № 9. Предположив, что размер всех ТЧ образца № 9 равен 2,5 мкм и используя уравнение (4), легко рассчитать, что скорость травления поверхностного слоя ТЧ указанного образца примерно в 20-30 раз выше скорости травления ядра, а толщина такого слоя равна примерно 1 мкм.

Для уточнения возможных причин более высокой скорости растворения поверхностного слоя ТЧ был проведен дополнительный эксперимент, в котором использовали частицы с различной степенью трансформации поверхностного слоя - образцы № 10 (измельченное неотожженное топливо) и № 11 (ТЧ, полученные после отжига топлива на воздухе при 500 С) - табл. 1.

Сравнение кинетических кривых перехода радионуклидов в раствор (рис. 1). показывает, что соотношение скорости растворения в начале эксперимента и через 300 часов после нача-

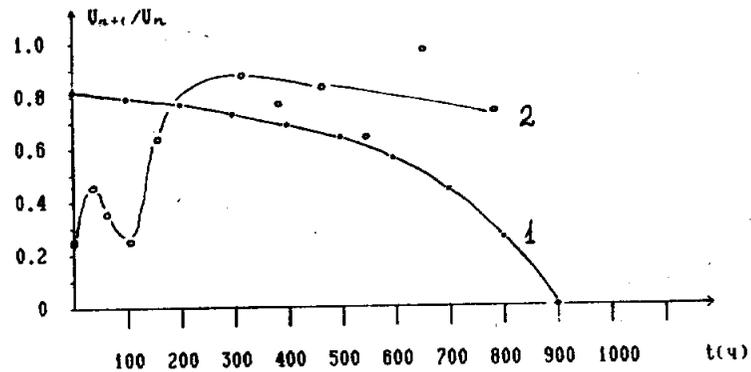


Рис. 2. Расчетная (1) и экспериментальная (2) кривые зависимости  $U_{n+1}/U_n$

ла для образца № 11 равно примерно 7-8, а для образца № 10 - примерно 2. Таким образом, можно сделать вывод, что температурный отжиг частиц даже при относительно невысоких значениях температуры (500°C) оказывает существенное влияние на увеличение реакционной способности поверхностного слоя ТЧ. Поверхностный слой ТЧ (в условиях эксперимента толщиной примерно 1 мкм) реагирует с растворенными в воде химическими реагентами со скоростью, значительно превышающей скорость травления ядра ТЧ (в условиях эксперимента примерно в 20-30 раз). Толщина и реакционная способность такого слоя "повышенной химической активности" зависят от температурных условий во время образования ТЧ.

Серия экспериментов была посвящена изучению особенностей поведения ТЧ в растворах с различными значениями кислотности (рН) и окислительно-восстановительного потенциала (Еh). Экспериментальные данные о зависимости скорости деструкции ТЧ от концентрации химических реагентов в модельных растворах представлена в таблице 2.

Образцы, указанные в таблице 2, предварительно были обработаны соляной кислотой (№№ 2, 8) и карбонатсодержащими растворами (№№ 4, 6) во время проведения работы, описанной в предыдущем разделе статьи. С используемых в эксперименте ТЧ снят слой "повышенной химической активности", что

Т а б л и ц а 2. Переход цезия-137 из матрицы ТЧ в раствор в зависимости от кислотности

№№ обр.	Время взаимодействия	Реагент	Активность Cs-137, Ки/пробу	Ки Cs-137		
				U,	час	
1	2	3	4	5		
2	140	H <sub>2</sub> O	3.08E-9	0.22E-10		
	43	1E-5 M HCl	1.95E-9	0.45E-10		
	66	1E-4 M HCl	8.07E-9	1.20E-10		
	68	1E-3 M HCl	4.76E-8	6.8E-10		
	44	1E-2 M HCl	6.04E-8	1.37E-9		
	42.5	0,1 M HCl	5.26E-8	1.24E-9		
	41.5	1 M HCl	2.87E-8	6.9E-10		
	43.5	1 M HCl	1.72E-8	4.0E-10		
	72	1 M HCl	2.87E-8	4.0E-10		
	40.5	7,5 M HCl	4.14E-8	1.02E-9		
	41	7,5 M HCl	3.90E-8	9.5E-10		
	4	66	H <sub>2</sub> O	5.4E-9	0.82E-10	
		66.5	1E-5 M NaOH	4.8E-9	0.73E-10	
43		1E-4 M "-"	6.2E-9	1.43E-10		
42.5		1E-4 M "-"	6.6E-9	1.55E-10		
41.5		1E-3 M "-"	8.3E-9	2.0E-10		
43.5		1E-2 M "-"	8.7E-9	2.0E-10		
41		0,1 M "-"	1.9E-8	4.7E-10		
43		1,0 M "-"	6.8E-8	1.6E-9		
46		1,0 M "-"	3.3E-8	7.2E-10		
91		6,4 M "-"	5.0E-8	5.5E-10		
6	66	H <sub>2</sub> O	4.5E-9	0.67E-10		
	66.5	1E-5 M Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	5.7E-9	0.85E-10		
	44	1E-4 M "-"	8.0E-9	1.8E-10		
	42.5	1E-3 M "-"	1.1E-8	2.7E-10		
	41.5	1E-2 M "-"	2.3E-8	5.5E-10		
	43.5	0,1 M "-"	4.9E-8	1,1E-9		
	72	0,4 M "-"	7.8E-8	1,1E-9		
	41	0,4 M "-"	6.8E-8	1,7E-9		
	41.5	1,2 M "-"	7.8E-8	1,9E-9		
	46	2,1 M "-"	4.3E-8	9,3E-10		
91	2,1 M "-"	4.3E-8	4,7E-10			

Продолжение табл. 2

1	2	3	4	5
8	140	H <sub>2</sub> O	5.6E-9	0.4E-10
	43	1E-5 M HCl	1.8E-9	0.4E-10
	66	1E-4 M "	1.7E-8	2.6E-10
	68	1E-3 M "	2.27E-8	3.3E-10
	44	1E-2 M "	2.97E-8	6.8E-10
	42.5	1E-1 M "	3.96E-8	9.3A-10
	41.5	1 M "	3.28E-8	7.9E-10
	43.5	1 M "	2.45E-8	5.6E-10
	72	1 M "	2.97E-8	4.1E-10

способствует более правильному отражению зависимости скорости растворения ТЧ от концентрации химических реагентов в растворе.

Для оценки скорости растворения ТЧ по кислотно-основному механизму был проведен дополнительный эксперимент. Образец № 3 (табл. 1) с размером частиц 3-45 мкм, был исследован на предмет растворения в 1 M HCl в присутствии кислорода воздуха и в присутствии 0.1 M SnCl<sub>2</sub>. Результаты приведены в таблице 3.

Анализируя таблицу 3, можно прийти к выводу, что скорость реакции по кислотно-основному механизму для образца № 3 в данных условиях составляет примерно 4E-10 Ки Cs-137/час, а по окислительному механизму - примерно 20E-10 Ки Cs-137/час.

Для исследования влияния Eh среды на деструкцию ТЧ в карбонатной и щелочной средах использовали образец № 5 с размером частиц 3-45 мкм (табл. 1). Результаты приведены в таблице 4.

Ввиду того, что диоксид урана не проявляет кислотных свойств, его растворение в основных средах может проходить только по окислительному механизму. Поэтому прибавление в модельные системы гидрохинона - сильного восстановителя, связывающего кислород, должно замедлять или даже останавливать процесс деструкции ТЧ. Однако, при рассмотрении данных, представленных в таблице 5, обнаруживается уско-

Таблица 3. Зависимость скорости деструкции образца ТЧ № 3 от окислительно-восстановительных свойств среды

Время взаимодейств. образца с раствором, ч.	Растворенное вещество	Скорость перехода в раствор	
		Cs-137, Ки/час	Ce-144, Ки/час
24	1 M HCl	11.0E-10	1.83E-10
44.5	"	18.2E-10	3.76E-10
43.5	"	38.2E-10	7.20E-10
41.5	"	32.5E-10	5.38E-10
49	"	21.1E-10	3.96E-10
17	"	32.8E-10	6.73E-10
69	0,1 M SnCl <sub>2</sub>	5.5E-10	0.32E-10
44	в 1 M HCl	3.3E-10	0.41E-10
44	"	10.8E-10	0.57E-10
71	"	1.5E-10	0.10E-10
72	"	6.9E-10	1.38E-10
96	"	1.5E-10	0.24E-10
96	"	2.1E-10	0.70E-10
121.5	"	1.9E-10	0.85E-10
115	1 M HCl	19.9E-10	5.05E-10
68	1 M HCl	30.0E-10	5.36E-10
67	1 M HCl	20.0E-10	2.96E-10

рение растворения ТЧ при добавлении восстановителя. Этот факт, по-видимому, связан с тем, что комплексообразование урана в карбонатных и щелочных растворах значительно снижает редокс-потенциал системы UO<sub>2</sub>-U(VI). Если стандартный потенциал такой системы в кислой среде составлял +0.45В, то в карбонатной -- 0.08В, а в щелочной - -0.53В (данные рассчитаны с учетом констант устойчивости соответствующих комплексов урана). Поэтому UO<sub>2</sub> в карбонатных и щелочных средах может окисляться продуктами окисления гидрохинона - хингидроном и хиноном (стандартный редокс-потенциал системы хинон-гидрохинон в щелочной среде равен примерно - 0.13В). Поскольку гидрохинона в системе 0.13 м/л, то его окисление приведет к значительному увеличению концент-

Т а б л и ц а 4. Зависимость скорости деструкции ТЧ образца № 5 от окислительно-восстановительных свойств среды

Время взаимодейств. образца с р-ром, ч.	Растворенное вещество	Скорость перехода в р-р Сs-137, Ки/час
43	0.6 М Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	2.03E-10
42.5	"	2.05E-10
66	"	2.51E-10
68	"	0.92E-10
41.5	14 г/л гидрохинона	1.21E-10
43	в 0.6 М Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	2.09E-10
68	"	0.80E-10
44	0.5 М NaOH	2.70E-10
43	"	3.31E-10
44	"	2.25E-10
96	"	1.82E-10
72	14 г/л гидрохинона	4.31E-10
68	в 0.5 М NaOH	4.33E-10
44	"	4.31E-10
118	"	3.73E-10

рации веществ в растворе, которые являются окислителями по отношению к UO<sub>2</sub> (для сравнения заметим, что концентрация кислорода в водных растворах равна примерно 0.0013 м/л). Поэтому возрастание концентрации окислителя приводит к повышению скорости деструкции ТЧ в карбонатных и щелочных растворах.

Скорость деструкции ТЧ в кислых модельных системах значительно выше аналогичной характеристики для основных модельных систем. Однако, этот вывод нельзя механически применить для оценки соотношения скоростей деструкции ТЧ в кислых и карбонатных почвах, поскольку присутствие карбонат-ионов значительно снижает редокс-потенциал системы UO<sub>2</sub>-U(VI), что может привлечь к процессу окисления матрицы ТЧ какие-то органические, или биологические окислительные системы почвы, так что их суммарный эффект может быть больше эффекта кислорода. Поэтому, скорость деструкции ТЧ в карбонатных поч-

вах гораздо сильнее зависит от различного рода природных факторов (температуры, освещенности, влажности), чем в кислых.

В реальных кислых почвах растворение UO<sub>2</sub> по кислотно-основному механизму практически не происходит (как и во всех других типах почв), а скорость деструкции ТЧ полностью определяется концентрацией кислорода в почве, его подвижностью и скоростью удаления продуктов окисления урана из зоны реакции. В связи с этим значительное влияние на скорость деструкции должны иметь глубина залегания ТЧ, вентируемость и водный режим почвы.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Лошилов Н. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б. и др. Физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС. "Проблемы сельскохозяйственной радиологии". / Под ред Н.А. Лошилова. Киев, 1991, с. 8-12.
2. Боровой А. А., Добрынин Ю. Л., Довбенко А. А. и др. Топливо 4-го энергоблока ЧАЭС. Препринт ИАЭ, Чернобыль, 1988.
3. Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озорнов А. Г. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению. "Агрехимия", 1992, № 2, с. 102-110.
4. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Орешнич Л. А. и др. Некоторые проблемы почвенной химии радионуклидов выброса ЧАЭС на территории Полесья. "Проблемы сельскохозяйственной радиологии". / Под ред. Н.А. Лошилова. Киев, 1991, с. 48-61.
5. Ремиз Г. Курс неорганической химии. М., Мир, 1974, Т. 2, стр. 731.
6. F.J. Sandalls. Hot particles from Chernobyl. A review of AEA Environment and Energy Harwell Laboratory. February 1991, p. 7.
7. Лошилов Н. А. Проблемы радиации в АПК после чернобыльской аварии. "Проблемы сельскохозяйственной радиологии". / Под ред. Н.А. Лошилова. Киев, 1991 с. 2-8.

**МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ  
ЧЕРНОВЫЛЬСКОГО ВЫБРОСА  
НА УТОДЬЯХ, ОРОШАЕМЫХ ВОДОЙ РЕКИ ДНЕПР**

Перепелятников Г. П., Пристер Б. С.,  
академик УААН

Водой р. Днепр орошается 1,4 млн. га из 2,6 млн. га орошаемых угодий Украины. Поступление цезия-137 и стронция-90 аварийного выброса ЧАЭС в воду Днепра и далее на орошаемые угодья обусловило два аспекта проблемы радиоактивного загрязнения окружающей среды в регионах орошения.

Во-первых, необходима количественная оценка размеров радиоактивного загрязнения урожая сельскохозяйственных культур, выращиваемых при орошении, и изучение динамики этого процесса по годам. Вторым аспектом этой проблемы является определение размеров привноса стронция-90 и цезия-137 на орошаемые земли (особенно на рисовые чеки) и разработка прогноза по такому привносу на длительную перспективу (до 80 лет по стронцию-90 и до 200 лет по цезию-137).

Решению этих проблем посвящены исследования, проводимые на орошаемых землях.

По данным Минводхоза Украины содержание цезия-137 в воде водохранилищ Днепровского каскада после аварии снижается ежегодно и составляло в 1991 году от 0,4 Бк/л в Киевском водохранилище до 0,08 Бк/л в Каховском водохранилище. Содержание стронция-90 медленно снижалось к 1990 году, однако, в 1991 году в результате подтопления поймы Припяти, загрязненной этим радионуклидом, произошло увеличение его концентрации в воде, особенно в Киевском и Каневском водохранилищах (до 0,4 и 0,2 Бк/л, соответственно). В Каховском водохранилище продолжалось снижение до 0,04 Бк/л.

Радионуклиды, поступающие на оросительные системы, большей частью попадают на почву (53-85%), растения (5-15%), в сбросную воду (от 30 до 0%) и дренажные воды. Однако, эти количественные параметры требуют уточнения.

В 1990 году загрязнение цезием-137 урожая сельскохозяйственных культур, орошаемых дождеванием водой реки Днепр, было в 2-5 раз больше, а стронцием-90 - в 2-10 раз больше, чем культур, выращенных при поливе неднепровской водой (контрольные источники) (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Содержание радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур, выращенных при орошении, Бк/кг  $\times 10^{-2}$

Культура, используемый орган или часть	Вода р. Днепр		Вода контрольного источника	
	цезий-137	стронций-90	цезий-137	стронций-90
Оз. пшеница, зерно	15-37	11-37	29-37	-
Кукуруза, зерно	11-37	7-19	4-7	--
Люцерна, сено	740-1480	370-1110	185-370	7-37
Капуста, кочаны	7-30	0,4-15	4-7	0,04-0,4
Томаты, плоды	26-74	1,9-37	7-26	0,37-3,7
Огурцы, плоды	56-148	37-148	26-37	1,11-7,4
Свекла стол., корнеплоды	37-67	0,04-0,4	19-37	0,04-0,19
Морковь, корнеплоды	37-74	7,4-22	15-30	0,04-0,07
Кабачки, плоды	19-26	7,4-11	7-20	0,02-0,04
Лук, луковичи	74-111	0,7-1,48	30-56	0,07-0,37
Укроп, зелень	111-185	1,1-1,85	37-74	0,19-0,56

Водный источник не связан с р. Днепр.

Содержание: цезия-137 - 3-22 Бк/л, стронция-90 - 5-22 Бк/л.

Однако, необходимо отметить, что содержание цезия-137 не превышает 2 Бк/кг (исключение составляет сено люцерны 15 Бк/кг), а стронция - 0,4 Бк/кг (исключение составляет сено люцерны - 11 Бк/кг и огурцы - 1,5 Бк/кг). Наибольшее загрязнение урожая отмечено на тех культурах, где последний полив проводили ближе к уборке (люцерна, огурцы, пшеница). Содержание радионуклидов в урожае коррелирует с содержанием их в воде.

Содержание радионуклидов в зерне риса, который выращивается в низовьях Днепра и в Крыму, при орошении днепровской водой было определено в коллекционных пробах, начиная с 1972 г. В этом году отмечается наибольшее содержание цезия-137 и стронция-90 по сравнению с другими годами, включая 1990. Это связано, очевидно, с загрязнением риса радионуклидами глобальных выпадений после испытания ядер-

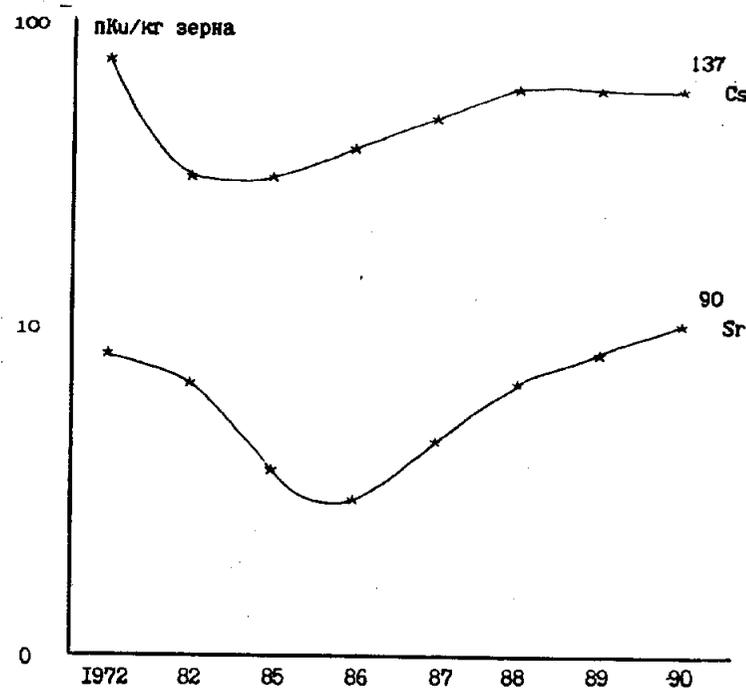


Рис. 1. Динамика поступления радионуклидов в урожай риса.

ного оружия, которые мигрировали с водосборной площади в реку Днепр. Минимум поступления цезия-137 отмечен в 1985 году, а стронция-90 - в 1986 году (рис. 1).

После аварии на Чернобыльской АЭС, поступление этих радионуклидов в зерно риса увеличивалось и к 1990 году было в пределах 1-2 Бк/кг зерна на цезию-137 (что ниже уровня 1972 года на 30%), а по стронцию-90 - 0,4 Бк/кг зерна (что находится на уровне 1972 года).

Данные по содержанию цезия-137 и стронция-90 в урожае орошаемых культур указывают на отсутствие проблемы радиоактивного загрязнения продукции. Однако, использование больших оросительных норм для риса (до 30 тыс. куб.м/га) будет способствовать привносу этих радионуклидов в почву чеков.

Данные исследований показывают, что привнос цезия-137 в в почву чеков за 4 послеаварийных года составил 40 мКи/кв.км

(увеличение на 36%), а стронция-90 - 24 мКи/кв.км (увеличение на 133%).

Дальнейшие исследования, которые необходимо продолжить, позволят получить статистически достоверные данные, что позволит сделать долгосрочный прогноз по привносу радионуклидов в почву чеков.

#### Выводы

1. Содержание радионуклидов Чернобыльского выброса в водохранилищах Днепровского каскада при естественных миграционных процессах снижается и составляет: по цезию-137 0,4-0,08 Бк/л, по стронцию-90 - 0,4-0,04 Бк/л.

2. Полив водой р. Днепр увеличил загрязнение хозяйственно-ценной части урожая орошаемых культур в 2-5 раз по цезию-137 и в 2-10 раз по стронцию-90, однако, содержание их невелико и не превышает 2,0 и 0,4 Бк/кг соответственно. Исключение составляет сено люцерны и огурцы - 11 и 1,5 Бк/кг, соответственно, по стронцию-90.

3. Содержание цезия-137 в зерне риса стабилизировалось на уровне 2 Бк/кг (что ниже уровня 1972 года), а содержание стронция-90 увеличивается ежегодно и находится на уровне 0,4 Бк/кг (что находится на уровне 1972 года).

4. За 4 послеаварийные года привнос цезия-137 с поливной водой на почву чеков составил 1480 МБк/кв.км (увеличение на 36%), а стронция-90 - 888 МБк/кв.км (увеличение на 133%).

#### АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ КОРМОПРОИЗВОДСТВА В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ

Акад. ААН Украины Пристер Б. С.,  
Перепельятников Г. П., Ильин М. И.

В условиях радиоактивного загрязнения территории, происшедшего в результате аварии на Чернобыльской АЭС, организация кормовой базы животноводства представляется наиболее важным звеном в производстве сельскохозяйственной продукции, поскольку позволяет уменьшить или полностью исключить поступление радиоактивных веществ человеку уже на начальном этапе цепочки почва - растение - животное - человек.

Ограничение поступления радионуклидов в рацион животных является основным приемом радиационной защиты человека, т.к. вклад молока и мяса в суточное поступление радионуклидов в организм человека с пищей может достигать 90% (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Суточное поступление радиоцезия в организм человека с рационом в Полесье (Лось И.П. и др., 1991)

Продукт питания	Среднее потребление, кг/сутки	Среднее поступление, Бк/сутки	$^{134+137}\text{Cs}$ , %
Молоко	0,800	80,0	81,0
Мясо	0,220	8,0	8,1
Картофель	0,550	5,5	5,6
Овощи	0,250	1,5	1,5
Рыба	0,030	0,9	0,9
Грибы	0,008	1,8	1,9
Хлеб	0,500	1,0	1,0
Всего	2,338	98,7	100,0

Снижение коллективной дозы облучения населения, проживающего на этих территориях, таким образом, может быть достигнуто в результате учета основных закономерностей поступления радионуклидов из почвы в растения, что даст возможность правильно организовать получение кормов на естественных угодьях и рационально разместить культуры на почвах с разными агрохимическими свойствами и уровнями радиоактивного загрязнения.

В организации кормления животных на загрязненной территории значительную проблему представляет получение "чистых" кормов на естественных сенокосах и пастбищах, т.к. на них, в отличие от перепаханных после аварии угодий, миграция радионуклидов и, прежде всего, цезия-137 имеет ряд особенностей.

Во-первых, на естественных лугах основная часть радиоцезия (70-98% в зависимости от типа почвы) по-прежнему находится в дернине - верхнем горизонте почвенного профиля, обогащенном не минерализованной частью растительных остатков, и месте размещения значительной массы корневой системы травянистых растений.

Во-вторых, наличие дернины, в которой концентрация цезия-137 до 14 раз выше, чем в растениях (табл. 2), часто обуславливает повышенное (по сравнению с корневым) поглощение из нее радионуклида травостоем.

Третья особенность миграции радионуклидов на лугах связана с периодическим затоплением большинства этих угодий паводковыми водами. Это обстоятельство способствует не только интенсивному передвижению радионуклидов по почвенному профилю, но и усиленному усвоению цезия-137 луговыми растениями. Так, коэффициенты перехода (КП) цезия-137 из почвы в растения на переувлажненных лугах в 3-8 раз выше, чем на суходольных.

Эта закономерность четко проявилась и в период глобальных выпадений в условиях Прибалтики, где при избыточном увлажнении луговых почв концентрация цезия-137 и стронция-90 в травах была в 7-8 раз выше, чем на умеренно-увлажненных почвах [1].

Наблюдения за цезием-137 глобальных выпадений в условиях Полесья и Мещерской низменности показали, что на однотипных почвах при понижении грунтовых вод от 0,5 до 1,0 м концентрация цезия-137 в растениях уменьшается в 3-10 раз [2].

На миграцию радионуклидов в почве и доступность их растениям оказывает влияние взаимодействие их с почвенно-поглощающим комплексом (ППК). Проведенные исследования показывают, что цезий-137 находится в почвах, как правило, в необменной форме. На дерново-подзолистой почве большая доля стронция-90 находится в обменной форме (85,8%), в то время как на торфяной - не выше 14,1%.

Содержание цезия-137 в кормах, получаемых с естественных угодий, будет во многом зависеть от видового состава растений, преобладающих в травяном покрове луга. Например, на торфяном лугу видовые особенности трав обуславливают различия в накоплении цезия-137 до 23 раз (табл. 3).

Концентрация радионуклидов в кормах определяется множеством факторов и, в результате, даже при одинаковой плотности загрязнения почвы может варьировать в очень широких пределах. Эти различия, как правило, значительно больше из-за неоднородного распределения радиоактивного загрязнения на поверхности почвы, которое в зависимости от условий и природы аварии характеризуется градиентами или пятнистостью.

Т а б л и ц а 2. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в дернине и травостое при плотности загрязнения почвы естественных лугов 1 кБк/кв.м (1988-89 гг.)

Тип почвы	Тип луга	$^{137}\text{Cs}$ Бк/кг возд.-сухой массы	
		дернина	травостой
Лугово-черноземная суглинистая	Пойменный влажный	3,0	0,6
Луговая супесчаная	Суходол нормальный	10-14	2,0-3,0
" "	Пойменный влажный	12-15	8,0-11
Дерново-подзолистая суглинистая	Суходол нормальный	4,0-14	1,0-4,0
Дерново-подзолистая песчаная	" "	40-63	5,0-9,0
" "	Суходол избыточного увлажнения	45-69	13-22
" "	Пойменный влажный	53-75	25-39
Торфяно-глеевая	Торфяный осушенный	77-90	30-45
" "	Торфяный заливной	123-172	58-82
" "	Торфяный низинный	170-198	135-189

Особое значение в связи с этим приобретает дифференцированное складирование и использование кормов.

Радиоактивный цезий сравнительно быстро выводится из организма животных, поэтому в случае откорма их на мясо

Т а б л и ц а 3. Влияние видовых особенностей растений на переход  $^{137}\text{Cs}$  из торфяной почвы естественного луга в надземную фитомассу

Название растений	Фаза роста и развития	КП*
Мятлик луговой ( <i>Poa pratensis</i> L.)	конец цветения	0,59±0,12
Тимофеевка луговая ( <i>Phleum pratense</i> L.)	цветение	0,72±0,10
Осот розовый ( <i>Cirsium arvense</i> L.)	цветение	1,26±0,14
Овсяница луговая ( <i>Festuca pratensis</i> Huds.)	полная спелость колоса	1,80±0,18
Шавель конский ( <i>Rumex confertus</i> Willd.)	созревание семян	3,15±0,22
Подорожник большой ( <i>Plantago major</i> L.)	цветение	3,67±0,19
Горошек мышиный ( <i>Vicia cracca</i> L.)	цветение	3,76±0,29
Триреберник непахучий ( <i>Matricaria perforata</i> M.)	цветение	3,93±0,26
Клевер гибридный ( <i>Trifolium hybridum</i> L.)	цветение	5,04±0,32
Тысячелистник обыкновенный ( <i>Achillea millefolium</i> L.)	цветение	5,48±0,48
Хвощ луговой ( <i>Equisetum pratense</i> Ehrh.)	нарастание стебля	5,52±0,42
Люцерна желтая ( <i>Medicago falcata</i> L.)	цветение	6,06±0,52
Клевер ползучий ( <i>Trifolium repens</i> L.)	цветение	8,09±0,77
Клевер луговой ( <i>Trifolium pratense</i> L.)	цветение	8,37±0,90
Лапчатник гусиный ( <i>Potentilla anserina</i> L.)	выбрасывание цветоноса	11,60±0,92
Лютик ползучий ( <i>Ranunculus repens</i> L.)	нарастание стебля	13,70±0,98

$$* \text{ КП} = \frac{\text{Бк/кг возд.-сухой массы растений}}{\text{кБк / кв.м}}$$

его загрязнение в момент убоя определяется практически только величиной поступления в предубойный период, продолжительность которого составляет всего 2-4 месяца даже для крупного рогатого скота. Скорость выведения цезия-137 из мышечной ткани у молодых животных выше и уменьшается с возрастом. Для экономного расходования "чистых" кормов их следует использовать только для кормления дойных коров или животных мясного направления в предубойный период. Концентрация радионуклида в кормах может быть тем выше, чем больше времени остается до убоя животных.

Практика подтверждает необходимость организации трех стадий откорма: начальной, промежуточной и заключительной. В таблице 4 приведены допустимые значения концентраций

Т а б л и ц а 4. Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в рационе и мышцах крупного рогатого скота на разных стадиях откорма

Стадия откорма	Рацион, кБк/сутки	Мышцы, Бк/кг	
		в начале стадии	в конце стадии
Начальная	74	без ограничений	2960
Промежуточная	33	2960	1300
Заключительная	15	1300	600

Т а б л и ц а 5. Продолжительность стадии откорма крупного рогатого скота, сутки

Стадия откорма	Возраст животных на момент убоя, лет		
	1,5	2,5	2,5-9,0
Начальная	До перевода на промежуточную		
Промежуточная	15	15	30
Заключительная	50	60	60-120

цезия-137 в рационе и мясе крупного рогатого скота на разных стадиях откорма, обеспечивающие в конце заключительной стадии концентрацию нуклида в мясе на уровне, принятом в качестве допустимого в странах ЕЭС, а в таблице 5 приведе-

на рекомендуемая продолжительность откорма с учетом особенностей метаболизма животных [37]. Обычно на заключительной стадии откорма используют корма, получаемые на пашне в кормовом севообороте. На начальной стадии откорма животных можно выпасать на пастбищах с наиболее высоким уровнем загрязнения травостоя.

При наличии в хозяйстве свиней необходимо обеспечить содержание радионуклида в их суточном рационе на уровне 3 кБк [37].

При использовании территории с различной плотностью загрязнения радионуклидами накопление их в урожае растений и поступление в организм животных можно уменьшить путем рационального их размещения. Наибольшую ценность представляют почвы с высоким уровнем естественного плодородия и минимальным уровнем загрязнения. Такие почвы следует использовать под производство кормов для молочного стада. На них следует размещать культуры, способные накапливать большие концентрации стабильных калия и кальция: люцерну, клевер, вику, горох и их смеси со злаковыми травами при использовании на сено, сенаж, силос, травяную муку. На землях с высоким уровнем радиоактивного загрязнения и низким уровнем плодородия следует размещать культуры с низким содержанием К и Са: овес, ячмень, пшеницу, просо, корнеклубнеплоды. При этом необходимо использовать только те части растений, которые накапливают меньше радионуклидов.

При составлении рационов из кормов, полученных при разных уровнях загрязнения угодий, следует придерживаться такого принципа: доля кормов, выращенных на почвах с высокой плотностью загрязнения стронцием-90 и цезием-137 должна быть такой, чтобы она не давала значительного вклада К и Са в рацион, а основную часть минеральных элементов в рацион вносили корма с наименее загрязненных земель.

В таблице 6 приведены приближенные значения плотности загрязнения почв, при которых возможно производство кормов для заключительной стадии откорма. Эти значения рассчитаны с учетом среднего вклада отдельных кормов в рацион.

Принципы использования естественных кормовых угодий с разными уровнями загрязнения приведены в таблице 7.

Т а б л и ц а 6. Предельная плотность загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  при выращивании кормовых культур для использования на заключительной стадии откорма крупного рогатого скота,  $\text{кБк/м}^2$

Культура	Тип почвы		
	торфяно-глеевая осушенная	дерново-подзолистая песчаная	чернозем тяжелосуглинистый
Капуста кормовая (зеленая масса)	15	222	1480
Рапс (зеленая масса)	37	370	2960
Турнепс (зеленая масса)	37	444	1480
Злаковые травы (зеленая масса)	74	740	5920
Бобовые травы (зеленая масса)	37	370	1480
Овес (зеленая масса)	75	1480	5920
Кукуруза на силос	175	1480	5920
Свекла (корнеплоды)	111	740	3700
Ячмень (зеленая масса)	370	1480	5920
Картофель (клубни)	370	1480	5920
Клевер (зеленая масса)	37	333	1480

Т а б л и ц а 7. Рациональное использование естественных кормовых угодий для производства молока и мяса с концентрацией  $^{137}\text{Cs}$  не выше 370 Бк/л и 600 Бк/кг, соответственно

Тип почвы	Тип луга	Плотность загрязнения угодий $^{137}\text{Cs}$ $\text{кБк/кв.м}$		
		до 9,2	9,2-37	38-74   75-185   186-370   371-555
Черноземные; луговочерноземные; темно-серые (суглинистого и глинистого мехсо-става)	Суходол нормальный	Используется без ограничений		
	Суходол избыточного увлажнения	Используется без ограничений		
Дерновоподзолистые; светлосерые (супесчаного и песчаного	Пойменный влажный	Используется без ограничений		
	Суходол нормальный	Используется без ограничений		
то же поверхностного улучшения	то же поверхностного улучшения	Используется без ограничений		
		Используется без ограничений		
то же поверхностного улучшения	то же поверхностного улучшения	Используется без ограничений		
		Используется без ограничений		
Производство кор-	то же поверхностного улучшения	Используется без ограничений		
		Используется без ограничений		

Тип почвы	Тип луга	Плотность загрязнения угодий 137 Cs кБк/кв.м						
		до 9,2	9,2-37	38-74	75-185   186-370   371-555			
Торфяно-глебовая	го увлажнения				ного улучшения	ного улучшения	ного улучшения	мов для начальной стадии откорма
	Пойменный влажный	Используется без ограничений	то же после верхнего улучшения	то же после коренного улучшения	то же после коренного улучшения	Производство кормов для начальной стадии откорма КРС (рекомендуется коренное улучш.)		
	Торфянистый осушенный	Используется без ограничений	то же после коренного улучшения	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			

Проведение мелиорации

Эффективность правильной организации кормовой базы может быть значительно повышена путем применения минеральных удобрений, навоза, извести, сапропелей. Многочисленные опыты на Украине и в Белоруссии, показали, что эффективность таких мелиорантов как гуматы натрия, цеолиты (без предварительной технологической подготовки) не дают ощутимого снижения накопления радионуклидов, и в силу высокой стоимости эти приемы не могут рассматриваться в качестве приемлемых для практики [74].

Технологии применения и действие мелиорантов на пахотных почвах и лугах имеют существенные отличия, и их следует рассматривать отдельно с учетом этих особенностей.

Исходя из общих закономерностей миграции радионуклидов в системе "почва - растение" эффективность мелиорантов должна определяться степенью их влияния на свойства почвы: реакцию почвенного раствора, емкость поглощения катионов, степень насыщенности поглощенного комплекса основаниями, количество обменно поглощенных катионов К и Са и др. В соответствии с этим, максимальная эффективность от внесения мелиорантов наблюдается на низко плодородных почвах, кислых и легких по механическому составу. Наиболее благоприятное влияние на свойства почвы в плане уменьшения перехода радионуклидов в растения могут оказывать: известь (на кислых почвах), навоз и сапропель. Сапропель можно рассматривать как прекрасную природную композицию известковых материалов и органического вещества, причем нейтрализующее действие сапропеля мягче, чем извести; не вызывает возникновения в почве локальных очагов со щелочной реакцией, соединения Са находятся в нем в виде карбонатов или комплексов с органическим веществом. Одним из существенных преимуществ сапропеля является также высокое содержание основных микроэлементов в миграционно активных соединениях и состояниях, что особенно важно в районах Украинского и Белорусского Полесья, да и на других дерново-подзолистых почвах, обедненных микроэлементами в ходе почвообразовательного процесса.

Применение извести является обычным приемом при ведении сельского хозяйства на кислых почвах, однако в условиях радиоактивного загрязнения норма внесения извести должна быть повышена. Многолетние исследования показали, что снижение перехода радионуклидов в растения становится устойчивым

только при внесении извести в дозах 1,5-2,0 нормы, рассчитанной по гидролитической кислотности почвы.

Особенностью применения минеральных удобрений в условиях радиоактивного загрязнения является необходимость изменения традиционных соотношений основных элементов питания, обеспечивающих максимальную биологическую и экономическую эффективность. В условиях радиоактивного загрязнения возникает также необходимость отказаться от применения физиологически кислых солей, в которых азот находится в катионной форме, и его быстрое усвоение растениями приводит к подкислению почвенного раствора.

На почвах с низким содержанием органического вещества внесение азотных удобрений дает наибольшую прибавку урожая и окупаемость, однако оптимальным соотношением питательных веществ (N:P:K) в условиях загрязнения почв радионуклидами цезия является 1:1,5:2,0.

Эффективность мелиорантов и удобрений естественно определяется и видовыми особенностями культур. В таблице 8 приведены значения кратности снижения коэффициента перехода цезия-137 в урожай основных кормовых культур на дерново-подзолистой песчаной почве при внесении удобрений, извести и навоза при предпосевном внесении в почву и перемещении на глубину пахотного слоя путем запашки.

Т а б л и ц а 8. Влияние мелиорантов на переходе  $^{137}\text{Cs}$  в кормовые культуры из дерново-подзолистой песчаной почвы

Варианты опыта	Кратность снижения перехода, раз			
	кукуруза на силос	кормовая свекла	люпин	горох
Без мелиорантов	1,0	1,0	1,0	1,0
Удобрения (N <sub>60</sub> P <sub>90</sub> K <sub>120</sub> )	1,5	1,8	1,1	1,6
Известь (1,5 нормы по гидролитической кислотности)	1,8	2,0	2,7	2,4
Навоз (50 т/га)	1,8	3,7	1,3	1,9
Известь + удобрения	1,8	2,5	2,7	2,5
Навоз + удобрения	2,6	1,8	2,7	2,4
Навоз + известь + удобрения	2,8	2,0	2,7	2,5

Уменьшение коэффициента перехода радионуклида в растения под действием удобрений составляет от 1,1 до 1,8 раза и резко повышается при совместном внесении с мелиорантами. Известь и навоз, вносимые в почву раздельно, обладают примерно одинаковой эффективностью, хотя действие извести несколько выше. Совместное внесение навоза или извести с удобрениями усиливает их влияние на миграцию цезия-137 из почвы в растения: коэффициент перехода радионуклида снижается в 1,8-2,7 раза. Одновременное внесение навоза, извести и удобрений сопровождается незначительным повышением эффекта: от 2,0 до 2,7 раза.

Важно отметить, что действие мелиорантов сохраняется в течение трех лет на практически одном и том же уровне или несколько возрастает, что необходимо учитывать при оценке экономической эффективности проведения мелиорации.

Внесение повышенных, по сравнению с нормой, доз извести снижает накопление в урожае тяжелых металлов - Pb и Cd, однако одновременно с этим понижается доступность для растений важных для их развития микроэлементов - Mn, Zn, Co, Cu и др. В условиях эндемических провинций с низким содержанием микроэлементов, к которым относится и Полесье, это может повлечь за собой повышение заболеваемости растений, животных и человека. Так, например, в результате сплошного известкования почв, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС, в органах и тканях животных значительно понизилось содержание микроэлементов, которое и без того соответствовало нижней границе физиологической нормы.

Применение избыточных доз извести создает условия для распространения возбудителей болезней растений; особенно легко при этом поражаются культуры, которые предпочитают кислые почвы - лен, картофель и другие.

Эффективность химических мелиорантов на луговых почвах значительно выше, чем на пашне. Это объясняется тем, что при коренном улучшении лугов содержащий радионуклиды слой перемещается ниже корнеобитаемого, а мелиоранты вносятся в верхние "чистые" слои почвы, создавая благоприятные условия для развития корней, отвлекая их таким образом от проникновения в "грязные" слои. Качество оборота пласта дернины во многом определяет эффект от внесения мелиорантов.

только при внесении извести в дозах 1,5-2,0 нормы, рассчитанной по гидролитической кислотности почвы.

Особенностью применения минеральных удобрений в условиях радиоактивного загрязнения является необходимость изменения традиционных соотношений основных элементов питания, обеспечивающих максимальную биологическую и экономическую эффективность. В условиях радиоактивного загрязнения возникает также необходимость отказаться от применения физиологически кислых солей, в которых азот находится в катионной форме, и его быстрое усвоение растениями приводит к подкислению почвенного раствора.

На почвах с низким содержанием органического вещества внесение азотных удобрений дает наибольшую прибавку урожая и окупаемость, однако оптимальным соотношением питательных веществ (N:P:K) в условиях загрязнения почв радионуклидами цезия является 1:1,5:2,0.

Эффективность мелиорантов и удобрений естественно определяется и видовыми особенностями культур. В таблице 8 приведены значения кратности снижения коэффициента перехода цезия-137 в урожай основных кормовых культур на дерново-подзолистой песчаной почве при внесении удобрений, извести и навоза при предпосевном внесении в почву и перемещении на глубину пахотного слоя путем заделки.

Т а б л и ц а 8. Влияние мелиорантов на переходе  $^{137}\text{Cs}$  в кормовые культуры из дерново-подзолистой песчаной почвы

Варианты опыта	Кратность снижения перехода, раз			
	кукуруза на силос	кормовая свекла	люпин	горох
Без мелиорантов	1,0	1,0	1,0	1,0
Удобрения (N <sub>60</sub> P <sub>90</sub> K <sub>120</sub> )	1,5	1,8	1,1	1,6
Известь (1,5 нормы по гидролитической кислотности)	1,8	2,0	2,7	2,4
Навоз (50 т/га)	1,8	3,7	1,3	1,9
Известь + удобрения	1,8	2,5	2,7	2,5
Навоз + удобрения	2,6	1,8	2,7	2,4
Навоз + известь + удобрения	2,8	2,0	2,7	2,5

Уменьшение коэффициента перехода радионуклида в растения под действием удобрений составляет от 1,1 до 1,8 раза и резко повышается при совместном внесении с мелиорантами. Известь и навоз, вносимые в почву отдельно, обладают примерно одинаковой эффективностью, хотя действие извести несколько выше. Совместное внесение навоза или извести с удобрениями усиливает их влияние на миграцию цезия-137 из почвы в растения: коэффициент перехода радионуклида снижается в 1,8-2,7 раза. Одновременное внесение навоза, извести и удобрений сопровождается незначительным повышением эффекта от 2,0 до 2,7 раза.

Важно отметить, что действие мелиорантов сохраняется в течение трех лет на практически одном и том же уровне или несколько возрастает, что необходимо учитывать при оценке экономической эффективности проведения мелиорации.

Внесение повышенных, по сравнению с нормой, доз извести снижает накопление в урожае тяжелых металлов - Pb и Cd, однако одновременно с этим понижается доступность для растений важных для их развития микроэлементов - Mn, Zn, Co, Cu и др. В условиях эндемических провинций с низким содержанием микроэлементов, к которым относится и Полесье, это может повлечь за собой повышение заболеваемости растений, животных и человека. Так, например, в результате сплошного известкования почв, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС, в органах и тканях животных значительно понизилось содержание микроэлементов, которое и без того соответствовало нижней границе физиологической нормы.

Применение избыточных доз извести создает условия для распространения возбудителей болезней растений; особенно легко при этом поражаются культуры, которые предпочитают кислые почвы - лен, картофель и другие.

Эффективность химических мелиорантов на луговых почвах значительно выше, чем на пашне. Это объясняется тем, что при коренном улучшении лугов содержащий радионуклиды слой перемещается ниже корнеобитаемого, а мелиоранты вносятся в верхние "чистые" слои почвы, создавая благоприятные условия для развития корней, отвлекая их таким образом от проникновения в "грязные" слои. Качество оборота пласта дернины во многом определяет эффект от внесения мелиорантов.

Обычно на лугах проводят комплексные мероприятия - поверхностное или коренное улучшение. Поверхностное улучшение естественных лугов включает комплекс мероприятий, способствующих повышению продуктивности и качества травостоя путем оптимизации условий роста трав и снижающих содержание в травостое радионуклидов. Его применяют, как правило, на малосвязных песчаных почвах и в других случаях, когда нельзя проводить перепашку луга из-за угрозы эрозии или когда в составе травостоя еще сохранилось до 50% ценных бобовых и злаковых трав.

В зависимости от конкретных экологических условий и состава естественного травостоя поверхностное улучшение луга может включать: расчистку от древесно-кустарниковой растительности с выравниванием поверхности; регулирование и улучшение водного режима почвы путем отведения поверхностных и застойных вод, кротового дренажа, шелевания, орошения; уход за дерниной и травостоем путем очистки от прошлогодней травы боронованием, подсевом трав на лугах с изреженным травостоем, при этом выжигание сухой травы запрещается; борьба с сорняками путем подкашивания до образования семян; проведение известкования и внесение удобрений.

Известь, как правило, вносят в норме 1,0-1,5 по гидролитической кислотности, причем на кислых почвах рекомендуется ее заделка в почву. Известь можно вносить поверхностно без нарушения дернины, однако меньшими дозами из расчета 1,0-1,2 т/га через каждые 2-3 года.

При поверхностном улучшении необходимо использовать легкорастворимые формы минеральных удобрений. На затопляемых лугах удобрения вносят только после схода воды. На суходольных угодьях фосфорные и калийные удобрения лучше вносить осенью, а азотные - весной.

Дозы удобрений устанавливают в зависимости от содержания подвижных форм питательных веществ в почве, составе травостоя, рельефа, мехсостава почвы и других факторов. Фосфорные и калийные удобрения в начальный период на слабообеспеченных этими элементами почвах лучше вносить в повышенных дозах из расчета 120-180 кг/га действующего вещества, что способствует снижению перехода радионуклидов в травостой в 1,5-2,0 раза. Через несколько лет, когда почва обогатится подвижными формами фосфора и калия, можно перейти к оптимальным дозам (90-120 кг/га действующего вещества).

Азотные удобрения в условиях радиоактивного загрязнения необходимо вносить в умеренных дозах - 60-90 кг/га д.в., лучше двумя частями по половине дозы весной и после первого укоса.

Для повышения эффективности действия мелиорантов на связных почвах естественную дернину рекомендуется прорезать тяжелыми дисками, выравнивая их звенья в прямую линию.

Подсев трав при поверхностном улучшении проводят в ненарушенную дернину рано весной с помощью однодисковой зерновой или стерневой сеялки при норме высева семян 50% от полной, а на очень изреженных лугах 75-100%. Имеется и другой способ подсева трав, когда дернину дискуюют, вносят удобрения, а подсев проводят обычной зернотравяной сеялкой. Этот способ имеет ряд преимуществ. И его можно применять весной и летом.

Коренное улучшение является одним из наиболее эффективных способов повышения продуктивности естественных кормовых угодий и в полевых опытах позволяет снизить поступление радионуклидов из почвы в луговые травы до 16 раз (табл. 9).

Т а б л и ц а 9. Влияние мелиоративных мероприятий на коэффициенты перехода (КП)  $^{137}\text{Cs}$  в травостой из почвы торфянистого луга

Мероприятия	КП = $\frac{\text{Бк/кг возд.-сух. массы растений}}{\text{кБк/кв.м}}$		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
N <sub>60</sub>	17,5	39,1	-2,2
P <sub>90</sub>	17,5	30,4	-1,7
K <sub>120</sub>	17,5	5,9	3,0
Навоз, 50 т/га	17,5	13,1	1,3
N <sub>60</sub> P <sub>90</sub> K <sub>120</sub>	17,5	13,8	1,3
N <sub>60</sub> P <sub>90</sub> K <sub>120</sub> + известь	17,5	4,3	4,1
Коренное улучшение	71,0	4,3	16,5

В производственной практике эффективность снижения, как правило, не превышает 2-4 раз, что определяется, прежде всего, качеством оборота пласта дернины.

Эффективность коренного улучшения обеспечивается уничтожением естественного малопродуктивного травостоя и созданием нового, более продуктивного, заделкой дернины, загрязненной радионуклидами, глубже основной массы корней и формированием новой, менее загрязненной. Захоронение загрязненного слоя почвы на глубину 5 см уже снижает содержание цезия-137 в травостое в 1,4 раза, а коренное улучшение естественного сенокоса на торфяно-глеевой почве осушенного торфяника привело к снижению содержания радионуклида в травостое в 2-16 раз, в зависимости от сочетания доз извести и удобрений.

Коренное улучшение проводят, как правило, на угодьях с вырожденным травостоем и сильно заросших кустарником или покрытых большим количеством кочек. Однако этот прием нельзя применять на легких песчаных почвах, на крутых склонах (более 7°), а также в долинах рек, чтобы не вызывать ускорение эрозии верхнего слоя почвы, загрязненного радионуклидами. При коренном улучшении естественных кормовых угодий вначале расчищают участок от древесно-кустарниковой растительности и кочек.

Первичную обработку дернины осуществляют тяжелыми дисковыми боронами в 2-3 следа. Слабозадерненные луга пахут обычными плугами с полувинтовыми корпусами на глубину 18-20 см, а сильно задерненные и луга на торфяно-болотных почвах - кустарниково-болотным плугом на глубину 30-35 см, а на осушенных болотах - до 40-45 см.

Перед посевом трав проводят фрезерование почвы: первый раз на глубину 10-12 см, а второй раз - через 10-15 дней на глубину 18-20 см, после чего проводят прикатывание тяжелыми водоналивными катками. Посев трав при коренном улучшении естественных кормовых угодий можно проводить сразу же после уничтожения естественной дернины и соответствующей подготовки почвы (ускоренное залужение). Если естественная дернина не поддается указанной обработке, очень мощная и с кочками, то в этом случае вводят полевой период путем посадки картофеля, посева однолетних трав, кукурузы, кормовой свеклы и только через 2-3 года проводят весенний подпосев или летний беспокровный посев смеси многолетних трав.

Как и при поверхностном улучшении, в начальный период на малоплодородных почвах естественных кормовых угодий необходимо применять повышение дозы фосфора и калия из расчета 180-200 кг/га и умеренные дозы азота (40-60 кг/га) для снижения поступления радионуклидов из почвы в луговые травы.

Известь и удобрения во время ускоренного залужения вносят после вспашки во время дискования или фрезерования. При залужении с предварительным полевым периодом известь вносят под однолетние культуры, а под луговые травы - в год их посева после уборки предшественника.

Учитывая, что многолетние травы имеют очень мелкие семена и сильно реагируют на глубину заделки, почва перед посевом должна быть хорошо обработана и выровнена.

Применение мелиорантов в сочетании с улучшением лугов на торфяниках обеспечивает высокую эффективность (табл. 10), которая в значительной мере определяется дозами и соотношением минеральных удобрений. Азотные удобрения существен-

Т а б л и ц а 10. Влияние внесения мелиорантов при коренном улучшении луга на переход  $^{137}\text{Cs}$  в травостой из торфяной почвы

Варианты эксперимента	Снижение концентрации цезия-137 в траве, раз
1	2
Неулучшенный луг	1,0
Контроль <sup>x</sup>	4,0
N <sub>60</sub>	1,8
N <sub>60</sub> + известь 1 норма по г.к. <sup>xx</sup>	1,5
N <sub>120</sub>	2,9
P <sub>90</sub>	2,3
P <sub>90</sub> + известь 1 норма по г.к.	3,9
K <sub>120</sub>	12,0
K <sub>120</sub> + известь 1 норма по г.к.	14,4
N <sub>60</sub> P <sub>90</sub>	3,0
N <sub>60</sub> K <sub>120</sub>	4,5

Продолжение табл. 10

1	2
$P_{90} K_{120}$	13,4
$N_{60} P_{60} K_{60}$	5,4
$N_{60} P_{60} K_{60} +$ известь 1 норма по г.к.	2,4
$N_{60} P_{60} K_{60} +$ известь 1,5 нормы по г.к.	3,5
$N_{60} P_{90} K_{120}$	5,1
$N_{60} P_{90} K_{120} +$ известь 1 норма по г.к.	16,5
$N_{120} P_{60} K_{60} +$ известь 1 норма по г.к.	3,4
$N_{60} P_{150} K_{60} +$ известь 1 норма по г.к.	4,2
$N_{60} P_{60} K_{180} +$ известь 1 норма по г.к.	5,7
$N_{120} P_{120} K_{120} +$ известь 1 норма по г.к.	6,6

x улучшение луга без внесения мелиорантов  
 xx гидролитическая кислотность почвы

но снижают эффективность всего комплекса мероприятий и могут привести даже к повышению накопления цезия-137 в биомассе трав.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Ш а л а е в а Т. В. Радиоэкологическая характеристика основных компонентов растительного покрова лугов и пастбищ. Изв. АН Латв. ССР 1971, № 11, с. 41-46.

2. М а р е й А. Н., Б а р х у д а р о в Р. М., Н о в и к о в а Н. Я. Глобальные выпадения. Цезий-137 и человек. М., Атомиздат, 1974, с. 168.

3. А с т а ш е в а Н. П., Р о м а н о в Л. М. Радиоактивная загрязненность продуктов животноводства в УССР и возможности ее снижения. Тез. докл.: Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: Итоги, проблемы и перспективы. Обнинск, 1991, т. 1., с. 135.

4. П р и с т е р Б. С., Л о щ и л о в Н. А., Н е м е ц О. Ф., П о я р к о в В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Киев, Урожай, 1991, с. 471.

#### ОЦЕНКА НАКОПЛЕНИЯ Cs-137 В УРОЖАЕ РАСТЕНИЙ В УСЛОВИЯХ ПРИМЕНЕНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ

К а л а ш н и к о в а З. В., П е р е п е л я т н и к о в Г. П., М е д я к Р. В.

В связи с необходимостью решения вопросов об использовании земель, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, в настоящее время проводится поиск агротехнических и мелиоративных приемов, снижающих поступление радионуклидов в растения. В этом плане определенный интерес представляют вопросы использования микроэлементов, что связано с рядом причин. Во-первых, известно, что некоторые типы почв в районах, загрязненных радионуклидами, особенно в Нечерноземной зоне имеют низкую концентрацию микроэлементов, в результате чего создается их дефицит в растениях (1). Во-вторых, 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 и калийных удобрений, известкование почв сдвигает ионное равновесие почвенного раствора в сторону, неблагоприятную для поглощения растениями микроэлементов (2). В-третьих, применение микроэлементов в растениеводстве относится к мероприятиям, которые сохраняют или увеличивают плодородие почвы, повышают урожайность и качество растениеводческой продукции, и, как правило, одновременно способствуют уменьшению перехода радиоактивных веществ из почвы в растения (3).

Вопросы взаимодействия микроэлементов и радионуклидов на разных этапах их транспорта из почвы в растения до настоящего времени мало изучены. Проведенные исследования показали наличие эффекта воздействия от применения микроэлементов на уровень содержания радионуклидов в растениях. Так, в работе (3) показано, что внесение Cu, Li, Zn в почву на фоне полного минерального удобрения приводило к снижению содержания Cs-137 в растениях. Полученные результаты свидетельствуют о целесообразности дальнейшего исследования этого вопроса.

Несмотря на то, что основным способом применения микроэлементов принято считать внесение их с минеральными удоб-

рениями, широкое распространение получил такой прием как предпосевная обработка семян растений, т.к. он более экономичен, а по эффективности почти не уступает первому способу.

В настоящем сообщении рассматриваются вопросы влияния обработки семян растений микроэлементами на поступление Cs-137 в урожай на фоне проведения мероприятий, направленных на снижение поступления радионуклидов в растениях, а именно: известкование почвы и внесение сапропеля. Объекты исследования: люпин сорт Мотив 369 и овес сорт Львовский 78. Семена люпина обрабатывались перед посевом растворами таких микроэлементов: Mn, Co, Mo, B, Cu, Zn, а семена овса - Cu, Mn, Cu+Mn, Zn.

Исследования проводились в условиях вегетационного опыта в сосудах емкостью 5 кг на двух типах почвы: дерново-подзолистой супесчаной и торфянистой. Концентрация Cs-137 в первом типе почвы составляла  $5,47E-8$  ки/кг, во втором  $9,16E-8$  ки/кг.

Урожай люпина убирали в фазу цветения, овса в фазу выхода в трубку и полной спелости. Растения высушивали при  $t = 60^{\circ}C$ . В сухой массе растений определяли содержание Cs-137 ки/кг сухой массы на приборе LP 4900 B Multichannel Analyser.

На таблицах 1, 2, 3, представлены результаты проведенных исследований. Накопление Cs-137 в растениях изучалось на дерново-подзолистой супесчаной почве, произвесткованной в дозе 1,5 гидrolитической кислотности (Hr) (вариант 1), на дерново-подзолистой супесчаной почве с внесенным сапропелем в дозе 150 т/га (вариант 2), на торфянистой почве с внесенным сапропелем в дозе 150 т/га (вариант 3).

Результаты проведенных исследований показали, что достоверное снижение величины коэффициентов накопления (Кн ки/кг) Cs-137 по сравнению с контролем под влиянием микроэлементов у люпина наблюдалось на обоих типах почвы в вариантах с применением сапропеля. В первом случае (почва дерново-подзолистая) снижение Кн отмечалось под влиянием B и Zn в 2,1-1,7 раза соответственно. Во втором случае (торфянистая почва) - под влиянием Zn в 3,3 раза (табл. 1). Однако, тенденция к снижению содержания Cs-137 в растениях люпина при действии микроэлементов отмечена и в других вариантах на обоих типах почвы при применении разных мелиорантов. Так, в варианте 1 снижение накопления Cs-137

в урожае люпина наблюдалось также под влиянием Mo, Mn, B в 1,5-1,8 раза. В варианте 2, кроме B и Zn, Mn также снижал величину Кн в 1,4 раза. В варианте 3 следует отметить действие Mo, Mn, Cu снижение величины Кн по сравнению с контрольными значениями составило 1,4-1,7 раза.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что действие микроэлементов на содержание Cs-137 в урожае люпина неоднозначно и находится в зависимости от типа почвы и вида мелиоранта. Один и тот же микроэлемент на разных типах почвы, а также в зависимости от проведенных мелиоративных мероприятий может дать различный эффект. Из испытанных микроэлементов наиболее эффективное воздействие на поступление Cs-137 оказывали B, Zn, Mn и Mo. Совершенно отсутствует снижение содержания Cs-137 в урожае люпина под влиянием Co.

Т а б л и ц а 1. Влияние микроэлементов на накопление Cs-137 в урожае вегетативной массы люпина

Вариант	Коэффициент накопления		
	1	2	3
фон	5,0	7,8	0,26
фон+Co	5,1	8,9	0,25
фон+Mo	НСР 6,9	НСР 4,6	НСР 0,17
фон+Mn	НСР 3,3	НСР 9,1	НСР 0,16
фон+B	НСР 6,4	НСР 3,1	НСР 0,18
фон+Cu	НСР 3,5	НСР 5,6	НСР 0,17
фон+Zn	НСР 5,6	НСР 3,2	НСР 0,16
фон+Mn	НСР 2,8	НСР 3,8	НСР 0,23
фон+B	НСР 5,4	НСР 2,3	НСР 0,18
фон+Cu	НСР 4,3	НСР 6,5	НСР 0,15
фон+Zn	НСР 5,8	НСР 2,9	НСР 0,18
фон+Mn	НСР 7,1	НСР 4,5	НСР 0,08
фон+Zn	НСР 5,3	НСР 2,5	НСР 0,15

П р и м е ч а н и е: НСР дана для 95% уровня вероятности

Величина Кн Cs-137 в урожае вегетативной массы овса, убранный в фазу выхода в трубку, существенно не изменялась

Т а б л и ц а 2. Влияние микроэлементов на накопление Cs-137 в урожае вегетативной массы овса (фаза - выход в трубку)

Вариант	Коэффициент накопления		
	1	2	3
фон	7,4	11,0	0,50
фон+Cu	5,6	8,9	0,53
	НСР 4,5	НСР 6,4	НСР 0,34
фон+Mn	6,9	8,1	0,29
	НСР 3,2	НСР 6,5	НСР 0,26

П р и м е ч а н и е: НСР дана для 95% уровня вероятности

Т а б л и ц а 3. Влияние микроэлементов на накопление Cs-137 в урожае вегетативной массы овса (фаза - полная спелость)

Вариант	Коэффициент накопления		
	1	2	3
фон	5,5	6,4	0,51
фон+Cu	4,3	6,8	0,35
	НСР 2,3	НСР 2,5	НСР 0,34
фон+Mn	4,6	5,5	0,26
	НСР 1,8	НСР 3,7	НСР 0,37
фон+Zn	3,4	5,1	0,32
	НСР 2,3	НСР 1,8	НСР 0,25
фон+Cu + Mn	4,2	4,6	0,29
	НСР 3,0	НСР 2,1	НСР 0,25

П р и м е ч а н и е: НСР дана для 95% уровня вероятности

под влиянием применения микроэлементов, однако тенденция к снижению содержания радионуклида при действии некоторых элементов имела место (табл. 2).

Так, в варианте 1 под влиянием Cu величина Кн уменьшалась в 1,3 раза, в варианте 2 при действии Cu и Mn - в 1,2-1,4 раза, в варианте 3 в опытах с Mn - 1,7 раза.

При уборке урожая овса в фазу полной спелости также наблюдалась тенденция к снижению содержания Cs-137 при воздействии микроэлементов на семена, причем она в большей степени выражена в варианте 3 по сравнению с вариантами 1 и 2 (табл. 3). Так, если в первых двух вариантах величина Кн Cs-137 снизилась в 1,2-1,6 раза по сравнению с контролем, то в варианте 3 это снижение составило 1,5-2,0 раза. Наибольший эффект достигнут при применении Mn и Zn.

Для того, чтобы проследить как проявляется воздействие микроэлементов на поступление радионуклида в растения на ранних этапах развития, нами был проведен опыт с проростками на дерново-подзолистой супесчаной почве без внесения мелиорантов. Концентрация Cs-137 в почве  $5,4E-8$  кп/кг. Были изучены 3 вида культур, семена которых обрабатывались микроэлементами. Положительное действие испытанных микроэлементов на эти растения показано на практике [4]. Растения убирали через 30 дней после появления всходов.

Данные, представленные на таблице 4, показывают, что у ячменя не отмечено эффекта снижения содержания Cs-137 под влиянием микроэлементов.

У кукурузы из трех видов примененных микроэлементов эффект наблюдался только при действии Zn, снижение Кн составило 1,3 раза, у гороха под влиянием В снижение Кн - в 1,4 раза. Следовательно, на начальных этапах развития растений, несмотря на то, что в опытах были использованы другие культуры, проявлялся аналогичный эффект воздействия Zn и В на накопление Cs-137 в урожае растений.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что действие микроэлементов на накопление Cs-137 в урожае растений находится в зависимости от типа почвы и вида мелиоранта. Наблюдались определенные закономерности действия микроэлементов на накопление Cs-137 в урожае растений. Не показано влияние Со на величину содержания Cs-137 в растениях, слабо проявлялось действие меди. Наиболее эффек-

Т а б л и ц а 4. Накопление Cs-137 в проростках некоторых культур после обработки семян микроэлементами

Культура	Вариант	Коэф. накопления
Ячмень	Контроль	2,8
	Cu	3,6
	Mo	3,1
	Co	2,9
	Cu+Mo+Co	4,6
Кукуруза	Контроль	3,6
	Cu	3,7
	B	3,2
	Zn	2,7
	Cu+Zn+B	3,8
Горох	Контроль	2,8
	Mo	2,4
	Co	2,3
	B	2,0
	Mo + Co + B	1,3

тивным оказалось действие Zn и B, а также Mn и Mo. Однако, даже в случае максимального воздействия микроэлементов величина снижения Кн не превышала 3х раз по сравнению с контролем. Опыты, проведенные на проростках, показали, что действие микроэлементов на накопление Cs-137 проявлялось уже на начальных этапах развития, причем оно неравнозначно для разных микроэлементов. Наибольший эффект отмечен при применении Zn и B, что, учитывая данные полученные по овсу и люпину, позволяет высказать предположение о специфическом действии этих элементов на процессы поступления радионуклидов в растения, начиная с начальных этапов развития.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Микроэлементы в почвах СССР. Под ред. В л а с ю к П. А. Киев, Наукова думка, 1964.
2. Сельскохозяйственная радиэкология. Под ред. А л е к с а х и н а Р. М., К о р н е е в а Н. А. Москва, Экология, 1991.

3. Б е р б о в и к о в а Е. А., Г р и с ю к С. Н. и др. Влияние микроэлементов на накопление Cs-137 и Sr-90 в растениях овса и люпина. Тез. докл. 3-й Всесоюзной конференции по сельскохозяйственной радиологии. т. 1 Обнинск, 1990, с. 83.

4. А н с п о к П. И. Микроудобрения. Ленинград ВО Агропромиздат, 1990.

#### ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И ПЕРЕХОД ИХ В РАСТЕНИЕ В ЗОНЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

П р и с т ё р Б. С., П е р е п е л я т н и к о в а Л. В., О м е л ь я н е н к о Н. П.

Важнейшими задачами радиэкологии являются изучение закономерностей миграции радионуклидов в почвах и геохимических ландшафтах и поведения их в системе почва - растение /1, 4/.

Опыт ликвидации последствий наиболее крупных радиационных аварий: пожара и разгерметизации экспериментального реактора в Уиндскейле (1957 г., Великобритания), взрыва емкости для хранения радиоактивных отходов в Челябинске (1957 г.), разгерметизации активной зоны энергетического реактора на АЭС "Три Майл Айленд" (1979 г., США) - показал, что решение главной задачи - обеспечение безопасности населения и окружающей среды - определяется возможностью уже на самых первых этапах развития аварии предсказания динамики формирования радиационной обстановки и последствий распространения радиоактивности /1, 3, 4/.

Особую остроту проблема прогнозирования близких и отдаленных последствий и планирования противоаварийных мероприятий приобрела после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., масштабы которой вышли за пределы локальной аварии и переросли в глобальную.

Радиационный мониторинг почв в зоне радиоактивного загрязнения должен пониматься, таким образом, шире чем определение пространственного распределения радиоактивного вещества, и должен включать оценку интенсивности вовлечения радионуклидов в процессы водной и ветровой эрозии, вертикального перемещения их в почвах и доступности для естественных и культурных растений.

Комплексный мониторинг почв зоны ЧАЭС начат в 1987 г. На водосборах р. Припять Ш-1У порядков организованы стационары, на которых заложены профили-трансекты, проходящие через основные элементы ландшафта. На водоразделах, склонах и в днищах ложбин изучается вертикальное распределение радионуклидов путем послойного отбора проб, организованы стоковые площадки площадью от 100 до 500 кв.м, в стандартных сечениях плотин которых установлены расходомеры типа Валдай, сборники жидкого и твердого стока. Для оценки параметров дефляции установлены щелевые пылеуловители Барнольда (отбор пыли до высоты 1 м с шагом 0,1 м), сухие планшеты с тканью Петрянова на поверхности почвы и на высоте 1 м и кюветы с почвой (чернозем оструктуренный) и песком вровень с поверхностью. Исследования проводятся одновременно на залежных и целинных территориях и на пашне, обрабатываемой разными орудиями. На экспериментальных площадках установлены также лизиметры и пробурены скважины для отбора грунтовых вод, залегающих на глубинах от 1.5 до 12.5 м.

В настоящей работе рассмотрены некоторые данные, полученные на стационарах около с. Копачи (удаление 4-6 км от аварийного блока) и с. Залесье (удаление 18-20 км), позволяющие провести сравнительную оценку роли водной и ветровой эрозии в переносе радионуклидов. Стационары расположены на территории моренно-водно-ледниковой равнины, переходящей в надпойменную террасу р. Припять. Средняя крутизна склонов 3-5 градусов. Около 20% площади занимают западины, овраги и балки. Плотность загрязнения почвы стационара у с. Копачи составляет от 0,64 до 3,7 ТБк/кв.м-2 по Cs-137 (начальная плотность загрязнения суммой радионуклидов в 1986 г. составляла 20-40 ТБк/кв.м-2), стационара у с. Залесье 0,16-0,50 ТБк/кв.м-2 по Cs-137.

Распределение радионуклидов по вертикальному профилю почв по осредненным данным наблюдений в период 1987-1989 гг. хорошо описывается двухкомпонентной экспоненциальной зависимостью вида:  $S_x = C_0/a_1 \exp(-1X) + a_2 \exp(-2X)$ , где  $C_0$  и  $S_x$  - концентрация нуклида в поверхностном слое и на глубине  $X$  (Бк/кг-1); 1 и 2 - постоянные скорости заглубления фракций радионуклидов (см-1), доля которых в поверхностном слое составляет  $a_1$  и  $a_2$  соответственно.

Различия в скорости движения на разных глубинах могут

Т а б л и ц а 1. Распределение радионуклидов по профилю почвы и степень извлечения их различными десорбентами

Глубина на образцах, см	Содержание % от запаса в слое 0-30 см		Извлечено, % от содержания в слое								
	Sr-90	Cs-137	Sr-90				Cs-137				
0-5	91.5	98.94	0.1	13.7	30.7	41.0	100	0.13	5.5	9.3	100
5-10	5.2	0.33	3.6	44.1	76.2	66.4	100	Нет	20.3	21.1	100
10-15	1.7	0.23	6.6	53.2	97.4	48.9	100		12.5	17.1	100
15-20	1.1	0.17	5.6	35.9	99.1	58.2	100		10.4	20.9	100
20-25	0.4	0.17	9.7	52.7	96.4	43.2	100		5.9	19.4	100
25-30	0.1	0.16	24.0	44.0	88.0	49.2	100		Нет		100

быть объяснены нахождением радионуклидов в разных формах, различающихся по скорости миграции, либо различиями в подвижности обменных форм радионуклидов в разных генетических горизонтах. Исследование прочности связи Cs-137 и Sr-90 на различных глубинах подтверждает положение о большей подвижности форм радионуклидов, проникших на глубину 5-20 см.

Особенно четко эти различия проявляются при десорбции радионуклидов сравнительно мягкими десорбентами - водой, 1 н. растворами  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  и  $\text{HCl}$ : с глубиной степень извлечения нуклидов цезия и стронция возрастает в несколько раз (табл. 1). Подвижность Sr-90 выше, чем Cs-137: из слоя 0-5 см в нижележащие слои мигрировало 8,5% Sr-90 и 1,1% Cs-137. Координата центра запаса Sr-90 в 1989 г. в исследуемых профилях почв составила 5-8 см, а Cs-137 - 3-5 см.

Анализ кажущихся коэффициентов диффузии, значения которых (кв.смжс-1) составили для Cs-137 (3-4) \* 10-8 в слое 0-5 см и (2-5) \* 10-7 в слое 5-20 см, показывает, что в верхних слоях почвенного профиля скорость миграции нуклида близка к диффузионной / (1-8) \* 10-8 кв.смжс-1, а в слое 5-10 см значительно превышает ее и приближается к скорости конвекционного переноса. Значения диффузионных коэффициентов (Дк) для Sr-90, соответствующие двум экспонентам, составили в среднем 3.2 \* 10-7 в слое 0-15 см и 7 \* 10-6 кв.смжс-1 в слое 15-30 см. Таким образом, скорость миграции стронция близка к скорости конвективного переноса [4, 5] и существенно превосходит скорость диффузии на протяжении всего профиля.

Отмеченные закономерности миграции радионуклидов в вертикальном направлении носят общий характер для всех изученных элементов ландшафта. Преобладание роли конвективного переноса нуклидов с током воды над свободной диффузией подтверждают данные о концентрации радиоактивного цезия в лизиметрических, грунтовых и поверхностных водах, собранных на сопряженных по стоку элементах ландшафта (табл. 2). В лизиметрических водах концентрация радионуклида изменяется в период снеготаяния и осадков высокой интенсивности, закономерные же различия между концентрацией в разных элементах ландшафта по рассматриваемому параметру четко не проявляются.

В хвойном лесу концентрация Cs-137 в лизиметрических водах длительное время остается весьма высокой, очевидно из-

Т а б л и ц а 2. Концентрация Cs-137 в лизиметрических и грунтовых водах (Бк\*л-1) в зоне отселения ЧАЭС

Место расположения лизиметра, стоковой площадки	1987 г.				1988 г.				1989 г.					
	осень		лето		весна		осень		зима		весна		лето	
	зим	лет	зим	лет	зим	лет	зим	лет	зим	лет	зим	лет	зим	лет
Плато, залежь	27,5	4,8	4,8	10,4	0,4	0,4	0,4	0,4	1,1	6,3	1,1	6,3	1,1	6,3
Северный склон, залежь	11,5	133,2	27,8	407,0	17,8	1,9	1,9	1,9	4,4	6,7	4,4	6,7	4,4	6,7
Южный склон, залежь	240,5	27,8	27,8	1,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Пойма р.Уж, целина	8,1	22,6	22,6	70,3	0,7	1,5	1,5	1,5	0,7	1,1	0,7	1,1	0,7	1,5
Стационар "Копачи"	81,4	666,1	1887,0	5,2	66,6	188,7	37,0	16,7	16,7	48,1	16,7	48,1	16,7	48,1
Плато, сосновый лес	629,0	443,9	629,0	4,8	103,8	244,2	1,5	1,1	1,5	1,1	1,5	1,1	1,5	1,1
Пойма р.Припять, целина	244,2	1036,0	407,0	25,9	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Южный склон, залежь														

Л и з и м е т р и ч е с к и е   в о д ы

Стационар "Залесье"

Место расположения лизиметра, стоковой площадки	1987 г.		1988 г.				1989 г.			
	осень		зима	весна	лето	осень	зима	весна	лето	осень
Северный склон, залежь	66.6	1739.1	851.0	35.9	1.5	6.7	Сл.	0.7		

Грунтовые воды

Станция "Залесье"

Плато	1.1	-	1.5	19.6	35.9	2.2	0.7	1.5
Берег ложбины	3.7	-	4.4	2.2	1.5	0.7	4.8	1.1
Тальвег ложбины	1.2	-	1.9	40.7	1.5	2.6	1.9	1.1

за интенсивного выщелачивания кислыми органическими экстрагентами, образующимися при разложении опада. Суммарное количество радионуклида, вымытого из верхнего слоя (0-10 см) почвы, составляет 3.5-6.3% от общего содержания в профиле в зависимости от крутизны и экспозиции склона на старопашотных залежных почвах и достигает 15% под лесом. Однако в грунтовые воды проникает далеко не все количество радионуклидов, вымытое из верхних горизонтов, так как концентрация в грунтовых водах, как правило, на порядок величин ниже, чем в лизиметрических.

Полученные данные позволили оценить период самоочищения почв, значения которого для Cs-137 составили около 10 лет под хвойным лесом и 30 лет на залежи, а эффективный период самоочищения с учетом радиоактивного распада составляет 7 и 17 лет, соответственно. Скорость очищения верхних слоев почвы от Sr-90 в среднем в 2 раза выше, чем Cs-137.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексехин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.
2. Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Новичка М. А. и др. Прогнозирование вторичного радиоактивного загрязнения рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской атомной станции /Метеорология и гидрология. 1989. № 2. С. 5-12.
3. Никипелов Б. В., Романов Г. Н., Булдаков Л. А. и др. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. // Атомная энергия. 1989. Т. 67. Вып. 2. С. 74-80.
4. Пристер Б. С., Лошилов Н. А., Немец О. Ф., Поярков В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Киев: Урожай, 1988. 256 с.
5. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 99 с.

## ЭРОЗИОННЫЕ ПРОЦЕССЫ КАК ФАКТОР ВТОРИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИЙ РАДИОНУКЛИДАМИ

Пристер Б. С., Перепелятникова Л. В.,  
Омельяненко Н. П.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС наибольшему загрязнению подверглась территория Полесья, специфические ландшафтнo-геохимические и почвенно-климатические особенности которого требуют экспериментальной оценки интенсивности эрозионных процессов и их роли в миграции радионуклидов, а также поведения нуклидов в системе почва - растение, поскольку эти факторы оказывают большое влияние на развитие радиационной обстановки, и прежде всего на величину дозы внутреннего облучения человека за счет поступления радионуклидов в организм ингаляционным путем с пылью и пероральным путем с продуктами питания. Процессы водной миграции обуславливают вынос с территории водосборов в гидрографическую сеть, в результате чего вода Днепра на всем протяжении реки ниже места аварии содержит повышенные количества радионуклидов.

Миграция радионуклидов в горизонтальном направлении под действием водно-эрозионных процессов наиболее интенсивно протекает в условиях периода наблюдений в январе-феврале, что объясняется погодными условиями, сложившимися на территории Украинского Полесья в 1988-1989 гг. Количество осадков, выпавших в зимние месяцы, было ниже среднемесячной нормы, однако температура воздуха составляла 0.2-0.6°C, поэтому осадки выпадали преимущественно в виде дождя и плохо фильтровались почвой, среднемесячная температура на поверхности почвы составила 0-1°C. В целом твердый и жидкий сток был ниже среднеголетних значений (коэффициент стока составил 0.01-0.20) и зависел, прежде всего, от крутизны склонов.

При величинах жидкого стока от 1 до 20 куб.м/га-1 и твердого - от 0.09 до 1.1 т/га-1 вынос радионуклидов с территории колебался в интервале величин от сотых до тысячных долей процента от содержания в почве.

В летний период на задернованных пыреем залежах сток не отмечался, а наблюдался только на пашне. Величина стока в

июне-июле составляла 1.8-10 куб.м/га-1, а твердого - 2,2-6.8 т/га-1. Поверхностный сток был обусловлен на столько интенсивностью осадков, сколько значительным их объемом - только в июне-июле осадков выпало на 24-48% больше нормы. В результате влажность почвы практически достигла полной полевой влагоемкости и, несмотря на очень высокую водопроницаемость (4.0-5.5 мм/мин.-1), дожди с интенсивностью > 2 мм/мин.-1 вызывали сток.

Отчуждение радионуклидов с твердым и жидким стоком в июле-сентябре было примерно на порядок величин выше, чем в зимнее время, и составляло от сотых до десятых долей процента.

Эксперименты с искусственным дождеванием, в которых интенсивность дождя медленно повышали от 1.1 до 3.5-4.4 мм/мин.-1 и затем уменьшали до начальных значений, показали, что значение коэффициента фильтрации на пашне и залежи с уклонами 1-3 градуса изменяется в пределах не более 35% и составляет 0.85-1.0. Коэффициент стока практически не зависит от интенсивности осадков в изученном интервале, т.к. водопроницаемость практически прямопропорциональна интенсивности осадков. Значения коэффициента стока лежат в интервале от 0.04 до 0.17 и в среднем близки к 0.1. Величина твердого стока на залежных участках невысокая (1.0-4.3 г/л-1) и возрастает пропорционально интенсивности осадков от 1.2 до 3.5 мм/мин.-1, увеличиваясь с 6.2 до 115-210 г/л-1, что в 3-100 раз выше, чем на залежи.

Очевидно, что масштабы миграции радионуклидов из почвы в поверхностные и грунтовые воды зоны, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, в значительной мере определяются режимом использования территории, который должен способствовать выполнению барьерной функции задернованных почв. Распашка земель может привести к усилению водного переноса радионуклидов в десятки и сотни раз в зависимости от погодных условий.

Твердый сток включает большое количество тонких иловатых частиц, значительная часть которых медленно передвигается к открытым водоемам, задерживаясь шероховатостями почвы и вновь включаясь в процессы водной миграции при усилении интенсивности стока. В сухую погоду отложения твердого стока представляют собой места потенциального ветрового подъема частиц почвы. Таким образом, водно-эрозионные процессы мож-

но рассматривать в качестве первого этапа ветрового переноса: выделение наиболее подверженного ветровому подъему материала и сосредоточение его в виде тонких пленок в местах формирования конусов выноса, которые, как правило, являются продуваемыми элементами микрорельефа.

Высокая интенсивность дефляционных процессов в зоне аварии на ЧАЭС наглядно показала необходимость количественной оценки значимости этого фактора в формировании радиационной обстановки. Почвы Полесья по гранулометрическому составу преимущественно связнопесчаные: содержание физической глины 10% и менее илистой фракции 3–5%, содержание гумуса редко превышает 0.8–1.2%. В результате агрегируемость почв невысокая, а диаметр основной части агрегатов приходится на интервал 0.05–0.25 мм. Более 90% агрегатов имеют диаметр < 1 мм, содержание ветроустойчивых агрегатов составляет в среднем 3–5%, в результате чего почвы характеризуются низкой ветроустойчивостью. Лесистость территории составляет 25–50%, однако на открытых агрофонах эрозионные процессы начинаются при весьма низких скоростях ветра (6–8 мкс–1).

Слабое сцепление частиц почвы определяет преобладание процессов переноса в приповерхностном слое над ветровым переносом частиц, поднятых на высоту > 1 м. В результате роль ветрового переноса в перераспределении радиоактивного вещества и вторичном загрязнении территории после прекращения выпадений определяется прежде всего шероховатостью поверхности самой почвы. Трехлетние наблюдения в зоне отселения и отчуждения ЧАЭС показали, что установленные вровень с поверхностью почвы планшеты (очевидно, их правильнее называть ловушками) в виде прямоугольных кювет с чистым поглотителем – черноземом и песком – задерживают разные количества радиоактивного материала в зависимости как от его аэродинамических характеристик, так и от задерживающей способности поглотителя.

Соотношение активностей  $Cs-137$  и суммы бета-излучающих нуклидов, задержанных планшетами из хорошо отструктурированного чернозема, песка и ткани Петрянова, составили (3–10):1:1. Агрегатный состав почвы определяет не только начальную энергию отрыва частиц, но и возможность задержания их, т.е. степень подвижности в процессе перемещения вдоль поверхности. Таким образом, на легких песчаных почвах Полесья высокая интенсивность ветрового переноса будет проявляться

не только в большем по сравнению с тяжелыми почвами отчуждении радиоактивного вещества, но и в переносе его на более далекие расстояния.

Плотность и масса частиц топливной композиции на порядок величин больше, чем таковые показатели частиц почвы, аэродинамические характеристики которых поэтому выше. Преобладание суммарной бета-активности  $Cs-137$  и практически одинаковое его содержание в частицах, задержанных планшетами на разных расстояниях от обрабатываемых сельскохозяйственными машинами участков, подтверждают предположение о миграции  $Cs-137$  преимущественно в составе вторичных носителей – частиц почвы или их агрегатов.

Результаты экспериментов с продувкой почвенных монолитов с поверхностью 3ж0.5 м в аэродинамической трубе показали, что наиболее подвержены дефляции дерновые средне- и сильноподзолистые песчаные почвы, сформированные на древнем аллювии, эродируемость которых достигала 500 г материала, перемещаемого за счет совокупного действия всех механизмов переноса. Это в 1.5–2 раза больше по сравнению с почвами того же типа, сформированными на морене или имеющими признаки оглеения.

Исследования показали, что эродируемость почв определяется в значительной мере содержанием песка (фракции > 0.05 мм), ила, мелкой пыли (фракции < 0.005 мм) и оксидного железа, значения парных коэффициентов корреляции, для которых составили 0.68; 0.81 и 0.65, соответственно. Множественный коэффициент корреляции между эродируемостью и названными показателями достигает  $0.96 \pm 0.03$ .

Подверженность генетически разных почв эрозии можно оценить с использованием показателя разрушаемости  $d$ , учитывающего совокупное влияние указанных факторов и определяющего условия достижения насыщения воздушного потока определенной скорости почвенным материалом по мере удаления от очагов возникновения эрозии. Так, при значении  $d = 40-50\%$  расстояние  $a$ , на котором происходит насыщение воздушного потока при скорости ветра 18.5 мкс–1, составляет 1500 м, а при увеличении  $d$  до 75% значение  $a$  уменьшается до 400–500 м.

Эксперименты в аэродинамической установке подтвердили результаты полевых наблюдений за пылепереносом с использованием щелевых пылеуловителей Бернольда, показавших, что

в слое воздушного потока 0-75 см переносится ~ 80% от всей массы отчуждаемого материала, причем основная часть этого количества приходится на слой 0-20 см.

Исследование распределения почвенного материала по высоте потока показывает, что при скорости 3.5- мкс-1 в основном происходит передвижение крупных частиц и агрегатов: ~ 75% частиц перемещается путем перекачивания и ~ 25% - скачками на высоту до 25 см под действием ударов более легких частиц. При увеличении скорости потока начинают передвигаться частицы размером 0.5-1.0 мм, а частицы размером < 0.1 мм поднимаются на высоту до 75 см. Сопоставление результатов модельных экспериментов подтверждает предположение, сделанное при анализе данных о ветровом переносе частиц в полевых условиях, о том, что при повышении скорости воздушного потока до экстремальных значений подвижность частиц (сальтация), ветровой подъем и дальность переноса их могут резко увеличиться.

Эродированность почвы в значительной мере определяется открытостью фона и увеличивается при распашке. При комковатости (содержании агрегатов > 1 мм) > 60% поверхность почвы приобретает ветроустойчивость.

На залежных почвах перенос мелкозема в приземном слое невысок и в основном изменяется в зоне наблюдения от 0.5 до 5 тжкм-2. В зависимости от рельефа, удаленности от естественных барьеров и скорости ветра локальный перенос Cs-137 изменялся от 0.1 до 1.7% от запаса его на территории.

Максимальное отложение радионуклидов на планшетах отмечается на лесных опушках и в нижних частях ложбин, т.е. в местах замедления воздушного потока, минимальное - на продуваемых вершинах холмов и отражает взаимодействие господствующих ветров с элементами рельефа. За 4 месяца (май-август) на почвенных планшетах отложилось количество Cs-137, достигающее 0.8-2.0% от плотности загрязнения окружающей территории.

Ветровой подъем и локальный перенос мелкозема резко увеличиваются при обработке почвы. Так, при обработке залежи дисковыми фрезами перенос мелкозема достигал 2.3-5.0 тжч-1, а при месячной экспозиции планшетов после обработки перенос составил 6 тжга-1. При скоростях ветра 3-4 мкс-1 дальность переноса мелкозема в наветренную сторону составляла 50-100 м от границы обрабатываемого поля. Перенос Cs-137

составил 0.5-4.0 ГБжкм-2. Значительно более интенсивный перенос радионуклида отмечен при обработке торфяных почв - в 10-30 раз больше, чем при обработке дерново-подзолистых почв. Полученные в послеаварийный период данные показывают, что и через 4 года после аварии на ЧАЭС радиоактивное вещество как в виде частиц выпадений, так и в составе почвенных частиц и агрегатов характеризуется высокой подвижностью и весьма активно включается в процессы дефляции и водной эрозии.

Соотношение интенсивностей водного и ветрового переноса вещества прежде всего определяется комплексом погодных условий. В засушливые периоды, сопровождающиеся сильными ветрами, дефляция может приводить не только к ближнему, но и к дальнему переносу радионуклидов в результате подъема больших масс мелкозема на значительную высоту. При малых скоростях ветра масштабы ветрового переноса ограничиваются несколькими сотнями метров, что, прежде всего, объясняется низкими аэродинамическими качествами частиц, которые перемещаются в нижних слоях воздуха или перекачиваются по поверхности почвы. Роль дефляции может резко возрасти в экстремальных условиях - при суховеях, смерчах и т.д. Ветровой подъем частиц радиоактивного вещества в этих случаях определяет уменьшение ингаляционного поступления радионуклидов в организм человека и животных.

Масштабы водной миграции радионуклидов соизмеримы с ветровой, однако дальность переноса существенно больше, что убедительно доказывает динамика концентрации Sr-90 в воде р. Днепр: за период 1987-1989 гг. она практически не изменилась и сохраняется на уровне около 0.4 Бкжл-1 во всех водохранилищах Днепровского каскада. Оценка опасности переноса радионуклидов водным потоком должна также учитывать, что формирование на поверхности почвы отложений тонкодисперсного материала создает предпосылки для интенсификации дефляции.

Приведенные данные показывают необходимость проведения противэрозионных мероприятий в зонах наиболее интенсивного загрязнения, основным направлением которых должно быть уменьшение открытости и повышение ветроустойчивости почв. Это может быть достигнуто путем задернования и проведения мелиораций, направленных на оструктурирование почвы и повышение прочности фиксации радионуклидов в ней. Обработка

почв на загрязненных водосборах должна быть сведена к минимуму и обеспечивать максимально возможное сохранение гумусового слоя, который, несмотря на небольшую мощность и низкое содержание гумуса, обеспечивает задерживание основной части радионуклидов.

#### ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ ПОЧВА - РАСТЕНИЕ

Пристер Б. С., Перепелятникова Л. В.,  
Дугинов В. И., Хомутины Ю. В.

Точность прогнозирования накопления радионуклидов сельскохозяйственными растениями в значительной мере определяет точность расчетных оценок от поступления активности в организм животных и человека и, в конечном счете, надежность прогнозирования дозы внутреннего облучения от поступления радионуклидов с рационом. От интенсивности перехода радионуклидов из почвы в растения зависит вклад доз внутреннего и внешнего облучения в полную поглощенную дозу облучения человека. Так, на тяжелых по механическому составу высокогумусированных черноземах заглупление радионуклидов происходит медленно, и основная часть их значительно дольше остается в верхнем тонком слое почвы по сравнению с легкими песчаными и слабогумусированными почвами. В результате при равной плотности радиоактивного загрязнения территории мощность дозы внешнего облучения от осевших на ее поверхность радионуклидов будет несколько выше.

Значительно большие различия наблюдаются в концентрации радионуклидов стронция и цезия в растениях, произрастающих на этих почвах. По результатам наблюдений, проведенных нами в зоне Украинского Полесья в период 1986-1990 гг. после аварии на Чернобыльской АЭС, эти различия для разных культур на минеральных почвах превышают порядок величин. Влияние поведения радионуклидов в системе почва - растение на содержание Cs-137 в рационе человека особенно четко проявляется при анализе радиационной обстановки в областях с высокой распространенностью органических торфяных и торфяно-болотных почв, занимающих в отдельных районах более 30% площади с.-х. угодий. На этих почвах наблюдается аномально высокое поступление радиоцезия в растения, особенно

пастбищные. В результате концентрация Cs-137 в молоке коров при равной плотности загрязнения пастбища может быть более чем в 10 раз выше по сравнению с пастбищами на дерново-подзолистых минеральных почвах.

Очевидна необходимость разработки методов прогнозирования накопления радионуклидов в урожае растений, обладающих высокой надежностью. К основным характеристикам системы почва - растение, определяющим поведение радионуклидов, следует отнести механический и минералогический состав, физико-химические свойства, биологические особенности растений и метеорологические факторы. Северная часть территории Украины, подвергшаяся наибольшему загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, представлена широким набором почвенных разностей и возделываемых культур, что создает предпосылки для выявления значимости отдельных факторов и разработки методов прогнозирования перехода радионуклидов из почвы в растения.

Основные агрохимические свойства почв Украинского Полесья приведены в таблице 1. Для северных районов Полесья типичны дерново-подзолистые песчаные почвы с содержанием гумуса как правило до 1%, pH солевой вытяжки ниже 5.5. В Киевской области значительная часть загрязненной территории представлена серыми лесными почвами, а южная часть - выщелоченными черноземами с признаками оподзоливания.

В течение четырех лет в 31 хозяйстве полесской зоны исследуется накопление в урожае цезия-137, калия и кальция. В почвах наряду с содержанием радионуклидов определяли содержание гумуса, емкость поглощения, сумму поглощенных оснований, гидролитическую кислотность, содержание обменно-поглощенного кальция и подвижного калия, подвижного фосфора и легкогидролизуемого азота, температуру воздуха, осадки. Это позволило сформировать базу данных для разработки методов прогнозирования перехода радионуклидов в растения.

На рисунке 1 проанализирована связь между КП Cs-137 и основными показателями, определяющими распределение радионуклидов в системе почва - почвенный раствор. Можно отметить тесную связь между КП и всеми исследованными параметрами. Однако для всех, кроме pH, параметров эти зависимости носят характер экспоненциальных и удобны для прогнозирования только в узкой области значений. Между КП и pH наблюдается практически функциональная связь, и значение КП оди-

Т а б л и ц а 1. Агрохимические свойства основных типов почв Полесья

Гумус, %	pH солев.	Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г	Са поглощенный, мг-экв/100 г	К20 подвижный, мг/100 г	Зольность, %	Поглощенные основами, мг-экв/100 г	P205, мг/100 г
1.2	5.0	2.8	2.6	8.2	-	7.0	6.5
0.9	5.2	2.2	2.5	5.2	-	4.1	7.1
-	6.0	1.2	-	4.7	54.32	-	2.2
1.4	5.1	1.6	0.8	1.4	-	2.4	4.2
-	5.2	0.8	-	5.0	42.90	-	2.6

Дерново-подзолистая супесчаная

Дерново-подзолистая песчаная

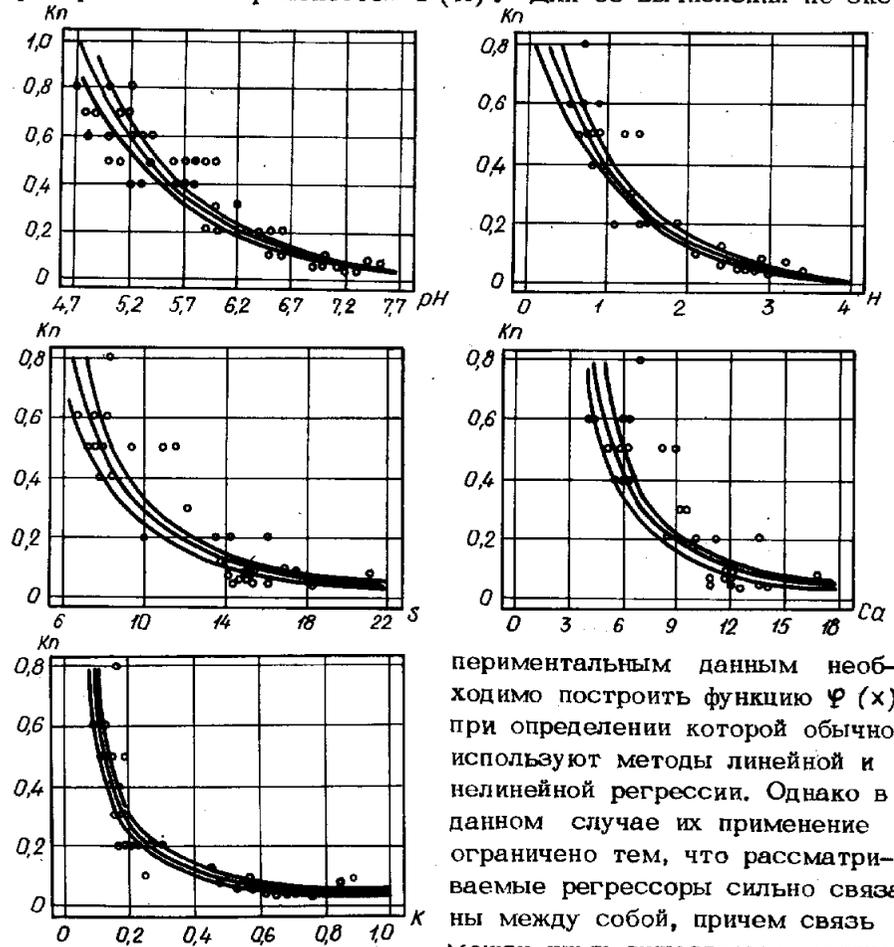
Торфяно-болотная

Светло-серая оподзоленная песчаная

Торфяная

наково чувствительно к величине pH в очень широком диапазоне - от 4.6 до 7.6.

Коэффициент перехода КП можно рассматривать как некоторую функцию случайных аргументов  $KП = \Psi(pH, H, S, Ca, K)$ . Очевидно, что КП в этом случае также следует рассматривать как случайную величину, имеющую некоторую функцию распределения вероятностей  $F(k)$ . Для ее вычисления по экс-



периментальным данным необходимо построить функцию  $\Psi(x)$ , при определении которой обычно используют методы линейной и нелинейной регрессии. Однако в данном случае их применение ограничено тем, что рассматриваемые регрессоры сильно связаны между собой, причем связь между ними существенно нелинейная (рис. 2). Поэтому были

Рис. 1. Коэффициенты перехода цезия-137 в зерно озимой пшеницы в зависимости от свойств почвы (S и Ca - мг-экв/100 га; K - мг/100 г; H - гумус, %)

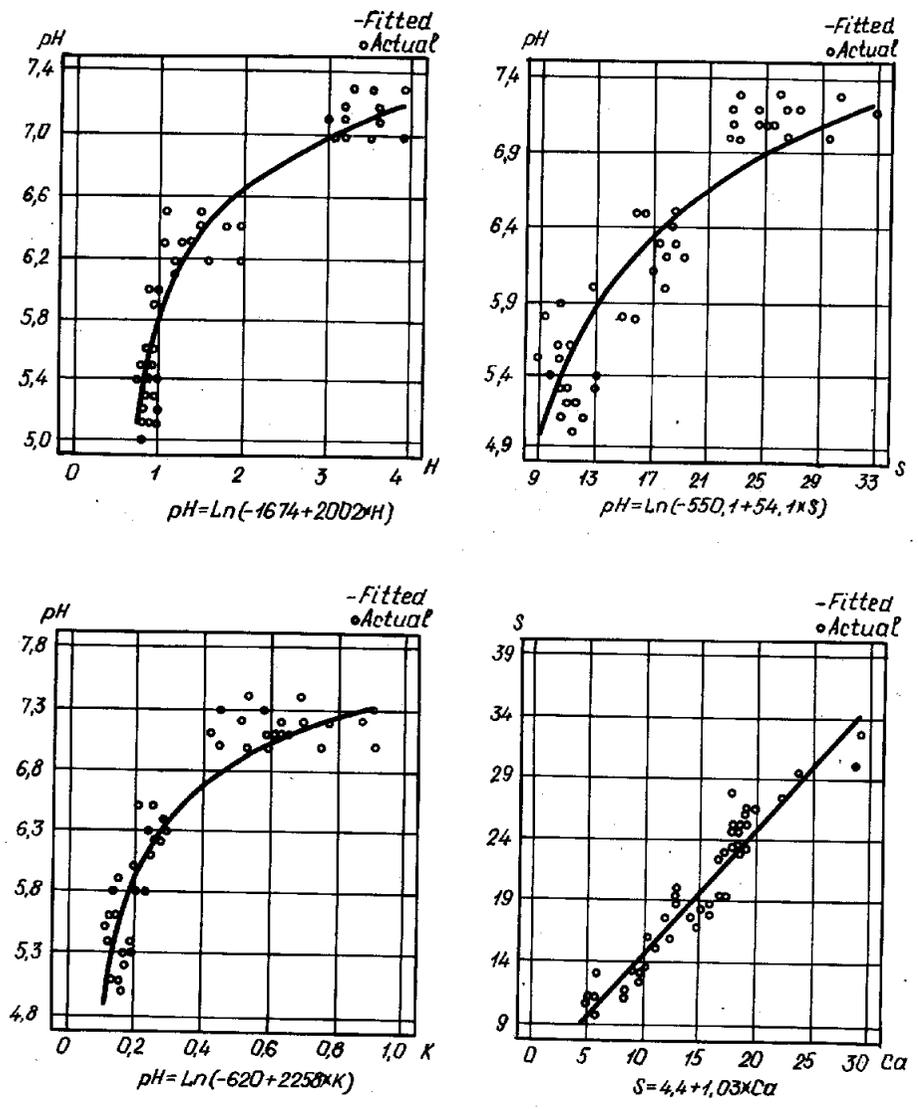


Рис. 2. Взаимосвязь между основными свойствами почвы (S и Ca - мг-экв/100 г; K - мг/100 г; H - гумус, %)

Таблица 2. Фактические и расчетные значения коэффициентов перехода (КП) для озимой пшеницы  $\ln \text{КП} = -1.155658 - 0.927 \ln \text{K} - 0.955 \ln \text{pH} - 0.204 \ln \text{H}$

Область	Район	pH	Гумус, %		К подвиж. мг/100г	КП эксп.	КП расч.	Разность, %
			факт.	расч.				
Житомирская	Народичский	5.0	0.7	0.7	0.11	0.50	0.563	0.063
	Черниговский	5.0	0.7	0.7	0.12	0.50	0.520	0.020
Киевская	Козелецкий	5.2	0.8	0.8	0.13	0.40	0.452	0.052
	Броварской	5.2	0.7	0.7	0.17	0.40	0.362	-0.038
Житомирская	Иванковский	5.3	0.7	0.7	0.13	0.50	0.456	-0.044
	Овручский	5.3	0.9	0.9	0.14	0.40	0.405	0.005
Киевская	Полесский	5.6	0.8	0.8	0.15	0.40	0.369	-0.031
	Боролянский	5.9	0.9	0.9	0.19	0.30	0.275	-0.025
Ровенская	Дубровицкий	5.9	1.5	1.5	0.25	0.20	0.192	-0.008
	Белоцерковский	6.0	1.4	1.4	0.18	0.30	0.260	-0.040
Киевская	Макаровский	6.2	1.3	1.3	0.15	0.30	0.303	0.003
	Бориспольский	6.4	1.9	1.9	0.28	0.10	0.153	0.053
	Васильковский	7.0	2.5	2.5	0.56	0.097	0.070	-0.027
	Кагарлыкский	7.1	2.7	2.7	0.59	0.077	0.065	-0.012
	Сквирский	7.2	3.4	3.4	0.89	0.03	0.041	0.011
	Барышевский	7.2	2.8	2.8	0.62	0.067	0.060	-0.007
	Богуславский	7.3	2.6	2.6	0.68	0.06	0.056	-0.004
	Перяслав-Хмельницкий	7.3	2.7	2.7	0.67	0.06	0.056	-0.004

Область	Район	pH	Гумус, %	К подвиж. мг/100г	КП эксп.	КП расч.	Разность, %
	Яготинский	7.3	2.9	0.61	0.06	0.060	0.000
	Фастовский	7.5	3.2	0.85	0.033	0.042	0.009
Киевская, 1988 г.	Вышгородский Киево-	5.8	0.8	0.15	0.40	0.357	-0.043
	Святошинский	6.3	1.5	0.19	0.20	0.233	0.033
Киевская, 1989 г.	Вышгородский Киево-	6.0	1.1	0.22	0.20	0.227	0.027
	Святошинский	6.5	2.1	0.25	0.10	0.164	0.064

построены линейные модели для каждого регрессора вида:

$$h(\overline{\text{КП}}) = a + bg(x)$$

где  $h(\overline{\text{КП}})$  - некоторая однозначная функция коэффициента перехода;

$g(x)$  - некоторая однозначная функция рассматриваемого регрессора;

$a, b$  - неизвестные коэффициенты.

Затем строили плотность распределения вероятностей для КП, определяя его средние значения и доверительные интервалы, и с использованием метода максимума правдоподобия (2) находили обобщенную плотность распределения вероятностей КП.

В таблице 2 приведены средние значения коэффициентов перехода  $Cs-137$  в зерно озимой пшеницы, полученные экспериментально в различных районах Киевской области и вычисленные с использованием в качестве предикторов наиболее информативных показателей - pH солевой вытяжки, гумус (%) и К подвижный (мг/100 г почвы). Вычисление КП проводили по формуле:

$$\ln \text{КП} = 1.156 - 0.927 \ln K - 0.955 \ln \text{pH} - 0.204 \ln H$$

Как видно, наблюдается хорошее соответствие расчетных и фактических значений, расхождения между которыми в большинстве случаев не превышают 20%. О высокой надежности прогноза КП с использованием указанных агрохимических характеристик почвы свидетельствует хорошее совпадение расчетных и экспериментальных данных Вышгородского и Киево-Святошинского районов Киевской области, данные по которым не входили в базу данных, использованную при вычислении параметров уравнения регрессии (4 нижние строки таблицы 2). Полученные данные хорошо согласуются с выводами ученых из Кадараша [3] о возможности прогнозирования КП цезия-134 с использованием в качестве предикторов pH и K.

Для планирования агротехнических мероприятий с целью уменьшения перехода радионуклидов в растения удобно использовать номограммы, отображающие связь между КП и агрохимическими и метеорологическими характеристиками (рис. 3).

Различия в свойствах почв в разных пунктах достаточно полно учитываются количественными значениями агрохимических характеристик и, в меньшей степени, гидротермическим

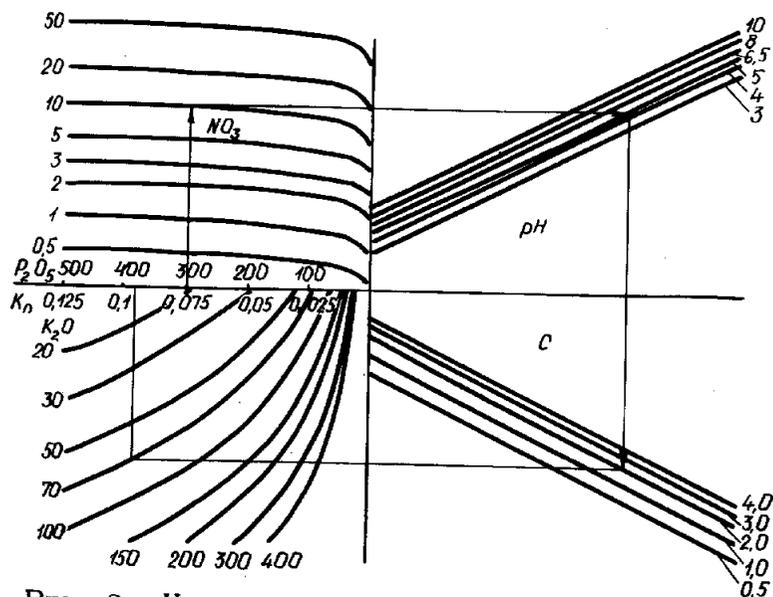


Рис. 3. Номограмма для определения коэффициентов перехода цезия-137 в зерно озимой пшеницы (КП, (Бк/кг(кБк/м<sup>2</sup>); P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, NO<sub>3</sub> - мг/100 г почвы; С - общий углерод, %).

коэффициентом и другими метеофакторами. В результате отпадает необходимость группировать наблюдения по почвенным разностям.

Интересно отметить, что в качестве предикторов для разных растений часто выступают не одни и те же агро- или метеофакторы. Существенно различаются и значения коэффициентов в уравнениях регрессии для различных культур, что говорит о необходимости учета в прогностических моделях биологических особенностей растений. Выявлена тесная связь между КП цезия-137 в урожае зерновых злаков и содержанием калия и кальция. В дальнейшем необходимо уточнение и совершенствование моделей по мере углубления наших знаний о механизмах поведения радионуклидов в системе почва - почвенный раствор - растение.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Пристер Б. С., Омеляненко Н. П., Перепелятникова Л. В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1990, № 10, с. 51-60.
2. Райфе Г., Шлейфер Р. Прикладная теория статистических решений. - М.: Статистика, 1987.
3. Presentation of the RESSAC program. Ressac Note. No 2/90, Ressac 19/04/90.

## ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ЧЛЕНИСТОНОГИХ НА БРОШЕННЫХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДЬЯХ С РАЗЛИЧНЫМИ УРОВНЯМИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

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

Выведение из эксплуатации сельскохозяйственных угодий после аварии на Чернобыльской АЭС стало причиной возникновения процессов вторичной сукцессии (развития сообществ, происходящего на площадях, с которых удалены предыдущие сообщества).

Изучение особенностей формирования сообществ членистоногих позволяет установить возможность массового размножения различных видов вредителей и способность энтомофагов (полезных насекомых) сдерживать или регулировать интенсивное развитие популяций фитофагов.

Цель настоящих исследований - оценка влияния хронического облучения на формирование популяций растительноядных насекомых и энтомофагов, обитающих на брошенных с.-х. угодьях в 10-км зоне отчуждения ЧАЭС.

Сообщество насекомых имеет определенное разнообразие видов (отношение числа видов к общей численности). Оба указанных показателя определили задачи исследований: изучить сезонную динамику видового разнообразия и численности фитофагов и энтомофагов на территориях с различным уровнем радиоактивного загрязнения, что позволит выявить ряд особенностей формирования и развития сообщества членистоногих и в определенной степени оценить значимость радиационного фактора.

Исследования проводили на брошенных полях в районе н.п. Чистоголовка и одном поле в районе н.п. Корогод с различными уровнями загрязнения радионуклидами (мощность экспозиционной дозы: 1.311; 0.164 и 0.052 мР/ч). На обследованных участках дважды в месяц осуществляли сбор насекомых методом кошения. Видовой состав анализировали в лабораторных условиях.

По показателю видовой насыщенности структура сообществ на всех трех полях практически не различалась: от 96 до 97% всей фауны принадлежало к классу насекомых и всего 3-4% составляли паукообразные. Растительноядные виды встречались чаще энтомофагов, а в числе последних преобладали хищники. Наиболее богатый по видовому составу был отряд двукрылых, львиную долю которого составляли мухи-фитофаги. Число видов отряда (отр.) Diptera значительно выше на поле с уровнем загрязнения (у.з.) 1.311 мР/ч. Те же закономерности касаются и отр. жесткокрылых: число видов этой группы насекомых на поле с у.з. 1.311 мР/ч выше, чем на двух других участках. Видовая насыщенность перепончатокрылых на всех полях в течение сезона колебалась от 2 до 15 видов, подавляющее большинство которых относилось к паразитическим насекомым. Наибольшим показателем видовой насыщенности отр. равнокрылых характеризовался в июле месяце (6 видов на поле с у.з. 0.164 мР/ч, 8 видов - 0.052 мР/ч и 9 видов - 1.311 мР/ч). Фитофаги отр. клопов были представлены несколькими видами семейства (сем.) шитников (3-4 вида). На опытных полях в течение сезона встречалось по 2 вида из отр. трипсов, до 2 видов - отр. прямокрылых, от 1 до 4 видов отр. чешуекрылых, по одному виду из отр. веерокрылых, стреков и сетчатокрылых. Паукообразные представлены от 2 до 6 видами пауков и 1 видом клещей.

Колебания численности сообщества членистоногих зависят от видовых особенностей жизненных циклов особей, от колебаний условий среды, а также от разнообразия конкурентных отношений на всех трофических уровнях и сложности трофической организации.

Характер сезонной динамики численности насекомых определяется фитофагами. Пик численности растительноядных насекомых на трех исследованных полях пришелся на конец июня и составлял 1203, 1694 и 621 особь на 100 взмахов сачком (ос./100 вз. с), соответственно. В дальнейшем наблюдались

резкие колебания численности в пределах от 39 до 556 ос./100 вз. с.

В динамике численности равнокрылых насекомых наблюдался один пик в конце июня. Плотность популяции тлей в этот период на поле с у.з. 1.311 мР/ч в 1.5 раза превышала пороговое значение, на поле с у.з. 0.164 мР/ч достигала экономического порога вредоносности (ЭВП), а на поле с у.з. 0.052 мР/ч составляла всего 52 ос./100 вз. с. В развитии популяции цикадок прослеживалась обратная тенденция: на менее "грязном" поле они развивались более интенсивно.

Из отр. полужесткокрылых на исследованных полях встречались лишь виды из сем. шитников. На протяжении сезона численность этих насекомых была низкой и колебалась в незначительных пределах, однако в августе на поле с у.з. 0.164 мР/ч она существенно увеличилась.

На полях с у.з. 1.311 и 0.052 мР/ч плотность популяции трипсов не имела существенного значения. На поле с у.з. 0.164 мР/ч наблюдалось массовое размножение: в мае-июне численность вредителей достигала 1012-1129 ос./100 вз. с., что в 3 раза превысило ЭВП.

На полях с у.з. 1.311 и 0.164 мР/ч динамика развития отр. жесткокрылых характеризовалась двумя четко выраженными пиками - в мае и начале августа, тогда как на поле с у.з. 0.052 мР/ч выделялся один пик, который пришелся на май-июнь. Численность долгоносиков во второй половине мая на поле с у.з. 0.052 мР/ч была в 4 раза выше, чем на поле с у.з. 0.164 мР/ч и в 3 раза превышала значения плотности на поле с у.з. 1.311 мР/ч. В августе-сентябре на полях в основном обитало второе поколение листоедов и долгоносиков. В среднем за сезон численность жуков-фитофагов на поле с у.з. 0.052 мР/ч была существенно выше, чем на полях с у.з. 1.311 и 0.164 мР/ч, и составляла 37.7 ос./100 вз. с.

Представители отр. чешуекрылых в наибольшем количестве встречались на всех трех полях во второй половине лета. Их численность на полях с у.з. 1.311 и 0.164 мР/ч практически не различалась и составляла всего 11-13 ос./100 вз. с., тогда как на поле с у.з. 0.052 мР/ч она была в 2 раза выше (до 22 ос./100 вз. с.).

На двух полях с более высоким у.з. в динамике численности растительноядных двукрылых четко прослеживалось два пика: во второй половине мая и в начале августа. Поле с у.з.

0.052 мР/ч характеризовалось некоторым сдвигом упомянутых пиков – в начале июня и во второй половине июля. Для мух-фитофагов величина первого пика на полях с у.з. 1.311 и 0.164 мР/ч была наибольшей; численность их на первом поле в 1.5 раза выше, чем на втором. На поле с у.з. 0.052 мР/ч, напротив, большей величиной обладал второй пик; плотность популяции мух в 3 раза превышала таковую на уголье с у.з. 1.311 мР/ч.

В течение сезона на полях отмечены представители растительноядных видов других отрядов насекомых. Однако их численность не имела существенного значения.

Динамика численности энтомофагов характеризовалась наличием двух пиков (в начале июня и в начале августа) на всех трех исследованных полях. Величина первого пика (245–293 ос./100 вз. с.) определялась в основном численностью хищных видов. В формировании второго пика на полях с у.з. 1.311 и 0.052 мР/ч наблюдалась та же тенденция, тогда как на поле с у.з. 0.164 мР/ч хищники и паразитические насекомые внесли равный вклад в его величину.

На полях с более высоким у.з. наибольшая численность хищных клопов из отр. полужесткокрылых отмечена в первой половине июня (до 195 ос./100 вз. с.), а на уголье с у.з. 0.052 мР/ч – в первой половине августа (363 ос./100 вз. с.). Количество хищников из сем. слепняков было существенно ниже и составляло от 11 до 25 ос./100 вз. с.

Динамика численности энтомофагов из отр. жесткокрылых носила колебательный характер с двумя пиками; величина первого пика определялась плотностью популяции жуков-мягкотелок (90–123 ос./100 вз. с.). Наличие и величина второго пика в динамике численности этого отряда определялись числом кокциnellид, максимум которых отмечен в конце августа-сентября.

Хищники отр. двукрылых представлены в основном мухами-журчалками и ктырями. Однако последние на полях с у.з. 1.311 и 0.164 мР/ч встречались в единичных экземплярах, а на поле с у.з. 0.052 мР/ч не отмечены. Сирфиды появились на всех трех полях в конце мая. В течение сезона их численность постоянно увеличивалась и к концу августа достигла от 11 до 14 ос./100 вз. с. С начала сентября число мух-энтомофагов снизилось.

Паразитические перепончатокрылые присутствовали на исследованных трех полях в течение всего сезона. На полях с у.з. 1.311 и 0.164 мР/ч их численность была невелика (от 15 до 20 ос./100 вз. с.), в августе она возросла до 58 ос./100 вз. с., а к середине сентября – резко сократилась. На поле с у.з. 0.052 мР/ч у перепончатокрылых паразитов в динамике численности четко выделялись два пика: в начале июня (54 ос./100 вз. с.) и в середине сентября (282 ос./100 вз. с.).

На полях с более высоким уровнем загрязнения пик численности паукообразных наблюдался в первой половине августа, на поле с у.з. 0.052 мР/ч – в первой половине сентября. В течение сезона паукообразные одинаково интенсивно развивались на всех трех полях. Ранней весной и осенью в сборы попадали единичные особи клещей.

Таким образом, наиболее устойчивыми в структуре сообщества членистоногих на всех трех исследованных полях являются популяции отр. двукрылых и жесткокрылых. Необходимо отметить, что экологически более устойчиво поле с у.з. 1.311 мР/ч, т.к. видовое богатство и видовое доминирование представителей этих двух отрядов обусловили в целом большую видовую насыщенность членистоногих на данном поле. Развитие популяций разных видов членистоногих на исследованных участках имело как ряд общих закономерностей, так и существенные различия. Идентичными были, например, характер динамики численности и время наступления максимумов плотности популяции, обусловленные структурой жизненных циклов особей или трофическими связями. Различия проявились в величине пиков численности. На фитофагов непосредственное влияние, по-видимому, оказывал уровень загрязнения радионуклидами, на энтомофагов – наличие или отсутствие жертвы.

#### ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ДОЗ КАЛИЙНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ПОСТУПЛЕНИЕ ЦЕЗИЯ-137 В УРОЖАЙ ОВСА

Б о н д а р ь П. Ф., Д у т о в А. И.

Рациональное применение минеральных удобрений в современном сельскохозяйственном производстве является наиболее существенным фактором увеличения урожайности и улучшения качества продукции растениеводства.

Роль минеральных удобрений, как поставщиков основных эле-

ментов питания в условиях радиоактивного загрязнения, не изменяется. Применение минеральных удобрений может стимулировать накопление радиоцезия в товарную часть сельскохозяйственной продукции. Вместе с тем, при умелом их применении в определенных количествах, формах и сочетаниях можно во много раз снизить накопление радионуклидов в растениях.

В настоящее время в отношении влияния многих видов удобрений на переход радиоактивных веществ в растение нет определенности. В первую очередь это относится к таким важным в физиологическом отношении элементам питания как калий и азот. Следовательно, изучение влияния указанных элементов, их сочетаний и доз на переход радионуклидов в растение, совершенствование на этой основе существующих технологий возделывания основных сельскохозяйственных культур является важной и актуальной задачей.

Проведенные исследования показали, что в условиях дерново-подзолистых почв Полесья Украины применение калийных удобрений, не оказывая существенного влияния на урожай овса, обуславливало значительное снижение накопления радионуклида в зерне и соломе культуры (таблица 1).

Из приведенных данных видно, что прибавки урожая определялись применением азотных удобрений (120 кг/га д.в.). Доза внесения калийных удобрений (от 60 до 600 кг/га д.в.) существенного влияния на урожай овса не оказывала. Он был в пределах 16,3-17,8 ц/га зерна, что на 8,0-9,5 ц/га выше, чем в контрольном варианте без применения удобрений. В то же время внесение в почву калийной соли обусловило значительное изменение коэффициентов перехода радиоцезия из почвы в зерно овса. В этом случае существенную роль играет отношение калия к азоту. Так, при внесении калийной соли в дозе 60-180 кг/га д.в. и азота 120 кг/га (при соотношении 1:0,5 - 1:1,5) наблюдалось увеличение накопления радионуклида в зерне на 88-32% в сравнении с контролем без удобрений.

Содержание радиоцезия в урожае соломы увеличивалось при внесении под культуру калия в дозе от 60 до 120 кг/га на фоне применения азота в дозе 120 кг/га д.в. Внесение калия в дозе 180 кг/га способствовало снижению коэффициента перехода радиоцезия из почвы в солому овса на 21%.

При увеличении дозы калия до 240-300 кг/га (на фоне внесения 120 кг/га азота) коэффициенты перехода радиоцезия были на уровне контроля, составив, соответственно 0,23-

Таблица 1. Влияние доз калийных удобрений на урожай овса и накопление в нем радиоцезия

Контроль	Зерно						Солома					
	Удобрения, кг/га		Урожай ц/га	% от контроля	Кп, Бк/кг	КБк/м <sup>2</sup>	Урожай ц/га	% от контроля	Кп, Бк/кг	КБк/м <sup>2</sup>	% от контроля	
	Д.в.	К										
120	120	60	8,3	100	0,25	100	11,5	100	0,84	100	100	
120	120	120	16,3	196	0,47	188	21,8	190	1,3	155	155	
120	120	180	17,4	210	0,44	176	23,3	203	0,91	108	108	
120	120	240	16,7	201	0,33	132	23,0	200	0,66	79	79	
120	120	300	17,1	206	0,24	96	23,3	203	0,51	61	61	
120	120	480	17,2	207	0,23	92	23,7	206	0,48	57	57	
120	120	600	16,7	201	0,14	56	22,7	197	0,38	45	45	
120	120	600	17,2	207	0,13	52	23,2	202	0,34	40	40	

0,24 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>). Дальнейшее одностороннее увеличение дозы калия (до 600 кг/га) обусловило снижение накопления радиоцезия в зерне овса до 2-х раз. При этом коэффициенты перехода радионуклида из почвы в зерно при внесении калия от 360 до 600 кг/га (на фоне N<sub>120</sub>P<sub>120</sub>) были примерно одинаковыми, составив 0,13-0,14 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>).

Таким образом, при увеличении дозы калия, содержание радионуклида в урожае зерна овса снижалось. Наиболее оптимальным с этой точки зрения было внесение калия в дозе 360 кг/га, т.е. при соотношении N:K примерно 1:2. При дальнейшем одностороннем увеличении дозы калийных удобрений (до 600 кг/га д.в.) эффекта снижения содержания радиоцезия в зерне культуры получено не было.

Более четко прослеживалось влияние дозы калийных удобрений на накопление радионуклида в урожае соломы. В этом случае его содержание снижалось прямо пропорционально дозе внесения калия. Минимальным оно было при внесении в почву 600 кг/га калия, составив 40% от контроля без удобрений. Наблюдаемая закономерность обуславливается изменением соотношения в почве цезия к его неизотопному носителю - калию, т.е. снижению нормированного по калию и кальцию уровня загрязнения почвы. Если это соотношение сохранится при перехо-

Т а б л и ц а 2. Влияние дозы калийных удобрений на содержание калия и кальция в соломе овса, мг/кг сухого вещества

Удобрения, кг/га д.в.			Содержание калия	% от контроля	Содержание кальция	% от контроля
N	P	K				
К о н т р о л ь			15,3	100	5,7	100
120	120	60	14,7	96	7,2	126
120	120	180	19,15	125	7,1	125
120	120	240	18,3	112	6,2	109
120	120	300	18,0	118	5,8	102
120	120	360	20,9	137	5,6	98
120	120	480	20,4	133	5,4	95
120	120	600	23,0	150	4,6	81

де в растение, а содержание калия в урожае овса будет оставаться примерно на одном уровне, наблюдается снижение коэффициента перехода радиоцезия в урожай культуры.

Данные по содержанию в соломе овса калия и кальция приведены в таблице 2.

Приведенные данные свидетельствуют о том, что увеличение дозы калийных удобрений до 300 кг/га д.в. не обусловило существенного увеличения изменения калия в соломе овса. В этом случае содержание элемента питания составляло 18 мг/кг, что на 18% больше, чем в контрольном варианте без удобрения. При дальнейшем увеличении дозы калийного удобрения (до 600 кг/га д.в. на фоне N<sub>120</sub>P<sub>120</sub>) его содержание в соломе в сравнении с контролем увеличилось в 1,5 раза, составив 23 мг/кг сухого вещества.

Содержание кальция в соломе овса в удобренных вариантах было на уровне контроля, а при внесении высоких доз калия (600 кг/га д.в. на фоне N<sub>120</sub>P<sub>120</sub>) его содержание было на 19% ниже, чем в контроле, составив 4,6 мг/кг.

#### ПАРАМЕТРЫ ПЕРЕХОДА РАДИОЦЕЗИЯ В УРОЖАЙ ОВСА НА ПРОИЗВЕДЕННОЙ ПОЧВЕ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ПРИМЕНЕНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ И ХИМИЧЕСКИХ МЕЛИОРАНТОВ

Б о н д а р ь П. Ф., Д у г о в А. И.

Изучение влияния удобрений и мелиорантов на накопление радиоцезия в зерне и соломе овса проводилось в ОПХ "Владимировский" УкрНИИ сельскохозяйственной радиологии.

Плотность загрязнения опытного участка 7,4 МБк/м<sup>2</sup>. Почва дерново-подзолистая рыхлоспесчаная с содержанием в пахотном слое гумуса 0,7%, общего азота (по Кьельдалю) 0,07, подвижного P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - 8,0, обменного K<sub>2</sub>O - 4,8 мг/100 г почвы, обменного Са - 5,3 мг/экв/100 г почвы, pH солевое (КС1) - 6,3.

Агротехника возделывания овса - общепринятая для зоны Полесья Украины. Из удобрений в опыте применяли аммиачную селитру, суперфосфат и калийную соль. Удобрения и мелиоранты вносили согласно схемы опыта. Площадь учетной делянки 28 м<sup>2</sup>. Уборку и учет урожая проводили вручную в девятикратной повторности. Определение содержания радиоцезия

в зерне и соломе овса проводилось спектрометрическим методом на приборах типа IP-4900B (Nocle) и ППД фирмы "Ortex".

Проведенные исследования показали, что в условиях дерново-подзолистых почв Полесья Украины различные виды минеральных удобрений оказывали существенное влияние как на урожай овса, так и на накопление в нем радионуклидов (табл. 1).

На основании данных, приведенных в таблице 1, видно, что урожай овса в большей степени определялся применением азота. Прибавки зерна в этих вариантах опыта составили 5,5-7,2 ц/га, что на 42-55% выше чем в варианте без применения азота, соломы, соответственно, 7,8-10,2 ц/га или 40-52%.

В то же время применение азотных удобрений в дозе 120 кг/га действующего вещества способствовало увеличению накопления радиоцезия в зерне на 93% и соломе овса на 80% по сравнению с контрольным вариантом. При внесении в почву азотных и фосфорных удобрений также наблюдалось значительное увеличение накопления радионуклида в урожае овса (вар. 3 табл.1). В этом варианте содержание радиоцезия в зерне и соломе увеличилось, соответственно, на 102 и 57% по сравнению с контролем.

Применение одних калийных удобрений, наоборот, приводило к снижению накопления радиоцезия в урожае овса - в зерне на 61%, в соломе - на 66%. Подобная закономерность наблюдалась и при внесении фосфорных и калийных удобрений. В этом случае содержание радионуклида в зерне в сравнении с контролем снизилось на 70%, в соломе - на 60%.

Применение одних фосфорных удобрений существенного влияния на поступление радиоцезия в зерно овса не оказывало.

В исследованиях изучалось влияние удобрений на урожай и накопление в нем радиоцезия на второй год после внесения их в почву (последствие минеральных удобрений). Из приведенных в таблице 2 данных видно, что последствие разных видов удобрений и их сочетаний на урожай практически отсутствует. Последствие азотных и фосфорных удобрений на накопление радиоцезия в урожае овса также было не значительным.

В то же время калийные удобрения оказывали существенное влияние на накопление радиоцезия в урожае овса и на второй год после их внесения в почву. Так, в варианте с внесением

Т а б л и ц а 1. Влияние удобрений на накопление радиоцезия в урожае овса на известкованных почвах

Удобрения, кг/га д.в.	З е р н о			С о л о м а				
	Урожай, п/га	% от контроля	Радиоцезий		Урожай соломы, п/га	% от контроля	Радиоцезий	
			Кп, Бк/кг <sup>2</sup>	КБк/м <sup>2</sup>			Кп, Бк/кг <sup>2</sup>	КБк/м <sup>2</sup>
N	P	K						
К о н т р о л ь	13,1	100	0,33	100	19,6	100	0,58	100
120	19,5	149	0,64	193	27,4	140	0,70	181
-	14,2	108	0,36	108	21,3	109	0,45	78
120	19,2	148	0,67	202	28,1	143	0,91	157
-	13,8	105	0,13	39	21,4	109	0,26	44
120	13,8	105	0,10	30	21,6	110	0,22	38
-	13,6	142	0,29	88	27,8	142	0,41	70
120	20,3	155	0,33	98	29,8	152	0,57	97



В то же время, при внесении калийных удобрений в дозе 120 кг/га д.в., содержание доступного калия в почве увеличилось почти в два раза, тем самым, почти в два раза снизился нормированный по калию уровень загрязнения почвы, что и обусловило снижение поступления радиоцезия в зерно и солому овса.

Результаты исследований по изучению эффективности дополнительного внесения химических мелиорантов в почву, произвесткованную в 1987 году, приведены в таблице 4.

Из приведенных данных видно, что дополнительное внесение мелиорантов в произвесткованную почву существенного влияния на продуктивность овса не оказывало. Во всех вариантах опыта независимо от вида мелиоранта и дозы его применения, урожай зерна был на уровне контроля, составив 11,8-13,3 ц/га, соломы - 18,2-20,6 ц/га. Отсутствие положительного эффекта от дополнительного применения мелиорантов указывает на то, что их применение эффективно на кислых почвах. Повторное применение мелиорантов целесообразно проводить в сроки, предусмотренные рекомендациями агрохимической службы.

Подобная закономерность была отмечена и во влиянии дополнительного применения мелиорантов на накоплении радиоцезия в урожае овса. При этом, внесение извести в дозе 3 т/га обуславливало некоторое снижение коэффициента перехода радиоцезия: в зерно - на 24 и солому - на 11%. При увеличении дозы извести до 6 т/га эффекта снижения поступления радиоцезия в урожай овса не наблюдалось.

При внесении в произвесткованную почву гумата натрия отмечалась тенденция к снижению накопления радиоцезия в урожае овса. При этом эффективность органоминерального соединения повышалась прямо пропорционально дозе его внесения. Внесение максимальной дозы соединения (5 т/га) позволило снизить коэффициент перехода радиоцезия в зерно на 41%, в солому на 38%. Однако применение указанной дозы гумата натрия может быть нецелесообразным по различным причинам.

Отсутствие положительного эффекта при внесении цеолита указывает на нецелесообразность его применения на уже произвесткованных почвах, а также на нецелесообразность замены известковых удобрений на цеолиты.

Применение доломитовой муки приводило к некоторому снижению содержания радиоцезия в урожае овса. При этом доза мелиоранта существенной роли не играла. Эффект от внесения

Таблица 4. Влияние различных мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае овса на произвесткованных почвах

Вид мелиоранта, доза внесения	Зерно				Солома			
	Урожай, ц/га	% от контроля	Радиоцезий		Урожай, ц/га	% от контроля	Радиоцезий	
			Кп, Бк/кг	Квк/м <sup>2</sup>			Кп, Бк/кг	Квк/м <sup>2</sup>
Контроль	13,1	100	0,33	100	19,6	100	0,58	100
Известь, 3 т/га	13,3	102	0,25	76	20,3	104	0,51	89
Известь, 6 т/га	12,5	95	0,33	100	20,4	104	0,75	128
Цеолит, 5 т/га	12,4	95	0,40	121	19,8	101	0,70	121
Цеолит, 10 т/га	13,1	100	0,39	117	19,9	102	0,61	104
Гумат натрия, 0,5 т/га	12,6	96	0,73	68	20,0	102	0,54	103
Гумат натрия, 2,5 т/га	13,1	100	0,27	81	20,6	105	0,34	58
Гумат натрия, 5 т/га	12,8	98	0,21	59	19,3	99	0,36	62
Доломит, 3 т/га	11,8	90	0,26	77	18,2	93	0,47	80
Доломит, 6 т/га	12,3	94	0,24	73	19,4	99	0,52	89

3 и 6 т/га доломитовой муки был примерно одинаковым. Коэффициент перехода радиоцезия в зерно овса составлял, соответственно, 0,26 и 0,24 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), в солому 0,47 и 0,52 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), что на 23,27 и 20,11% ниже, чем соответствующий показатель контрольного варианта без применения удобрений. Однако дополнительное внесение доломитовой муки на известкованной почве, по-видимому, будет нецелесообразным из-за недостаточной эффективности агроприема. При повторном же известковании, ее внесение может быть более эффективным, чем внесение извести.

Таким образом, дополнительное внесение указанных мелиорантов с целью снижения поступления радиоцезия в урожай овса на известкованных почвах является малоэффективным агротехническим мероприятием. Их применение эффективно на кислых почвах в сроки, предусмотренные рекомендациями агрохимической службой. Расчет доз внесения мелиорантов следует проводить по гидролитической кислотности почвы.

#### ВЛИЯНИЕ СОРБЕНТОВ НА ВЫВЕДЕНИЕ РАДИОЦЕЗИЯ ИЗ ОРГАНИЗМА ОВЕЦ

Асташева Н. П., Романов Л. М.,  
Хомутинин Ю. В., Костюк Д. М.

Получение "чистого" мяса на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на ЧАЭС, является важнейшей народнохозяйственной задачей. Этому вопросу отводится особое внимание и в разработанных после аварии рекомендациях по ведению сельского хозяйства на загрязненной территории, и в вышедших публикациях [1-3]. Рекомендованный способ решения этой задачи - откорм животных перед убоем "чистыми" кормами.

В настоящей работе рассматривается несколько иной подход. Это использование в рационе животных различных сорбентов (ферроцин (F), БИФЕЖ (В), ЦИИОМ (С)), связывающих радионуклиды в желудочно-кишечном тракте и тем самым предотвращающих их поступление в кровь.

С целью решения этой задачи на овцах был проведен соответствующий эксперимент. Для него были отобраны животные в возрасте 12-14 месяцев живой массой 35-40 кг. В каждой группе по три животных. Содержание радиоцезия в суточном рационе за 2 месяца до начала эксперимента и в его период

(30 суток) составляло 35-37 кБк. Сорбирующие добавки животные получали ежедневно на протяжении опытного периода в смеси с комбикормом в количестве 100 и 300 г на группу (приблизительно 33 и 100 г на животное).

В начале и в конце эксперимента были забиты контрольные животные. Овцы, получавшие препарат, забиты через 30 дней после первой добавки препарата. При убое для анализа отбирали образцы мышц, почек, селезенки, печени, легких и сердца, в которых определялась концентрация Cs-134, 137 и K-40.

Для выявления закономерностей влияния различных сорбентов на концентрацию радиоцезия в организме животных полученные результаты были подвергнуты различным видам статистического анализа [4], при этом анализировались не значения концентрации Q, а ее логарифмы. Это вызвано асимметричностью распределения вероятностей концентрации радиоцезия в органах животных при заданной дозе сорбента, вследствие чего при вычислении средней концентрации ошибка в сторону больших значений превышает ошибку в сторону меньших значений. Такой подход хорошо согласуется с экспоненциальной зависимостью выведения радиоцезия из органов [1]. Для построения доверительных интервалов и оценки значимости уровня доверия принимался равным 0.95.

Результаты дисперсионного анализа показали, что при добавлении различных видов и доз сорбентов в рацион опытных групп овец на 30-е сутки нет значимого различия в концентрации радиоцезия в органах и тканях данных животных. Это позволяет рассматривать опытных овец как группу получавших ежедневно 33-100 г сорбента.

Из рисунка 1 видно, что наиболее эффективным из испытываемых оказался БИФЕЖ, однако его преимущество статистически не значимо. В целом по эффективности сорбенты распределились в следующем порядке: БИФЕЖ(В), ЦИИОМ(С), ферроцин(F). Однако на процесс выведения радиоцезия из почек БИФЕЖ и ферроцин оказали более сильное влияние, чем ЦИИОМ, и это различие статистически значимо. Содержание радиоцезия у животных контрольной группы на рисунке 1 отмечено буквой К.

Результаты дисперсионного анализа показали также отсутствие какого-либо влияния исследуемых сорбентов и их доз на концентрацию K-40 в органах овец.

С помощью полученных результатов была оценена кратность

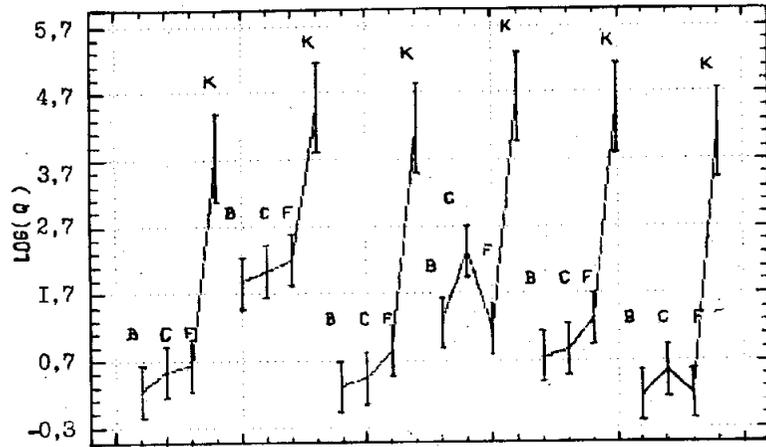


Рис. 1.

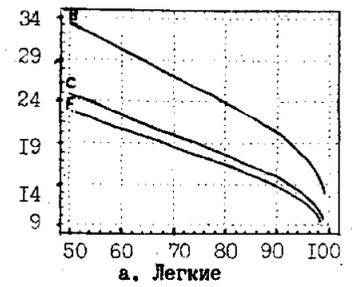
снижения концентрации радиоцезия в органах животных в зависимости от степени доверия к ней. При этом группы животных, получавших с рационом ежедневно 33 и 100 г того или иного сорбента, в силу оговоренных выше причин рассматривались вместе.

Как показал предварительный статистический анализ, для рассматриваемых групп животных, среднее квадратическое отклонение логарифма концентрации радиоцезия  $S$  в конкретном органе не зависит от используемого препарата. С учетом этого факта были получены оценки  $S$ . Для всех органов, за исключением почек, эти показатели близки и их среднее значение равно 0.4. Это говорит о том, что естественный разброс концентрации радиоцезия в конкретном органе различных животных, получавших препараты, не превосходит ошибки измерения. Значимо отличается значение  $S$  только для почек (равно 0.64), что было учтено в дальнейшем при построении зависимостей.

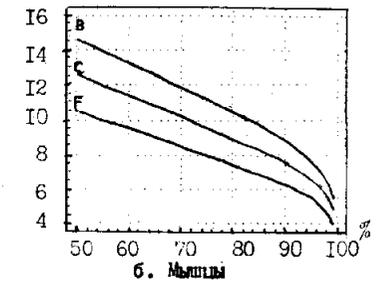
Кратность снижения концентрации радиоцезия в органах животных вычислялась как

$$C_0 / \text{EXP}(Y + S * U(p)),$$

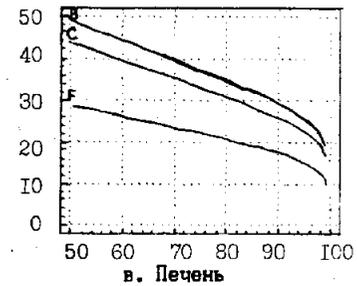
где  $C_0$  – средние значения концентрации радиоцезия в органе контрольных животных;



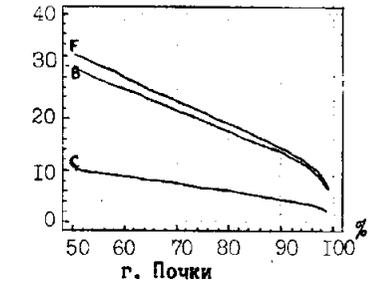
а. Легкие



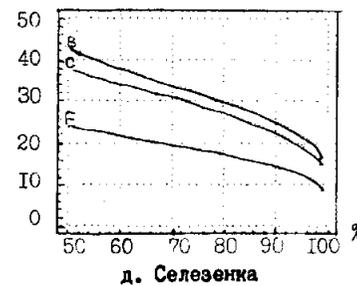
б. Мышцы



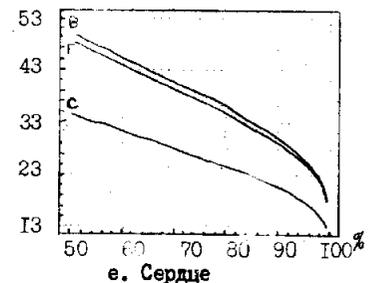
в. Печень



г. Почки



д. Селезенка



е. Сердце

Рис. 2.

Y - среднее значение логарифма концентрации радиоцезия в органе животных, рассматриваемой группы;

U(p) - квантиль нормального распределения вероятностей уровня "p".

Полученные результаты для рассматриваемых органов и тканей при использовании БИФЕЖа, ЦИИОМа и ферроцина представлены на рисунке 2. По оси ординат отложена кратность снижения концентрации радиоцезия, а по оси абсцисс процент животных, получавших ежедневно 33-100 г того или иного сорбента, у которых кратность снижения будет не менее означенной. Например, у 90% животных, получавших в указанных дозах БИФЕЖ, кратность снижения концентрации радиоцезия в мышцах будет не ниже 8,7, получавших ЦИИОМ не ниже 7,5, ферроцин - 6,3.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Пристер Б. С., Лошилов Н. А., Немец О. Ф., Поярко В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. - К.: Урожай, 1991.

2. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н. Основы радиэкологии сельскохозяйственных животных. - М.: Энергоатомиздат, 1987.

3. Сельскохозяйственная радиология / Под ред. А. Л. Сахина Р. М., Корнеева Н. А. - М.: Экология, 1992.

4. Четыркин Е. М., Калихман И. Л. Вероятность и статистика. - М.: Финансы и статистика, 1982.

#### КОНТРОЛЬ СОДЕРЖАНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В МОЛОКЕ ЛПХ В НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТАХ ЗОНЫ ОТСЕЛЕНИЯ

Соболев А. С., Асташева Н. П., Юрецкий С. В., Боженко Е. В., Жалобина Т. В., Сяський С. С.

В ряде населенных пунктов, расположенных на территории 30-километровой зоны, продолжает проживать часть населения, так называемые "самоселы". Это население потребляет продук-

цию животноводства и растениеводства, производимую в зоне отселения.

В населенных пунктах зоны проводилось изучение уровней загрязнения почвы на пастбищах и молока, получаемого на этих пастбищах цезием-137.

На каждом из 8-ми пастбищ выпасалось 3-6 коров.

Коэффициент перехода цезия-137 из почвы в молоко (КП) изменяются от 0,6 до 2,8 в зависимости от населенного пункта (табл. 1). Например, в с. Городище КП больше, чем в с. Куповатое, в 4,7 раза.

Т а б л и ц а 1. Коэффициенты перехода цезия-137 из почвы в молоко и траву пастбищ в населенных пунктах 30-км зоны

Населенный пункт	Содержание Cs-137			Коэффициенты перехода (Бк/л) / (кБк/кв.м)	
	почва кБк/квм	молоко Бк/л	траву Бк/кг	почва- молоко	почва - траву
с. Городище	333,0	925,0	1887,0	2,8	5,7
с. Куповатое	92,5	55,5	244,2	0,6	3,3
с. Опачичи	148,0	148,0	270,1	1,0	1,8
с. Лубянка	370,0	999,0	1665,0	2,7	4,5
с. Рудня- Ильинецкая	74,0	74,0	281,2	1,0	3,8
с. Ильинцы	74,0	148,0	592,0	2,0	8,0
с. Ст. Соколы	74,0	55,5	259,0	0,8	3,5
с. Н. Соколы	111,0	111,0	296,0	1,0	2,7

Известно, что коэффициенты перехода цезия-137 из почвы в молоко зависят от агрохимических показателей почв на пастбищах. Однако, коэффициенты перехода цезия-137 из почвы в траву в селах Городище и Куповатое отличаются только в 1,7 раза (табл. 1). Следовательно, различия в коэффициентах перехода цезия-137 из почвы в молоко в этих селах нельзя объяснить только различием агрохимических показателей почв.

Пастбища в населенных пунктах отличаются различным содер-

жанием цезия-137 в дернине (табл. 2). Луговая дернина выполняет роль аккумулятора радионуклидов, выпавших на поверхность почвы. Из дернины радионуклиды долгое время поглощаются базальными частями растений. В условиях производственного эксперимента нами было показано, что разрушение дернины при коренном улучшении пастбищ приводит к уменьшению накопления цезия-137 в травостое в 2,2 раза (табл. 3). В то же время при выпасе коров на угодьях без обработки, удельная активность цезия-137 в молоке в 2,7 раза выше, чем на пастбищах, подвергнутых коренному улучшению. Это связано с тем, что не только трава после коренного улучшения пастбищ стала меньше содержать цезий-137, но и был ликвидирован источник поступления цезия-137 в организм животных из дернины. Содержание цезия-137 в дернине в этом опыте было равно 415 Бк/кв.м.

В населенных пунктах Городище и Лубянка содержание цезия-137 в дернине в 4,3-4,8 раза выше. Следовательно, поступление радионуклидов из дернины в организм животных в Городище и Лубянке может быть гораздо выше.

Т а б л и ц а 2. Содержание цезия-137 в молоке коров и дернине пастбищ

Населенный пункт	Содержание Cs-137	
	молоко Бк/л	дернина Бк/кв.м
с. Городище	925+48	1750+197
с. Куповатое	56+4	320+21
с. Опачичи	148+8	515+46
с. Лубянка	999+82	1930+185
с. Рудня Ильинецкая	74+5	280+30
с. Старые Соколы	148+12	410+35
с. Новые Соколы	111+9	420+38
Овручский р-н Житомирской обл.	-	415+30

Т а б л и ц а 3. Влияние коренного улучшения пастбищ на содержание Cs-137 в траве и молоке коров

Вариант опыта	Содержание Cs-137		Кп, (Бк/л)/(кБк/кв.м) почва-молоко
	в траве Бк/кг	в молоке Бк/л	
Пастбище без обработки	332+27	200+19	1,8
Пастбище под- вергнутое корен- ному улучшению	148+12	74+5	0,7

Т а б л и ц а 4. Масса травы на пастбищах в населенных пунктах 33-км зоны

Населенный пункт	Вес травы натуральной влажности, кг/кв.м			
	май	июнь	июль	октябрь
с. Городище	1,0	1,5	1,2	0,2
с. Куповатое	0,9	1,1	1,1	0,4
с. Опачичи	0,8	1,6	1,6	0,2
с. Лубянка	0,9	1,6	1,5	0,3
с. Рудня Ильинец- кая	1,0	1,5	1,0	0,4
с. Ильинцы	1,1	1,4	1,5	0,2
с. Старые Соколы	1,0	1,6	1,6	0,6
с. Новые Соколы	1,1	1,5	1,5	0,4

Зависимость содержания цезия-137 в молоке от содержания этого радионуклида в дернине описывается регрессионной моделью:

$$Y = -127 + 0,59X (1),$$

18<sup>x</sup>-60

где У - содержание Cs-137 в молоке, Бк/л,  
 X - содержание Cs-137 в дернине, Бк/кв.м.

Регрессионная модель (1) отражает закономерности миграции цезия-137 в системе почва-молоко в октябре месяце. В июне-июле густота травостоя в несколько раз выше, чем в октябре (табл. 4). Поступление радионуклидов происходит преимущественно из травы и содержание цезия-137 в молоке не зависит от содержания радионуклидов в дернине (табл. 5).

Т а б л и ц а 5. Содержание Cs-137 в молоке коров

Населенный пункт	Содержание Cs-137 в молоке, Бк/л			
	май	июнь	июль	октябрь
с. Городише	410 $\pm$ 73	210 $\pm$ 28	280 $\pm$ 26	925 $\pm$ 48
с. Куповатое	50 $\pm$ 6	42 $\pm$ 3	45 $\pm$ 5	56 $\pm$ 4
с. Опачичи	64 $\pm$ 7	51 $\pm$ 6	57 $\pm$ 4	148 $\pm$ 8
с. Лубянка	390 $\pm$ 45	205 $\pm$ 25	240 $\pm$ 28	999 $\pm$ 82
с. Рудня Ильинец- кая	40 $\pm$ 5	47 $\pm$ 3	52 $\pm$ 5	74 $\pm$ 5
		59 $\pm$ 7		
с. Ильинцы	64 $\pm$ 4	30 $\pm$ 3	50 $\pm$ 6	148 $\pm$ 12
с. Старые Соколы	36 $\pm$ 3	52 $\pm$ 4	32 $\pm$ 2	55 $\pm$ 4
с. Новые Соколы	63 $\pm$ 5	52 $\pm$ 4	57 $\pm$ 6	111 $\pm$ 9

Таким образом, качество травостоя на пастбище влияет на удельную активность цезия-137 в молоке коров, выпасающихся на этом пастбище. Осенью, в результате ухудшения качества травостоя удельная активность цезия-137 в молоке в некоторых населенных пунктах зоны отселения превышает ВДУ-91.

### ВЛИЯНИЕ ДОБАВОК МИКРОЭЛЕМЕНТОВ НА НЕКОТОРЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОБМЕНА ВЕЩЕСТВ И ПРОДУКТИВНОСТЬ У КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА НА ТЕРРИТОРИИ С ПОВЫШЕННЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Асташева Н. П., Лазарев Н. М.,  
 Дрозденко В. П., Соболев А. С.,  
 Иванова Т. Н.

Длительное содержание сельскохозяйственных животных в условиях повышенного радиационного фона и загрязнения угодий радионуклидами может привести к нарушению состояния их здоровья и продуктивности. Снизить действие радиационного фактора на животных можно как интенсификацией выведения радионуклидов из организма, так и модификацией их влияния улучшенным кормлением. К числу модификаторов радиационного воздействия относятся вещества, влияющие на состояние защитной, антиоксидантной систем. Большая часть биоконпонентов, относящихся к антиоксидантной системе, являются металлоферментами, поэтому повышенное содержание соответствующих элементов в кормах может модифицировать их активность.

Известно, что земли Полесья Украины, граничащие с зоной Чернобыльской аварии, где разрешено ведение сельхозпроизводства, являются биогеохимической провинцией с низким содержанием в почвах и растениях биотических элементов (I, Co, Cu, Zn, Mn, и др.) [1]. Микроэлементы (МЭ) участвуют во многих жизненно важных проявлениях организма, обеспечивая необходимое функционирование и нормализацию обменных процессов, входя составной частью в комплексные биологически активные соединения: ферменты, витамины, гормоны. Недостаточное потребление МЭ, в связи с их дефицитом в кормах и воде, вызывает у животных состояние напряжения и развитие патологических функциональных и структурных изменений в организме, которые исчезают при добавлении в рацион недостающих МЭ [2]. В опытах на лабораторных животных установлено, что добавление в рационы некоторых дефицитных МЭ активизирует защитную от окислительного стресса функцию организма и повышает радиорезистентность [3, 4]. В связи с изложенным представляет интерес изучить биохимический статус крупного рогатого скота, содержащегося в условиях радиационного загрязнения, на территории вблизи 30-км зоны ЧАЭС, получавших с кормом оптимизированные добавки МЭ.

### Материалы и методы исследования

Опыт проводили на поголовье крупного рогатого скота в ОПХ УкрНИИСХР Полесского района Киевской области в летне-осенний период 1990 года. Для эксперимента были отобраны лактирующие коровы 2-3 отела и телята-молочники в возрасте 2-3 месяцев, из которых были сформированы опытные и контрольные группы животных по пять голов в каждой. Все группы животных получали хозяйственный рацион, а животным опытных групп дополнительно давали оптимизированную смесь микро и ультраэлементов, содержащую в своем составе профилактические дозы: I, Co, Cu, Zn, Mn, Mo, Se, Si и др. Опыт продолжался в течение 3,5 месяцев (с 12.07 по 23.10.90).

Биохимические показатели крови животных исследовали перед началом опыта и в конце наблюдения. Отдельные показатели определяли в промежуточные сроки: через 2 недели и 1 месяц от начала опыта. Для анализа брали плазму крови животных, в которой определяли: активность глутатионпероксидазы (ГП) в мкМоль СН-групп за одну минуту, щелочной фосфатазы (ЩФ) в мккат/л и амилазы (Ам) в г/л, концентрацию церулоплазмина (ЩП) в мг%, гидроперекисей липидов (ГПЛ) - в условных единицах, холестерина (Хл) - в мг%. Статистический анализ опытных данных проводили методом вариационной статистики, см. предыдущую статью. В конце опыта в плазме крови раиммунологическим методом на приборе "Мини-Гамма" определяли концентрацию кортизола (Кк) и тироксина (Т4) в нмоль/л [5].

### Результаты и обсуждение

Добавление к рациону питания коровам и телятам-молочникам оптимизированной смеси важнейших биогенных МЭ оказали положительное влияние на обмен веществ. Биологическая функция МЭ у жвачных осуществляется с одной стороны, через активацию жизнедеятельности рубцовой микрофлоры (синтез незаменимых аминокислот, низкомолекулярных жирных кислот, витаминов группы В, нуклеиновых кислот и т.д.), а с другой - непосредственно через оптимизацию синтеза биологически активных веществ (ферментов, гормонов, витаминов) в самом организме животных [6, 117]. Изменения в обмене ве-

ществ под влиянием добавок МЭ у коров и молодняка были неоднозначны, что, очевидно, связано с различиями физиологического и возрастного статуса. Так, концентрация холестерина в плазме крови у опытных коров к концу опыта была ниже по сравнению с контролем на 29,8% ( $P < 0.02$ ), а у телят, напротив, выше на 27% ( $P < 0.05$ ) (табл. 1, 2). Повышенное содержание холестерина в крови у коров чаще всего связано с нарушением рубцового пищеварения и являются защитной реакцией организма на неполноценное кормление. Считается, что снижение концентрации холестерина в крови является характерным признаком гипертиреоза [7]. Снижение концентрации холестерина в крови у молочных коров при добавлении им в рацион недостающих МЭ наблюдали другие исследователи [8, 9]. Причиной уменьшения уровня холестерина в крови может быть повышенная экскреция его из печени в соединении с таурином в составе конъюгированных желчных кислот. Дополнительным материалом для образования таурина в печени могут служить вновь синтезированные серосодержащие аминокислоты (метионин, цистеин, цистин) в составе микробного белка в рубце, образованные в повышенном количестве под влиянием МЭ в рационе [6]. Это обеспечивает интенсивное удаление холестерина из организма желчью, что является основной причиной возникновения гипохолестеринемии. Вероятно, повышение концентрации холестерина в крови у опытных телят по сравнению с контролем к концу опыта связано с адаптацией к полигастричному типу пищеварения, который формируется у телят к 6-мес. возрасту. В переходный период, т.е. в 2-3-месячном возрасте, у телят переваривается в преджелудках всего 10-12% питательных веществ. По данным Н.И. Клейменова [10], добавка дефицитных МЭ телятам в возрасте 2-3 месяцев способствовала ускоренному формированию рубцового типа пищеварения, повышало использование питательных веществ растительного корма и прирост живой массы. По-видимому, аналогичные процессы ускоренного формирования рубцового типа пищеварения под влиянием добавок МЭ произошли и у опытных телят, в отличие от контрольных. Об этом косвенно свидетельствуют данные о значительно большем приросте живой массы у опытных телят по сравнению с контролем в конце опыта (на 29,3%,  $P < 0.001$ ). Быстрое развитие рубцового пищеварения способствует образованию значительного количества летучих жирных кислот (уксусной, молочной, пропионовой), в составе которых не долю ацета-

Т а б л и ц а 1. Биохимические показатели крови коров, получавших добавки микроэлементов

Дата взятия крови	Группы животных	Показатели						
		ГП	ГПЛ	ЩФ	Ам	ЩП	Х	
11.07.90	Опыт	6,81±	1.14±	0.67±	109±	5.73±	205±	
		0.15	0.04	0.07	19.7	0.49	12.2	
8.08.90	Контроль	0.94±	1.44±	0.20±	62±	12.4±	192±	
		0.16	0.12	0.03	9.3	1.22	6.8	
	Опыт	0.81±	1.16±	0.27±	51±	12.2±	167±	
		0.23	0.11	0.07	9.7	0.86	17.0	
22.08.90	Контроль	1.10±	1.45±	0.49±	52±	12.5±	211±	
		0.30	0.15-	0.10	10.4	0.82	10.2	
	Опыт	0.62±	1.49±	0.40±	50±	10.1±	200±	
		0.32	0.09	0.06	7.8	0.94	14.0	
23.10.90	Контроль	7.88±	1.12±		124±	12.5±	252±	
		0.20	0.10		9.9	1.56	13.2	
	Опыт	7.57±	1.14±		119±	11.5±	194±	
		0.26	0.08		14.4	0.78	13.7*	

144

x - P < 0,02

Т а б л и ц а 2. Биохимические показатели крови телят, получавших добавки микроэлементов

Дата взятия крови	Группы животных	Показатели						
		ГП	ГПЛ	ЩФ	Ам	ЩП	Х	
11.07.90	Опыт	6.57±	1.26±	2.04±	48.3±	5.53±	137±	
		0.11-	0.08	0.29	11.0	1.37	21.0	
8.08.90	Контроль	1.13±	1.09±	1.37±	29.5±	13.9±	142±	
		0.33	0.07	0.25	5.6	1.65	16.8	
	Опыт	0.75±	1.28±	1.35±	58.2±	12.73±	129±	
		0.21	0.06	0.30	24.0	1.51	4.6	
22.08.90	Контроль	0.42±	1.13±	0.69±	29.8±	9.88±	147±	
		0.19	0.09	0.10	5.8	1.17	10.6	
	Опыт	0.74±	0.18±	1.45±	44.5±	9.90±	108±	
		0.19	0.05	0.30	6.3	0.90	9.1*	
23.10.90	Контроль	8.17±	0.41±		136.6±	9.29±	63±	
		0.46	0.04		9.7	0.91	5.3	
	Опыт*	7.73±	0.50±		164.7±	8.48±	80±	
		0.39	0.07		26.2	1.26	4.6*	

145

145

\* - P < 0,05

та приходится основная масса. Поскольку синтез холестерина в организме осуществляется из ацетата [11], становится понятно, что увеличение концентрации его в крови у опытных телят было, по-видимому, связано с повышением у них роли рубцового пищеварения в обмене.

На протяжении опыта практически не было отличий в значенных параметрах, характеризующих антиокислительную систему взрослых животных и телят опытных и контрольных групп. У телят опытной группы была отмечена тенденция к увеличению активности амилазы, проявлявшаяся при всех сроках отбора крови. При добавлении смеси МЭ наблюдали более высокую активность щелочной фосфатазы в сыворотке крови у опытных телят по сравнению с контрольными через 40 дней после начала опыта (в 2.1 раза,  $P < 0.05$ ), что связано, по-видимому, с более высокой энергией роста и усилением биоэнергетического обмена. Установлено, что такие МЭ как Zn, I, Co, Cu, Mn могут повышать активность щелочной фосфатазы [12]. Кроме того, для функционирования щелочной фосфатазы Zn является незаменимым элементом, входя в состав ее простетической группы. Предварительными исследованиями было установлено, что концентрация цинка в организме у телят перед началом опыта была в два раза ниже нижней границы нормы. Поэтому увеличение активности щелочной фосфатазы у опытных телят было, по-видимому, обеспечено дополнительным скармливанием им оптимизированной смеси МЭ.

Известно, что при гипофункции щитовидной железы происходит понижение основного энергетического обмена за счет уменьшения интенсивности окислительных процессов и образования тепла в организме [13]. При этом у молодых растущих животных при снижении функциональной активности щитовидной железы наблюдают перераспределение затрат энергии на синтез белка в организме за счет затрат на выработку тепла, результатом чего является уменьшение темпов роста животных [14]. Использование в кормлении добавок дефицитных МЭ снижало концентрацию тироксина в плазме крови у опытных телят по сравнению с контролем на 47% ( $P < 0.05$ ), что при одновременном повышении у первых живой массы (на 29%,  $P < 0.01$ ) может указывать на снижение окислительных процессов в организме. В конце исследования у опытных телят по сравнению с контролем наблюдали достоверно более низкий уровень кортизола (в 2.5 раза,  $P < 0.001$ ). Это свидетельствует об уменьше-

нии кормового стресса у опытных телят в результате добавок недостающих в рационе МЭ, так как известно, что неполноценное и недостаточное по общей питательности кормление животных является для них стрессорным фактором.

### Заключение

Таким образом, добавка оптимизированной смеси МЭ на фоне дефицита их в рационе у продуктивных коров и у телят-молочников способствовала активизации у них анаболических процессов в организме. Это выразилось прежде всего в улучшении здоровья, повышении продуктивности (у коров – молочной, у телят – мясной) и адаптационных функций организма животных. МЭ осуществляли свое влияние как через стимуляцию деятельности микрофлоры рубца, так и через усиление синтеза биологически активных соединений в самом организме животных. Анализ изменений биохимических показателей в плазме крови телят-молочников с учетом зоотехнических параметров свидетельствует о более раннем формировании рубцового типа пищеварения под влиянием добавок в рацион дефицитных МЭ. Теоретически следует признать перспективным направление по изучению добавок комплекса дефицитных МЭ в качестве стимуляторов биогенных радиопротекторов в организме сельскохозяйственных животных, особенно у жвачных, МЭ, способствуя активизации микробиологических процессов в рубце, увеличивают (через кобальт) синтез витаминов группы В и органических тиоловых соединений, в том числе серосодержащих аминокислот (метионина, цистеина, цистина и др.), обладающих радиопротекторными свойствами.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Судаков Н. А., Береза В. Н., Погурский И. Г. и др. Рекомендации по диагностике и профилактике патологии обмена веществ у коров в хозяйствах Киевского Полесья. – К., 1987.
2. Кондратин И. П. Алиментарные и эндокринные болезни животных. – М., 1989.
3. Matsubara J., Tajima Y., Katasawa M. Promotion of radioresistance by metallothioneine induction. – Environ. Res, 1987a, 43, N 1, p. 66–74.
4. Книжников В. А., Грозовская В. А. Зависимость между устойчивостью экспериментальных животных

к гамма-излучению и содержанием в рационе фтора и кальция // Научн. конф.: "Радиация и организм. - Обнинск, 1967. С. 86-88.

5. Клиническая и лабораторная диагностика в ветеринарии / Справ. изд. - М.: Агропромиздат, 1985, с. 100-101.

6. Войнар А. Н. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. - М., 1960.

7. Теппермен Дж., Теппермен Х. Физиология обмена веществ и эндокринной системы. - М., 1989, с. 294.

8. Клавцан Э. В., Силаева С. В., Шипова Р. Я. К вопросу обеспеченности микроэлементами высокопродуктивных коров / В сб.: Диссертационные работы аспирантов ВИЖа. - Дубровицы, 1969, с. 107-108.

9. Науменко П. А. Функциональная активность щитовидной железы у высокопродуктивных коров при разном уровне микроэлементного питания. Автореф. канд. дис.-Дубровицы, 1973.

10. Клейменов Н. И. Влияние микроэлементов на рост телят и обмен веществ / Тр. Сев. Зап. ГНИИ молочн. и лугопастбищ х-ва. 1976. Вып. 9, с. 132-136.

11. Жеребцов П. И., Солнцев А. И., Вракни В. Ф. Обмен и биосинтез белка. - М., 1968, с. 101-102.

12. Смоляр В. И. Гипо- и гиперэлементозы. - К., 1989.

13. Бергнер Х., Кетц Х. А. Научные основы питания сельскохозяйственных животных. Пер. с нем. - М.: Колос, 1973.

14. Яковлев В. С., Игнатосян Г. О. Влияние функций щитовидной железы и уровня протеинового питания на рост животных разного направления продуктивности. Тр. ВНИИ мясн. скотоводства, 1975, № 18, с. 295-301.

#### МЕТАБОЛИЗМ Cs-137 В ОРГАНИЗМЕ ВЗРОСЛЫХ ГУСЕЙ В УСЛОВИЯХ ХРОНИЧЕСКОГО ПОСТУПЛЕНИЯ

Асташева Н. П., Романов Л. М.,  
Хомутинин Ю. В., Черный Ю. В.

Для разработки практических рекомендаций по снижению поступления радионуклидов в организм человека и сельскохозяйст-

венную продукцию, на территории, загрязненной РВ в результате аварии на ЧАЭС, необходимы исследования и изучение закономерностей миграции радионуклидов по с.-х. цепочкам с участием животных и птиц.

В данной работе рассматривается вопрос метаболизма Cs-137 в организме взрослых гусей, которые повсеместно содержатся населением, проживающим в загрязненных радионуклидами зонах.

Для изучения метаболизма Cs-137 в организме гусей был проведен эксперимент на поголовье серых кубанских гусей в возрасте 3-х лет со средней живой массой 3,75 кг, взятых из Макаровского района Киевской области. Загрязнение территории этого района по Cs-137 составляет до 5 Ки/км.кв., поэтому организм гусей уже содержал Cs-137 на уровне: мышцы - 0,27, кровь - 0,07, печень - 0,17, сердце - 0,26, почки - 0,22, легкие - 0,12 (нКи/кг).

Для проведения опыта было сформировано 5 групп:

- 1 - контрольная, содержание Cs-137 в суточном рационе < 0,05 нКи/кг;
- 2 - содержание Cs-137 в суточном рационе - 5,1 нКи/кг;
- 3 - содержание Cs-137 в суточном рационе - 5,1 нКи/кг, с последующим переводом на "чистые" корма;
- 4 - содержание Cs-137 в суточном рационе - 5,1 нКи/кг, с последующим переводом на "чистые" корма и добавлением БИФЕЖа - 5 г/кг корма;
- 5 - содержание Cs-137 в суточном рационе - 5,1 нКи/кг, с последующим переводом на "чистые" корма с добавлением БИФЕЖа - 2,5 г/кг корма.

Птица содержалась безвыгульно в помещении, с соблюдением зоогигиенических норм. Для изучения поступления цезия-137 с кормом в условиях, максимально приближенных к естественным, рацион гусей состоял из 75% комбикорма и 25% травяной муки, приготовленной из зеленой массы, скошенной на территории с удельной загрязненностью до 40 Ки на кв. км по цезию-137. Для определения среднесуточного поступления цезия-137 еженедельно проводили контрольное кормление. Убой подопытной птицы проводился по 5 голов одновременно из каждой группы, от которых отбирались пробы органов и тканей: мышцы, печени, крови, почек, сердца и легких.

Спектрометрический анализ содержания Cs-137 проводили на установке "Nokia".

Основываясь на ранее полученных результатах [1, 2], для изучения кинетики концентрации  $Cs-137$  в мышцах и органах гусей в процессе его накопления была выбрана экспоненциальная модель

$$C(t) = C_0 * (a + b * (1 - \text{EXP}(-\lambda t))), \quad (1)$$

где  $C_0$  – максимальная абсолютная концентрация  $Cs-137$  в органе;  
 $a$  – доля начальной концентрации  $Cs-137$  в органе;  
 $b$  – доля накопленной концентрации  $Cs-137$  в органе;  
 $\lambda$  – константа скорости накопления концентрации  $Cs-137$ ;  
 $t$  – время наблюдения в сутках.

На основе результатов измерения концентрации  $Cs-137$  в организме подопытных гусей были оценены средние значения параметров модели (1) для мышц и ряда органов. Полученные зависимости приведены в таблице 1, а для мышц, крови, печени и почек проиллюстрированы на рисунках 1-4 соответственно, где точками обозначены результаты, полученные в эксперименте.

Для описания процесса выведения  $Cs-137$  из организма гусей была выбрана двухэкспоненциальная модель, которая обычно используется для изучения кинетики концентрации радионуклидов при выведении их из организма животных [1, 2].

$$C(t) = C_0 * (d_1 * \text{EXP}(-\lambda_1 t) + d_2 * \text{EXP}(-\lambda_2 t)), \quad (2)$$

где  $C_0$  – максимальная абсолютная концентрация  $Cs-137$  в органе;  
 $d_1$  – доля первоначального содержания  $Cs-137$  в органе, скорость выведения которого характеризуется параметром  $\lambda_1$ ;  
 $d_2$  – доля первоначального содержания  $Cs-137$  в органе, скорость выведения которого характеризуется параметром  $\lambda_2$ ;  
 $t$  – время наблюдения в сутках.

На основе результатов измерения концентрации  $Cs-137$  в организме подопытных гусей различных групп были оценены средние значения параметров модели (2) для мышц и ряда ор-

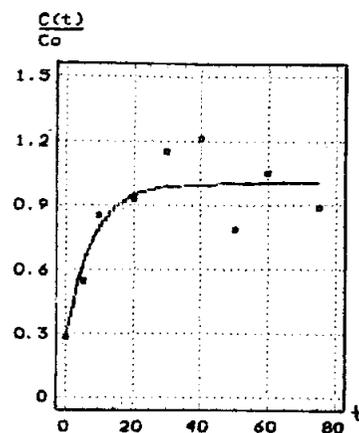


Рис. 1

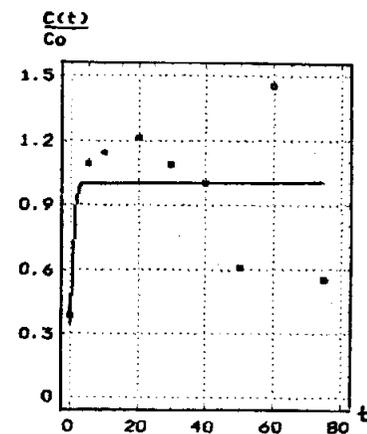


Рис. 2

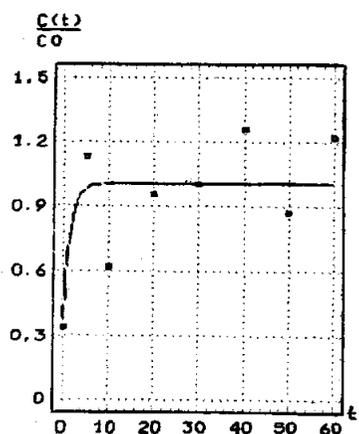


Рис. 3

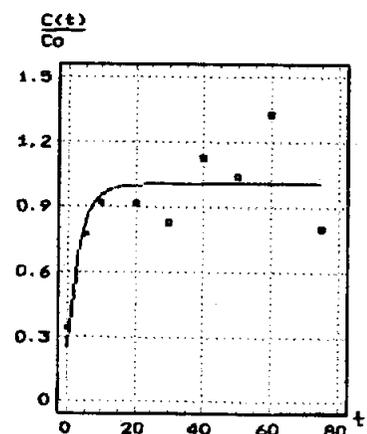


Рис. 4

ганов. Полученные зависимости приведены в таблице 2 и проиллюстрированы для мышц, крови, печени и почек на рисунках 5-8 соответственно, где точками обозначены результаты, полученные в эксперименте с "чистыми" кормами (группа 3), значком "+" – результаты эксперимента с добавлением на килограмм "чистого" корма 2.5 г БИФЕЖа (группа 5), значком "•" – результаты эксперимента с добавлением на килограмм "чистого" корма 5 г БИФЕЖа (группа 2). При оценке параметров модели

Т а б л и ц а 1

Название органа	Математическая модель накопления Cs-137	Период полунакопления, сут.
Мышцы	$C(t) = 1.0(0.27 + 0.73(1 - \text{EXP}(-0.13t)))$	5.3
Кровь	$C(t) = 0.2(0.35 + 0.65(1 - \text{EXP}(-1.0t)))$	0.7
Почки	$C(t) = 0.9(0.24 + 0.76(1 - \text{EXP}(-0.186t)))$	3.7
Печень	$C(t) = 0.465(0.36 + 0.64(1 - \text{EXP}(-0.7t)))$	1.0
Сердце	$C(t) = 0.66(0.39 + 0.61(1 - \text{EXP}(-1.0t)))$	0.7
Легкие	$C(t) = 0.43(0.28 + 0.72(1 - \text{EXP}(-0.2t)))$	3.5

Т а б л и ц а 2

Название органа	Группа	Математическая модель выведения Cs-137	Период полувыведения, сут.
Мышцы	3	$C(t)/C_0 = 0.08 + 0.92*\text{EXP}(-0.064t)$	10.8
	5	$C(t)/C_0 = 0.05 + 0.95*\text{EXP}(-0.075t)$	9.2
	4	$C(t)/C_0 = 0.02 + 0.98*\text{EXP}(-0.086t)$	8.1
Кровь	3,5	$C(t)/C_0 = 0.33 + 0.67*\text{EXP}(-0.24t)$	2.9
	4	$C(t)/C_0 = 0.2 + 0.80*\text{EXP}(-0.29t)$	2.4
Почки	3-5	$C(t)/C_0 = 0.25 + 0.75*\text{EXP}(-0.246t)$	2.8
	3-5	$C(t)/C_0 = 0.36 + 0.64*\text{EXP}(-0.144t)$	4.8
Сердце	3-5	$C(t)/C_0 = 0.38 + 0.62*\text{EXP}(-0.18t)$	3.8
	3,5	$C(t)/C_0 = 0.62 + 0.38*\text{EXP}(-0.035t)$	19.8
Легкие	4	$C(t)/C_0 = 0.52 + 0.42*\text{EXP}(-0.18t)$	3.8

152

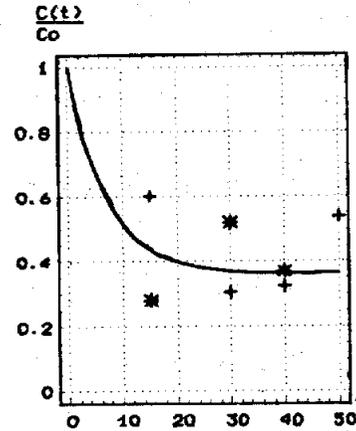


Рис. 7

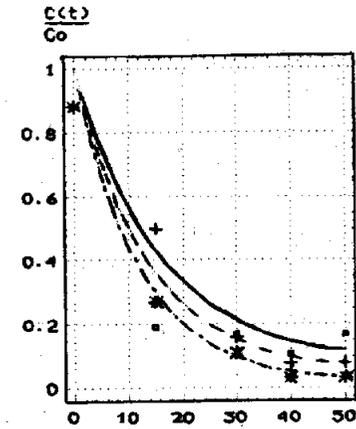


Рис. 5

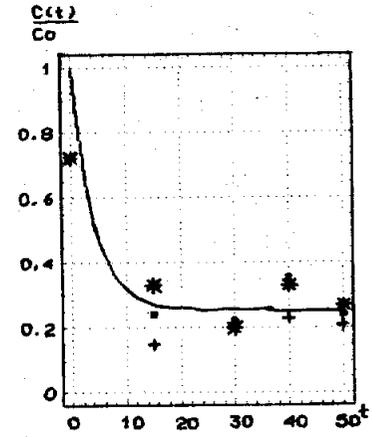


Рис. 8

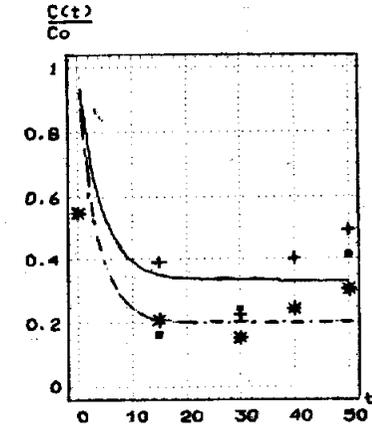


Рис. 6

(2) значения  $C_0$  считались известными, равными соответствующим значениям определенным в предыдущем разделе (модель (1)).

Из приведенной таблицы видно, что процесс выведения Cs-137 из мышц и органов гуся описывается одной экспонентой. Наряду с прочими объяснениями, возможно, это является следствием организационных причин. Дело в том, что после начала процесса выведения (кормления птицы "чистыми" кормами) первый забой и первая регистрация

Cs-137 была произведена только через 15 суток. Поэтому первый и второй период полувыведения не могли быть зарегистрированы, а приведенные в таблице 2 величины отражают некоторое усредненное их значение.

Анализ полученных результатов показывает, что при кормлении взрослых гусей "чистыми" кормами, а также при добавление в рацион ферроцинсодержащего препарата БИФЕЖ снижение концентрации Cs-137 в крови, сердце, печени, почках и легких практически заканчивается к 15 суткам, а в мышцах к 30-м суткам, причем влияние БИФЕЖа в выбранных дозах на процесс выведения незначительное.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Пристер Б. С., Лошилов Н. А., Немец О. Ф., Пояров В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. - К.: Урожай, 1991.

2. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. - М.: Энергоатомиздат, 1987.

3. Шилов В. П., Колдаева К. А. Метаболизм Cs-137 в организме кур // Радиоэкология позвоночных животных. - М.: Наука, 1978.

#### ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ МАЛОЙ ИНТЕНСИВНОСТИ НА АНТИОКСИДЛИТЕЛЬНЫЙ СТАТУС КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА

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

При действии радиации малой интенсивности главными структурными мишенями тканей организма являются клеточные мембраны, повреждающими агентами - активные свободные радикалы (СР) и защитными факторами - специализированные ферментные и антиоксидантные системы [1, 2]. Свободно-радикальные реакции, инициированные ионизирующими излучениями, вызывают повышенное образование реактивных продуктов перекисного окисления липидов в мембранах клеток, что может стать условием для развития различных форм функциональной и структурной па-

тологии в организме. Длительная генерация СР ионизирующими излучениями провоцирует неблагоприятные сдвиги в организме животных, заставляя непрерывно функционировать с повышенной нагрузкой все репарационные и компенсаторные системы, приводя к их истощению и необратимым изменениям [2, 3, 4]. В последние годы появились работы, раскрывающие механизм влияния хронического облучения малой интенсивности на процессы характеризующие напряженность СР окисления и функционирования компенсаторной антиоксидантной системы [3, 5, 6]. На сельскохозяйственных животных подобные работы единичны [7, 8]. Недостаточная изученность этих вопросов дает основание для дополнительного экспериментального изучения механизмов действия и последствий хронического ионизирующего излучения малой интенсивности в организме сельскохозяйственных животных, в частности у животных имеющих своеобразный тип обмена веществ.

#### Материалы и методы

Опыты проводили на поголовье крупного рогатого скота в ОПХ "Владимировское" Полесского района Киевской области. Для опыта были отобраны две группы коров, получившие разные дозы ионизирующего излучения после аварии на ЧАЭС в 1986 году. Одна из групп (1а) была сформирована из коров, получивших около 61 рад на все тело (около 3,9 крад на щитовидную железу), другая группа (1б) получила в 2-2,5 раза меньшую дозу радиации. Из молодняка, родившегося от коров, подвергшихся воздействию радиационного фактора, выделили группы нетелей (2), телок 12 - 14-месячного возраста (3), телок 6-8-месячного возраста (4) и телок 2-3-месячного возраста (5). В качестве контроля использовали животных, находившихся в зоне незначительного выпадения радиоактивных осадков.

Исследования крови проводили в два срока: в начале и в конце зимне-стойлового периода. Пробы крови отбирали от пяти животных из каждой группы. В качестве антикоагулянта крови использовали гепарин. В плазме крови определяли: активность глутатионпероксидазы (ГП) в мкМолях SH-групп за одну минуту [9], концентрацию гидроперекисей липидов (ГПЛ) [10], малонового диальдегида (МДА) [11] и коэффициент антиоксидантной активности (Каоа) [12] - в относительных единицах, концентрацию церулоплазмينا (ЦП) [13] и

холестерина (Хс) [14] в мг%, амилазы (Ам) [15] в мг/л, активность аспартатаминотрансферазы (АСТ) и аланинаминотрансферазы (АЛТ) в мкМоль ПВК/мл. час [16]. В сыворотке крови определяли концентрацию белка (Б) [17] и иммуноглобулинов (ИГ) [18] в г/л. Статистический анализ полученных данных проводили методами вариационной статистики.

### Результаты и обсуждение

Сравнительный анализ данных биохимических исследований крови крупного рогатого скота, находящегося на территории с повышенным радиационным фоном, и животных из относительно "чистого" хозяйства показал наличие у первых ряда отличительных особенностей. В первой половине зимне-стойлового периода установлено значительное (в 1,7-4 раза,  $P < 0,05-0,001$ ) увеличение активности ГП плазмы крови у опытных животных по сравнению с контрольными по всем возрастным группам (рис. 1). Являясь важным компонентом системы защиты мембран от токсического действия свободных радикалов, ГП принимает непосредственное участие в инактивации перекисных соединений, и поэтому увеличение активности этого фермента можно рассматривать как ответную адаптогенную реакцию организма на увеличение продуктов ПОЛ. Отсутствие при этом повышенного накопления ГПЛ в плазме крови у опытных животных (кроме второй группы) может свидетельствовать о достаточной эффективности антиокислительных процессов у них в организме по сравнению с контролем. Данные по содержанию антиокислительного глобулина - ЦП, являющегося "чистильщиком" СР в крови (26), не выявили достоверных различий по этому показателю между опытными и контрольными группами животных (кроме 2-й) (табл. 1). Обращают на себя внимание сравнительные данные по показателям обмена у опытных животных второй группы (телки 12-18-месячного возраста). Характер изменения этих показателей свидетельствует о значительной напряженности антиокислительного статуса у опытных телок. На это указывают данные о высокой концентрации ГПЛ (в 3,2 раза,  $P < 0,001$ ) в плазме опытных животных по сравнению с контрольными, что является признаком угнетения у первых антиокислительного статуса. Достоверно более высокая концентрация белка в сыворотке крови (на 30%,  $P < 0,01$ ) и повышенная актив-

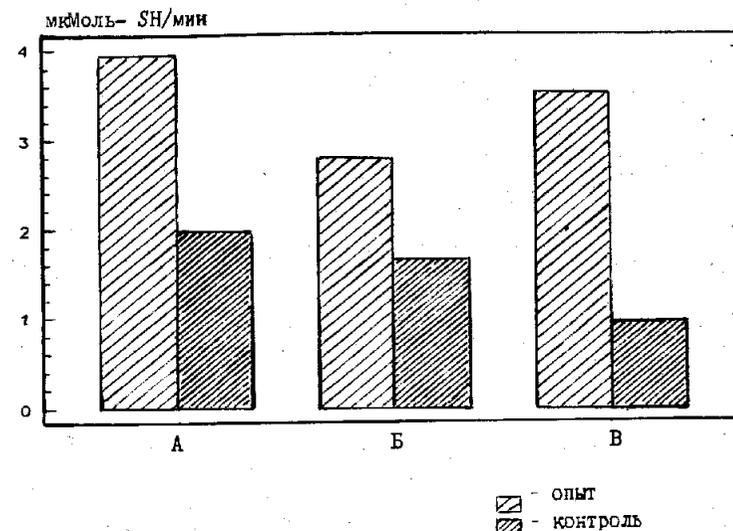


Рис. 1. Изменение активности глутатионпероксидазы в плазме крови КРС (1 половина зимне-стойлового периода): А - Коровы; Б - Телки 12-18 мес. возраста; В - Телки 6-8 мес. возраста.

ность амилазы (в 2,4 раза,  $P < 0,05$ ) в плазме крови у опытных телок могут быть следствием напряженности компенсаторных процессов, направленных на поддержание антиоксидантного статуса. Напряженность обменных процессов в организме у опытных телок старшей возрастной группы, по нашему мнению, могла быть вызвана недостатками кормления, связанными с потреблением значительного количества силоса низкого качества, входящего в преобладающем количестве в рацион питания этой группы животных. Такое предположение находит подтверждение в работе [4], в которой отмечается, что неполноценное и недостаточное кормление является причиной значительного понижения уровня обеспеченности организма антиоксидантами. Данные по анализу крови, проведенного во второй половине зимне-стойлового периода (табл. 2), позволили установить пониженную, по сравнению с контролем, активность АСТ в плазме у молодняка всех опытных групп ( $P < 0,05$ ). Возможно, что эти изменения связаны с некоторым снижением количества потребляемых кормов. Это согла-

Т а б л и ц а 1. Биохимические показатели крови КРС, содержащегося на загрязненной РВ территории (ОПХ УкрНИИСХР), (1-ая половина зимне-стойлового периода)

Группы животных	Биохимические показатели (M±m)									
	В	ЩП	ГПЛ	АМ	ГП	Х	АСТ	АЛТ		
Коровы (Владимирова)	76.6±	15.9±	0.14±	36.1±	3.9±	151±	1.29±	1.89±		
	3.6	2.6	0.08	5.85	0.35	22.2	0.08	0.06		
	75.2±	14.4±	0.15±	60.9±	3.95±	168±	1.56±	2.43±		
	3.3	1.6	0.05	8.5	0.07	19.4	0.05	0.11		
Контроль	74.5±	18.1±	0.16±	83.2±	2.00±	216±	1.32±	1.9±		
	3.68	2.24	0.03	19.6	0.24	28.0	0.02	0.1		
Телки 12-18 мес. Контроль	83.6±	8.1±	0.42±	98.7±	2.67±	117±	1.54±	1.79±		
	4.3	0.5**	0.06	15.4*	0.3	6.3	0.04	0.11		
	64.3±	1.5±	0.13±	40.8±	1.53±	126±	1.41±	1.83±		
	2.78	1.46	0.05	2.94	0.36	11.4	0.07	0.04		
Телки 6-8 мес. Контроль	64.2±	16.8±	0.22±	43.1±	3.5±	102±	1.49±	1.89±		
	2.7	2.1	0.05	8.9	0.07	7.1	0.06	0.06		
	64.5±	22.2±	0.18±	44.1±	0.85±	82±	1.49±	1.87±		
	1.28	2.63	0.05	3.13	0.38	7.4	0.05	0.07		

\* - P < 0,05

\*\* - P < 0,01

\*\*\* - P < 0,001

Т а б л и ц а 2. Биохимические показатели крови КРС, содержащегося на загрязненной РВ территории (ОПХ УкрНИИСХР), (2-ая половина зимне-стойлового периода)

Группы животных	Биохимические показатели (M±m)									
	В	ЩП	ГПЛ	МДА	Каоа	ИГ	Хс	АСТ		
Опыт (а)	81.3±	8.8±	1.54±	6.5±	0.96±	16.21±	161±	3.08±		
	1.80	2.14	0.78	1.19	0.03	0.40	16.9	0.20		
	82.9±	10.4±	1.60±	16.2±	0.79±	15.96±	229±	3.35±		
	1.86	1.12	0.1	1.6	0.02	0.35	15.0	0.17		
Контроль	81.0±	7.98±	1.14±	13.0±	0.88±	16.09±	176±	3.60±		
	1.86	0.76	0.09	1.46	0.06	0.58	22.1	0.13		
Опыт	-	6.12±	-	14.7±	0.87±	-	156±	3.03±		
		1.1		1.34	0.02		6.6	0.12		
	82.1±	4.98±	0.98±	12.7±	0.99±	14.48±	176±	4.06±		
	4.90	1.33	0.04	1.41	0.02	0.55	10.5	0.11		
Опыт	81.7±	13.0±	1.06±	10.3±	1.07±	14.05±	135±	2.59±		
	1.78	2.03	0.36	0.30	0.04	0.51	9.3	0.15		
	72.5±	5.65±	0.79±	16.8±	1.08±	14.65±	157±	3.86±		
	2.30	0.76	0.09	0.48	0.03	0.45	2.9	0.37		

Группы животных	Биохимические показатели (M±m)							
	Б	ЦП	ГПЛ	МДА	Каоа	ИГ	Хс	АСТ
	4-я группа							
Опыт	75.5±	10.1±	0.70±	6.8±	0.85±	11.58±	50±	2.96±
Контроль	3.38	0.83	0.28	0.83	0.07	0.47	4.0	0.15
	82.4±	8.10±	0.58±	6.3±	0.81±	14.54±	109±	4.36±
	4.29-	0.89	0.18	0.85	0.07	0.79	10.5	0.22
	5-я группа							
Опыт	-	5.9±	-	5.8±	0.80±	-	51±	2.37±
Контроль	75.0±	7.1±	0.59±	0.66	0.02	-	2.3	0.23
	2.48	0.85	0.24	7.4±	0.82±	12.65±	83±	4.23±
				1.44	0.01	0.71	10.3	0.26
x	- P < 0,05							
xx	- P < 0,01							
xxx	- P < 0,001							

суется с работой В.И. Смоляр с сотр. [19], которые указывают что радиация в малых дозах воспринимается организмом как избыток питания, сопровождаясь снижением количества потребляемой пищи, и может рассматриваться, как адаптационная реакция на стресс.

В этот же период опыта отмечено более низкое, по сравнению с контролем, содержание ИГ в сыворотке крови у опытных телок четвертой группы (на 26%, P < 0,01). Относительный уровень ИГ в составе белка сыворотки крови у опытных телок четвертой группы составил 15,3% (у контрольных - 17,6%), то есть находился в пределах физиологической нормы (14-24%) [20], хотя и был несколько ниже, чем в контроле. Это свидетельствует о некотором угнетении у молодняка адаптационной системы, регулирующей гомеостаз в организме.

В тоже время в старшей возрастной группе телок (3 группа) более низкая концентрация вторичного продукта деградации при перекисном окислении липидов - малонового диальдегида (МДА) - на 39% (P < 0,05) при одновременном увеличении концентрации ЦП в 2,3 раза (P < 0,05) в плазме крови по сравнению с контролем может указывать на активизацию у первых антиокислительных процессов в организме. Определение отдельных показателей про- и антиокислительных систем затрудняет анализ направленности изучаемых процессов в ту или иную сторону.

Поэтому использование на втором этапе исследований интегрального показателя - коэффициента антиокислительной активности (Каоа), характеризующего соотношение интенсивности процессов ПОЛ и антиоксидантной активности, сделало возможным определение комплексного итога воздействия этих двух систем-антагонистов. Как оказалось, значение Каоа установленные при исследовании крови у животных опытных групп, были близки к контролю. Это свидетельствует о примерно равном соотношении интенсивности процессов СРО и, ингибирующей эти процессы, антиокислительной системы.

Таким образом, хроническое воздействие радиационного фактора малой интенсивности не оказало заметного влияния на стимуляцию процессов СРО и на перевод их в разряд процессов СР патологии в организме крупного рогатого скота.

### Заключение

Изучено влияние продолжительного действия ионизирующего излучения малой интенсивности на антиокислительный статус крупного рогатого скота. Влияние радиационного фактора выразилось в некотором повышении интенсивности протекания процессов СРО и антиокислительных процессов. Однако соотношение интенсивности этих процессов, определяемое Каоа, у опытных животных под влиянием радиационного фактора не отличалось от такового в контроле. Это свидетельствует о наличии достаточно развитой адаптационной системы у крупного рогатого скота, обитающего длительное время на территории с повышенным радиационным фоном. Этот вывод подтверждают также наблюдения за состоянием здоровья и продуктивности опытных животных. Можно заключить, что хроническое воздействие малых доз ионизирующего излучения не оказало отрицательного влияния на резистентность крупного рогатого скота в зимне-стойловый период их содержания.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Кузин А. М. Действие атомной радиации в малых дозах на биоту // Радиобиология. 1991. Т. 31. Вып. 2. С. 175-179.
2. Серкиз Я. И. Особенности биологических эффектов радиации низких интенсивностей // 1-ый Всес. радиобиол. съезд. М. 1989 / Тез. докл. Пушино, 1989. Т. 4. С. 853-854.
3. Low level radiation risk may be underestimated / Hanson D. // Chem. and End. News. 1990, 68, N 1, p. 7-8.
4. Журавлев А. И., Пантющенко В. П. Свободно-радикальная патология и методы ее профилактики биоокислителями // Сельскохозяйств. биология. 1989. № 2, с. 17-24.
5. Чаяло П. П., Береза В. Я., Ковалев А. М. и др. К оценке метаболических факторов риска развития отдаленных нестохастических эффектов ионизирующего излучения // 1-й Всес. радиобиол. съезд. М. 1989 / Тез. докл. Пушино, 1989. Т. 4. С. 858-859.
6. Дружина Н. А., Серкиз Я. И., Антоненко Г. И. и др. Изменения ключевых антиокислительных

ферментов крови в процессе хронического сочетанного облучения организма // Там же. Т. 1. С. 64-66.

7. Дорошкевич Н. А., Андрулевич С. Н., Галицкий Э. А. Влияние инкорпорированных радионуклидов на процессы перекисного окисления у животных // Здравоохр. Белоруссии. Минск. 1991, с. 9. Деп. в ВИНТИ 19.04.91 № 1672 - В 91.

8. Дрозденко В. П., Иванова Т. Н., Лазарев Н. М. Антиокислительный статус крупного рогатого скота, содержащегося на территории, загрязненной радионуклидами вследствие аварии на ЧАЭС // Всес. конф.: Проблемы ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы / Тез. докл. Обнинск, 1991, т. 2, с. 78-80.

9. Pagila D.E., Valentine W. N. Studies on the quantitative characterization of erythrocyte glutathione peroxidase. I. Lab. Clin. Med., 1967, v. 70, N 1, p. 158-169.

10. Гаврилов В. Б., Мишкорудная М. И. Лабораторное дело. 1983, № 3, с. 33-35.

11. Тимирбулатов Р. А., Селезнев Е. И. Лабораторное дело. 1981, № 4, с. 209-211.

12. Мартынюк В. Б., Ковальчук С. Н. и др. Лабораторное дело. 1991, № 3, с. 19-22.

13. Биохимические методы исследования в клинике. Под ред. А. А. Покровского. - М. Медицина, 1969, с. 450.

14. Клиническая лабораторная диагностика в ветеринарии / Справочное изд. М. Агропромизд. 1985, с. 100-101.

15. Рыжова А. П. Лабораторное дело. 1965. № 11, с. 673.

16. Инструкция по определению активности аспартат-амино-трансферазы и аланин-амино-трансферазы в сыворотке крови. Разработана ВНИИ по лабораторному делу МЗ СССР от 11 апреля 1978 г. № 290.

17. Lowry O.H., Rosenbrough N.F., Fatt A.L. and Randall R.I. // J. Biol. Chem., 1951, 159, p. 265-275.

18. Методические рекомендации по физиологическим исследованиям крови сельскохозяйственных животных. Белгород. 1979, с. 23.

19. Смоляр В. И., Набока М. В., Матасар И. Т. Современные аспекты радиационного гормезиса и их аппликация в гигиене питания // Радиационное питание, 1990, № 25, с. 91-95.

20. Васильева Е. А. Клиническая биохимия сельскохозяйственных животных. М.: Россельхозизд. 1974. С. 141.

### ГИСТОЛОГИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ В СЕМЕННИКАХ БЫКОВ, ДЛИТЕЛЬНО СОДЕРЖАЩИХСЯ НА ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ

Асташева Н. П., Лазарев Н. М.  
Яцута Л. В.

Влияние внешнего облучения на структуру и функцию половых желез самцов изучено достаточно полно. Литературных же данных о влиянии естественного облучения малыми дозами в сочетании с внутренним облучением радиоактивными частицами, поступающими с кормом, на структуру семенников млекопитающих, особенно сельскохозяйственных животных чрезвычайно мало [1, 2].

Для исследования одного из аспектов этого вопроса, нами при убое были взяты семенники быков, содержащихся на территориях с разной степенью загрязнения радиоактивными веществами, и проведена их гистологическая обработка.

Семенники фиксировали в растворе Буэна, заливали в парафин, готовили срезы толщиной 5-7 мкм, которые окрашивали гематоксилин-эозином. Было проведено микроскопирование препаратов семенников 10 бычков из Радомышля (плотность загрязнения до 37-74 кБк/кв.м или 1-2 Ки/кв.км, 6 бычков из колхоза им. XXI партсъезда из Народичского района, содержащихся на территории с плотностью загрязнения до 555 кБк/кв.м или до 15 Ки/кв.км, от 15 бычков опытного хозяйства "Владимировское" и от 13 бычков, принадлежавшим жителям поселка Полесское Киевской области (плотность загрязнения до 1480 кБк/кв.м или до 40 Ки/кв.км).

У бычков из условно "чистой" зоны (Радомышль) гистологическая микроструктура семенников в основном нормальная, расположение семенных канальцев плотное, соединительнотканые прослойки тонкие с небольшими участками интерстициальной ткани (рис. 1). Встречаются небольшие участки семенника, в которых наблюдаются деструктивные изменения в семенных канальцах и десквамация герминативного эпителия в их полость. У бычков из Народичского района структура семенных канальцев без значительных отклонений от нормы, запустевших и опустошенных канальцев не наблюдается, но отмечается разрыхление соединительной ткани, за счет чего плотность расположения канальцев на единицу площади уменьшается (рис. 2).

Гистологическая структура половых желез бычков, родившихся и содержавшихся на протяжении 1987-89 гг. в опытном хозяйстве "Владимировское", в основном, нормальная. Вместе с тем, в семенниках этих животных встречаются участки с дистрофическими изменениями в герминативном слое семенных канальцев, выразившимися в разрежении сперматогенного эпителия, в вакуолизации цитоплазмы сперматид, пикнозе ядер сперматогоний, слущивании незрелых форм сперматогенных клеток в полость канальцев. Встречаются также единичные запустевшие семенные канальцы, в которых отсутствует процесс сперматогенеза.

Интересные данные получены при исследовании гистоструктуры семенников бычков жителей поселка Полесское, расположенного в той же зоне жесткого контроля, что и хозяйство "Владимировское". В их структуре обнаружены заметные отклонения от нормы. Для них характерна дисконфлексация семенных канальцев за счет разрыхления соединительной ткани. У некоторых животных отмечается гиперемия сосудов в семенниках. Многие семенные канальцы деформированы, в них определяется только один-два ряда половых клеток, то есть наблюдается резкое уменьшение клеточных поколений поздних стадий развития. Кроме того, в стенках семенных канальцев четко выражены деструктивные изменения, наблюдается очаговое запустевание отдельных канальцев или их групп (рис. 3). Характерным для этих животных является наличие в герминативном эпителии большого количества гигантских клеток с опустошенной цитоплазмой и с одним или несколькими крупными ядрами. В полости канальцев часто наблюдается пенистое содержимое, а иногда и плазморрагия (рис. 4). Наряду с деструктивными отмеча-



Рис. 1. Микроструктура семенника животных из чистой зоны. Гематоксилин - эозин. Ув. х 63.



Рис. 2. Микроструктура семенников животных из зоны с плотностью загрязнения до 15 Ки/км<sup>2</sup>. Рыхлое расположение семенных канальцев. Ув. х 63.



Рис. 3. Запустевший семенной каналец у животного из зоны с плотностью загрязнения до 40 Ки/км<sup>2</sup>. Ув. х 63.

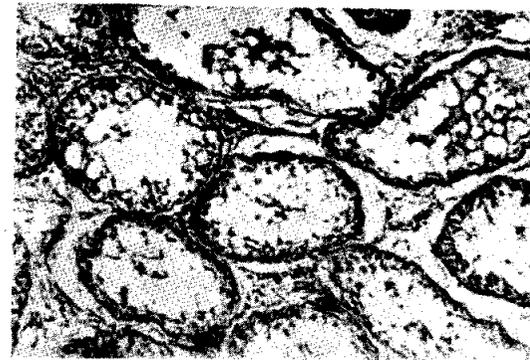


Рис. 4. Участок запустевших семенных канальцев в семенниках животных из частного сектора. Ув. х 63.

ются и атрофические изменения, о чем свидетельствует появление запустевших канальцев (рис. 5).

Значительные изменения в структуре семенников у бычков, принадлежавшим жителям поселка Полесское, по сравнению с животными опытного хозяйства "Владимировское", которое расположено на окраине Полесского, может объясняться тем, что жители выпасали скот и косили сено на неудобьях, где отмечается более высокий уровень радиоактивного загрязнения. Помимо этого, бычки в опытном хозяйстве находились всего два года, с 1987 по 1989.

Кроме того, более заметные структурные изменения в семенниках животных последних двух групп могут быть обуслов-



Рис. 5. Плазморрагия и пенистое содержимое в полости семенных канальцев. Гематоксилин-эозин. Ув. х 63.

лены влиянием совместного действия как внешнего, так и внутреннего постоянного облучения в малых дозах, которые усиливают действие друг друга.

Из литературных данных известно, что сочетание внутреннего и внешнего облучения оказывает повреждающее воздействие при меньших дозовых нагрузках [3, 4]. Кроме того, могут оказывать синергическое действие и нерадиационные факторы внешней

среды, так как установлено, что при этом значительно усиливается частота различных заболеваний [5, 6].

#### ЛИТЕРАТУРА

1. О в ч а р е н к о Е. П., Л я г и н с к а я А. М. Гистопатология семенников крыс, пораженных *Am* 241. В кн.: "Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации. Сб. работ под ред. Ю.И. Москалева, В.С. Калистратовой. - М.: Медицина. 1972. - С. 49-53.
2. Ш е в ч е н к о В. А. и др. Генетические нарушения у мышей, отловленных или экспонированных в районе ЧАЭС // 1-ый Междунар. раб. гр. по тяжелым авариям и их последствиям. Сочи. 1989. - М. 1990. С. 167-171.
3. Л я г и н с к а я А. М. Актуальные вопросы действия радиоактивных веществ на гонады // 1-ый Всес. радиобиол. съезд. М. 1989 / Тез. докл. Пушино. 1989. Т. 4. С. 967-968.
4. С е р к и з Я. И. Особенности биологических эффектов радиации низких интенсивностей // Там же. - С. 853-854.
5. Л е о н е н к о Т. П. и др. Состояние здоровья у лиц с различным содержанием радионуклида Cs-137 и нитратов

в организме // Тез. респ. конф. "Научно-практич. аспекты сохранения здоровья людей, подвергшихся радиационному воздействию в результате аварии на ЧАЭС" / Тез. докл. - Минск, 1991. - С. 23-24.

6. П е т р о в а В. С., К е н и г с б е р г Я. Э., Б у г л о в а Е. Е. Содержание нитратов в биосредах людей, проживающих на загрязненной радионуклидами территории БССР // Там же. - С. 67-68.

#### ИЗМЕНЕНИЕ УДЕЛЬНОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ СЛИВОК, СОЗДАВАЕМОЙ ЦЕЗИЕМ, В ЗАВИСИМОСТИ ОТ МАССОВОЙ ДОЛИ ВЛАГИ И ПРИ ЗАМЕНЕ ИХ ВОДНОЙ ФАЗЫ

Ф е д и н Ф. А., Л а з н и к А. Г.,  
К р ы л о в а И. В.

Преимущественное загрязнение молока в результате аварии на Чернобыльской АЭС цезием-137 выдвигает проблему снижения перехода этого радионуклида в молочные продукты.

В отечественной литературе по вопросам радиобиологии и радиозологии имеются сведения о переходе цезия-137 из молока в различные виды продуктов. Однако, эта информация носит общий, принципиальный характер и, следовательно, не является достаточной при решении конкретных задач, связанных с промышленной переработкой молока, загрязненного радиоцезием.

К числу наиболее распространенных молочных продуктов, технология производства которых в значительной мере позволяет снижать переход радиоцезия из молока, относятся сливки. Производство последних на молочных предприятиях в наибольших объемах осуществляется при выработке масла и сметаны, а также в качестве самостоятельного продукта - сливки пастеризованные.

Радиоактивный цезий в сливках, как и в масле, сосредоточен в водной фазе. Это обстоятельство делает возможным удаление радиоцезия из сливок путем замены их водной фазы.

В связи с вышеизложенным, задачами исследований явились:

- определение степени перехода цезия-137 из молока в сливки различной жирности;

- проверка эффективности снижения удельной радиоактивности сливок по цезию при замене их водной фазы.

### Материалы и методы

Сливки вырабатывали в лабораторных условиях. Для их получения использовали молоко совхоза "Хотовский" Киево-Святошинского района Киевской области, которое предварительно загрязняли путем внесения раствора азотнокислого цезия-137 из расчета получения удельной радиоактивности около 14 Бк/кг. Загрязненное радиоцезием молоко выдерживали в течение 48 часов при температуре  $4 \pm 2^\circ\text{C}$  и пастеризовали. Сепарирование молока проводили на сепараторе "Сатурн-2" при температуре  $43 \pm 2^\circ\text{C}$  ориентируясь при этом на получение сливок 10, 20, 30, 40, 50 и 60 %-ной жирности.

Удельную радиоактивность молока и сливок определяли спектрометрически. Определение титруемой кислотности, массовой доли жира и массовой доли влаги продуктов проводили по стандартным методикам.

Проверку эффективности снижения удельной радиоактивности сливок по цезию осуществляли на сливках, выработанных из молока ОПХ Полесское Полесского района Киевской области. Удельная радиоактивность этого молока составляла 170 Бк/кг. Для промывки сливок использовали питьевую пастеризованную воду с удельной радиоактивностью менее 3,7 Бк/кг.

Восстановление нежировой фазы сливок после промывки водой проводили обезжиренным молоком, полученным при сепарировании цельного молока из совхоза Хотовский. Удельная радиоактивность обезжиренного молока была 3,7 Бк/кг.

### Результаты и обсуждение

Использованное в опытах искусственно загрязненное цезием-137 молоко и полученные из него сливки не имели признаков скисания, о чем свидетельствовали результаты контроля их титруемой кислотности ( $18-19^\circ\text{T}$  молоко и  $16-17^\circ\text{T}$  сливки).

При получении сливок на сепараторе "Сатурн-2" удалось достичь их жирности близкой к требуемой по условиям опытов. Наибольшие отклонения в массовой доле жира в сливках не превышали 2%.

Результаты определения массовой доли влаги, удельной радиоактивности молока и сливок, а также отношения величин этих показателей молока к сливкам представлены в таблице.

Т а б л и ц а 1. Зависимость изменения удельной радиоактивности по цезию от массовой доли влаги в сливках в сравнении с молоком

Продукт	Показатель		Отношение величины показателя молока к сливкам	
	массовая доля влаги, %	удельная радиоактивность, Бк/кг	массовая доля влаги, %	удельная радиоактивность, Бк/кг
Молоко	$89,2 \pm 0,07$	$13,7 \pm 0,3$	-	-
Сливки с массовой долей жира, %				
10	$81,9 \pm 0,07$	$13,0 \pm 0,2$	1,1	1,1
20	$72,4 \pm 0,07$	$11,6 \pm 0,8$	1,2	1,2
30	$62,9 \pm 0,07$	$9,8 \pm 0,3$	1,4	1,4
40	$53,6 \pm 0,08$	$8,5 \pm 0,3$	1,7	1,6
50	$42,5 \pm 0,08$	$6,7 \pm 0,3$	2,1	2,0
60	$35,4 \pm 0,08$	$5,9 \pm 0,5$	2,5	2,3

Данные, представленные в таблице, свидетельствуют, что с возрастанием жирности сливок удельная радиоактивность их по сравнению с удельной радиоактивностью молока снижается практически прямопропорционально снижению массовой доли влаги.

Для снижения удельной радиоактивности сливок был испытан способ, известный в молочной промышленности под названием "промывка сливок", применяемый в случае необходимости удаления разного рода посторонних привкусов.

Сливки с массовой долей жира 40% смешивали с водой до содержания жира в смеси от 5 до 6%. После этого смесь сливок с водой сепарировали, а полученные сливки 40%-ной жирности, для восстановления их нежировой части, смешивали с обезжиренным молоком и сепарировали еще раз. При удельной радиоактивности исходного молока 148 Бк/кг, удельная радиоактивность полученных из него сливок состави-

ла 111 Бк/кг, сливок после промывки водой 12,0 Бк/кг и сливок после промывки обезжиренным молоком 7,0 Бк/кг. В результате удалось достичь снижения удельной радиоактивности промытых сливок по сравнению с исходными сливками в 16 раз.

#### Заключение

Переход радиоцезия из молока в сливки происходит пропорционально количественному изменению водной фазы. Иными словами, удельная радиоактивность сливок снижается практически во столько же раз, во сколько раз уменьшается массовая доля влаги сливок по сравнению с массовой долей влаги исходного молока.

Способ удаления посторонних привкусов из сливок, основанный на глубокой замене их водной фазы путем промывки водой и обезжиренным молоком, эффективен и для снижения их удельной радиоактивности, создаваемой цезием. Применение его позволяет достичь снижения удельной радиоактивности сливок в 15-16 раз.

#### К КОНЦЕПЦИИ ПЕРЕРАБОТКИ МЯСНОГО СЫРЬЯ НА ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Д о л г и й Н. Л.

При крупной радиационной аварии происходит загрязнение обширной территории и, как следствие, продукции животноводства.

В связи с этим возникает необходимость создания перерабатывающих технологий для получения мясо-молочной продукции с уровнями загрязнения ниже ВДУ.

В зависимости от оперативности проведения защитных мероприятий, а также условий ведения животноводства мясо после убоя скота можно подразделить на "грязное" и "чистое".

Для получения чистой готовой продукции, в первом случае, животноводство в загрязненных районах должно быть перепрофилировано на мясное с предубойным заключительным содержанием на чистых кормах.

Параллельно, на мясоперерабатывающих предприятиях необходимо организовать участки по снижению содержания радио-

активного цезия в мясе крупного рогатого скота (КРС). Проблема переработки загрязненного мясного сырья требует комплексного подхода.

В настоящее время накоплен большой фактический материал по изучению миграции радиоцезия при производстве мясных изделий. Определены коэффициенты перехода радиоцезия из загрязненного мяса в рассол в процессе мокрого посола, а также при изготовлении мясopодуктов. Так, например, в вареных колбасах содержание радиоактивного цезия в 2-2,1 раза меньше по сравнению с исходным мясом.

Предложен ряд модификаций процесса мокрого посола с целью очистки мяса от радиоцезия. Наиболее приемлемой представляется технология снижения содержания радиоцезия в мясе КРС, разработанная Украинским НИИ сельхозрадиологии. Для ее внедрения не требуется больших материальных и временных затрат.

Несмотря на довольно высокую степень очистки - 70-80 %, качество мяса изменяется незначительно. Вареные колбасы, выработанные из очищенного мяса, соответствуют НТД.

Исходя из норм ВДУ-91, а также учитывая степень очистки мясного сырья и коэффициенты перехода радиоцезия в готовые изделия, представляется возможным определить требуемый процесс технологической переработки мяса в соответствии с его уровнями загрязнения.

В начале радиационной аварии будет складываться ситуация, при которой почва, вода, корма интенсивно загрязняются, а поступление в организм животных радиоактивных веществ практически еще не началось.

При обширном загрязнении территории, как показала авария на ЧАЭС, сразу весь скот ни вывезти, ни переработать по имеющимся технологиям не удастся.

Для того, чтобы предотвратить поступление и накопление радиоактивных элементов в организме КРС (один из возможных вариантов), животных необходимо забить, а мясо законсервировать из-за отсутствия требуемых холодильных мощностей.

Рассчитывая на отсутствие не загрязненной радионуклидами воды в Украинском НИИСХР ведутся работы по созданию технологии хранения мяса в жидком консерванте, содержащем радиоактивный цезий и радиоактивный стронций.

Получены первые положительные результаты. Так, при хранении парного мяса говядины в течение 7 суток при температуре около 20°C в него переходит 3-6% радиоактивного цезия и стронция от имеющихся в консервирующем растворе.

Более трудоемкой, однако исключаяющей любое загрязнение радионуклидами мясного сырья представляется технология "сухого" хранения, при которой куски мяса после разделки туши специально обрабатываются и покрываются защитной пленкой. Как сам процесс обработки, так и состав пленки в настоящий момент прорабатываются. Предварительные данные свидетельствуют о возможности "сухого" хранения мяса в течение 5-7 суток при температуре до 25°C.

Исходя из изложенного, в случае радиоактивного загрязнения обширной территории, можно сформулировать следующие основные направления концепции переработки мясного сырья:

- животноводство должно быть перепрофилировано на мясное с предубойным заключительным содержанием на чистых кормах;
- мясное сырье, с учетом уровней загрязнения, следует перерабатывать согласно имеющимся рекомендациям и разработанным технологиям;
- при забое "чистого" скота мясо, в случае отсутствия требуемых холодильных мощностей, консервировать при температуре окружающей среды на короткий срок с последующим вывозом и реализацией.

#### СНИЖЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ В МЯСНОМ СЫРЬЕ ПРИ ЕГО ХРАНЕНИИ В БИОЛОГИЧЕСКИ АКТИВНОМ КОНСЕРВАНТЕ

Долгий Н. Л., Пономаренко Н. Л.,  
Матола Л. А.

Для снижения содержания радиоактивного цезия в мясном сырье, применимо к производственным условиям, используют процесс мокрого посола.

В зависимости от концентрации соли, частоты смены рассола, времени посола можно уменьшить количество радиоцезия в мясе на 90-95% по сравнению с исходным сырьем. Процесс мокрого посола, во избежание порчи мяса, осуществляют при температуре от 0 до + 4°C.

Среди прогрессивных процессов, приводящих к задержке роста микроорганизмов или их гибели в продуктах питания, является процесс молочнокислого брожения. Его применение особенно актуально в наши дни, поскольку позволяет не только хранить мясное сырье при более высоких температурах, но и значительно снижать количество радиоцезия в загрязненном мясе.

В работе использовали мясо говядины и баранину с удельной активностью (6-8) Е-8 Ки/кг. Биологически активный консервант - молочную сыворотку получали из обезжиренного молока путем осаждения казеина протеолитическими ферментами.

Куски мяса массой по 1,5 кг выдерживали в молочной сыворотке в соотношении 1:2, смену которой проводили через каждые 24 часа где и определяли количество радиоцезия, перешедшего из мяса (рис. 1).

Оценивая в сравнении говяжье и баранье мясо необходимо отметить, что через 7 суток хранения при температуре окружающей среды в говядине имело место значительное набухание и разрыхление мышечных волокон. Количество титруемых летучих кислот также указало на его непригодность к употреблению.

Через 14 суток хранения из баранины в сыворотку перешло более 95% радиоактивного цезия. Мясо на разрезе имело бледно-розовый оттенок, отличалось более жесткой консистенцией от контрольных образцов, выдержанных в холодильной камере.

Длительное, до 20 суток хранение говяжьего мяса (и, как следствие, более полное вымывание радиоактивного цезия) при температуре 18-20°C возможно в молочной сыворотке, содержащей до 20% поваренной соли.

В первые дни в сыворотке в течение каждых 24 часов отмечалось нарастание титруемой кислотности (Т), которое полностью прекратилось через 14 суток.

Длительное хранение (в течение 20-22 суток при температуре окружающей среды) говяжьего мяса в молочной сыворотке, содержащей 20% поваренной соли, привело к разрыхлению мышечных волокон и интенсивному газовыделению. Этот факт свидетельствовал об окончании молочнокислого брожения с использованием поверхностно доступных глюкозы и атомарного кислорода и развитии процесса спиртового брожения.

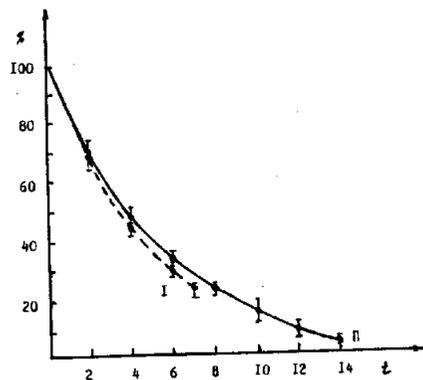


Рис. 1. Миграция радиоактивного цезия из мяса в молочную сыворотку в динамике.

По оси ординат — удельная радиоактивность (в %) от радиоактивности исходного мяса. По оси абсцисс — время (сутки).

I — мясо говядины; II — мясо баранины.

Внесение соли в молочную сыворотку тормозило нарастание титруемой кислотности. Причем, чем больше концентрация соли, тем больше отмеченный эффект (рис. 2).

Суммируя полученные результаты можно высказать предположение о преимущественном использовании солевого раствора молочной сыворотки вместо посолочного рассола при очистке мясного сырья от радиоактивного цезия.

Для проведения процесса мокрого посола в производственных условиях с помощью молочной сыворотки не требуется холодильных камер, поскольку последняя является консервантом. В то же время, температура указанного процесса на 15–20°C выше, что интенсифицирует миграцию радиоактивного цезия из мяса в сыворотку.

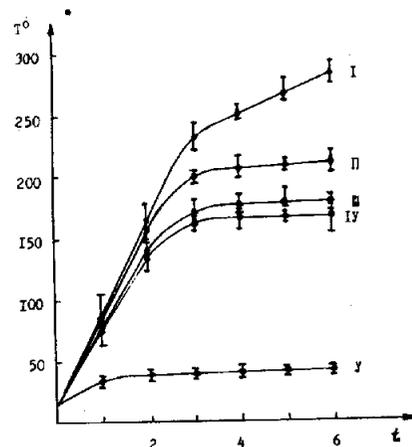


Рис. 2. Нарастание титруемой кислотности в молочной сыворотке в зависимости от концентрации соли.

По оси ординат — титруемая кислотность (T°). По оси абсцисс — время (сутки).

I, II, III, IV, V — концентрация соли — 0 %, 2 %, 5 %, 10 %, 20 % соответственно.

## СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА МИГРАЦИИ РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ ПРИ ПЕРЕРАБОТКЕ МЯСА ГОВЯДИНЫ И СВИНИНЫ

Магола Л. А., Пономаренко Н. Л., Долгий Н. Л.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС обширные территории подверглись загрязнению радиоактивными веществами и, как следствие, имело место превышение нормативов по содержанию радиоцезия в мясе сельскохозяйственных животных. Накапливание количества загрязненного мяса поставило перед исследователями задачу его очистки.

Говядина, свинина, баранина, в соответствии с морфологическим составом, отличаются по содержанию воды, белка, жира, соотношению мягких тканей, имеют некоторые различия в строении мышечных волокон, составе незаменимых аминокислот. Существуют также различия по липидному составу, содержанию жирных кислот, количеству витаминов.

В литературе описывается ряд способов очистки мяса от радиоактивных веществ, из которых наиболее приемлемым в условиях производства является процесс мокрого посола. Исследования по изучению миграции радиоактивного цезия проводились при переработке говядины и свинины с удельной активностью (5–8) Е–8 Ки/кг.

Измельченное мясо с размерами грани 1,5–2 см выдерживали в рассоле в течение одного часа при 20–22°C в соотношении мясо/рассол 1:1.

Переход радиоактивного цезия оценивали по удельной радиоактивности рассола. В экспериментах за 100% принимали удельную радиоактивность исходного мяса.

Изучали изменение перехода радионуклидов из мяса в рассол под воздействием следующих факторов:

- градиент концентрации соли в рассоле;
- соотношение компонентов мясо / рассол;
- степень измельчения мяса;
- температура посола;
- активная кислотность (рН);
- вид кислоты, используемой для снижения рН.

При мокром посоле говядины и свинины изменение концентрации хлористого натрия в рассоле существенно не сказалось

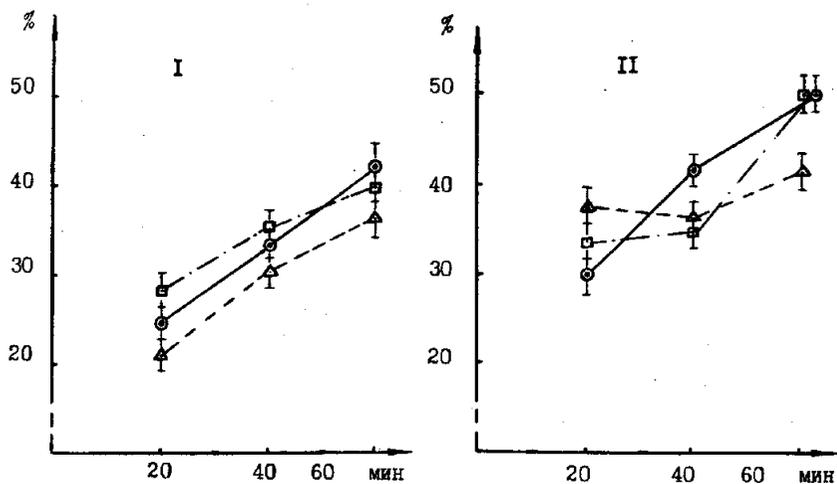


Рис. 1. Переход радиоизотопов цезия из мяса говядины (I) и свинины (II) в рассол в зависимости от концентрации NaCl. По оси ординат - удельная радиоактивность рассола (в %). По оси абсцисс - время посола (мин).  $\Delta$ ,  $\square$ ,  $\circ$  - концентрация NaCl в рассоле 2%, 5%, 10% соответственно.

на переходе радиоактивного цезия в рассол (рис. 1). Наиболее оптимальной оказалась 2-% концентрация хлористого натрия, так как в этом случае потери солерастворимых мышечных белков незначительны.

Как для свинины, так и для говядины наблюдалось увеличение перехода радиоцезия из мяса в рассол с увеличением степени измельчения мяса и со временем выдержки его в рассоле. После выдержки мяса в рассоле более 24 часов принципиальных различий между переходом радиоцезия в рассол из мелко- и крупноизмельченного мяса не наблюдалось (рис. 2).

Увеличение температуры посолочной смеси ускоряет диффузионные процессы (рис. 3).

Как видно из рис. 3 наибольшая величина перехода радиоцезия в рассол наблюдается для говядины при ее вываривании ( $100^{\circ}\text{C}$ ) в течение одного часа.

При температурах рассола от 0 до  $55^{\circ}\text{C}$  картина перехода радиоактивного цезия в рассол для свинины не отличается от результатов, полученных для говядины. Начиная с  $55^{\circ}\text{C}$  соот-

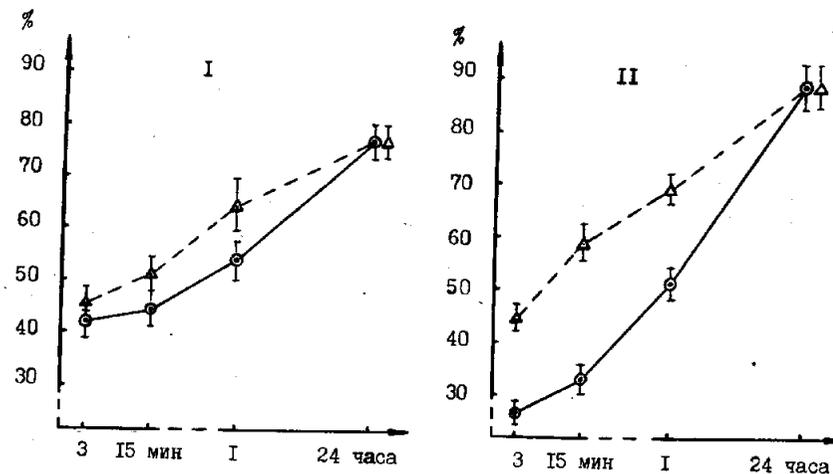


Рис. 2. Влияние степени измельчения мяса говядины (I) и свинины (II), и времени посола на миграцию радиоцезия в рассол. По оси ординат - удельная радиоактивность рассола (в %). По оси абсцисс - время посола (часы).  $\Delta$ ,  $\circ$  - диаметр решетки 4 мм, куски мяса размером 1,5-2 см соответственно.

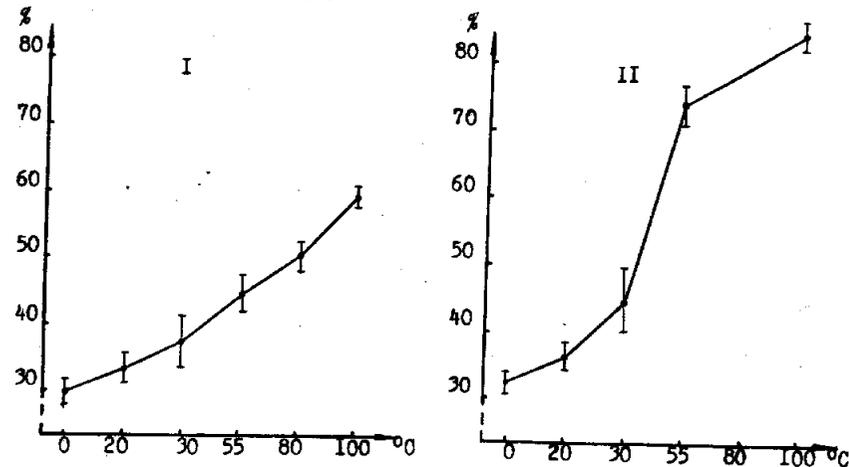


Рис. 3. Влияние температуры рассола на величину миграции радиоцезия.

I - мясо говядина, II - мясо свинина.

По оси ординат - удельная радиоактивность рассола (в %). По оси абсцисс - температура рассола ( $^{\circ}\text{C}$ ).

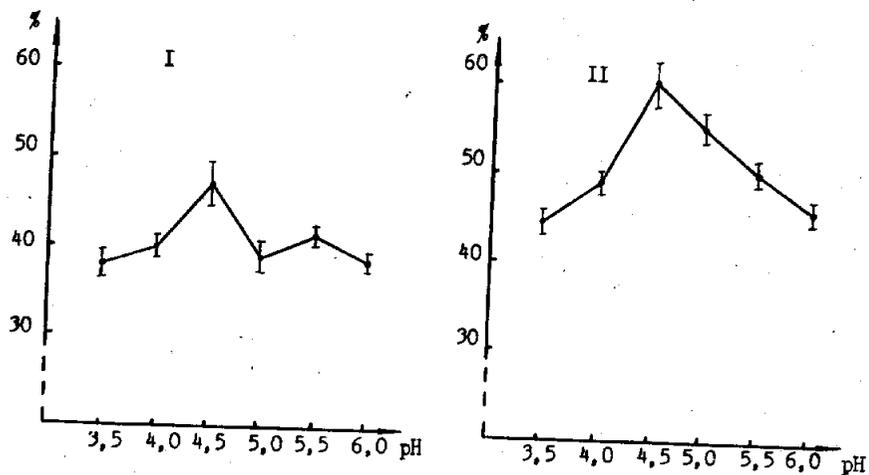


Рис. 4. Зависимость перехода радиоцезия в рассол от его активной кислотности (рН).  
 I – мясо говядина, II – мясо свинина.  
 По оси ординат – удельная радиоактивность рассола (в %).  
 По оси абсцисс – значение рН рассола.

ношение радиоактивного цезия в системе мясо свинина / рассол практически не изменяется.

Однако, предварительно нагретое мясо (уже при 55°C), белки которого подвержены частичной денатурации, теряет основные адгезионные характеристики (липкость, влагосвязывающую способность), обуславливающие формирование фарша при производстве колбас. Также значительно снижается биологическая, пищевая и потребительская ценность мяса. Из такого мяса можно приготовить ограниченный ассортимент продуктов: некоторые консервы, мясные блюда, паштеты и т.д.

Изучение миграции радиоцезия в рассол в широком диапазоне рН показало существование для говядины двух пиков перехода: при рН 4,5 и 5,5; для свинины одного – при рН 4,5 (рис. 4).

Процесс мокрого посола мясного сырья связан с переходом до 40% солерастворимых мышечных белков в рассол. Поэтому для сокращения вымывания белков использовали рассол с активной кислотностью (рН) 4,5, которую доводили соляной кислотой.

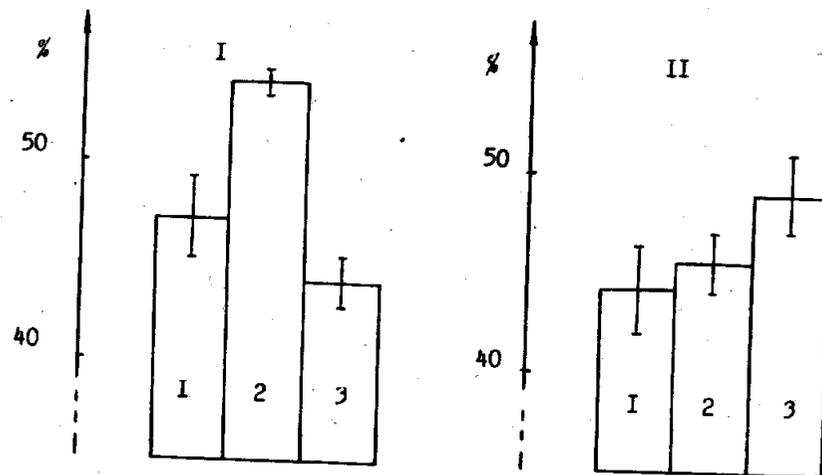


Рис. 5. Переход радиоцезия в рассол в зависимости от применяемой кислоты.  
 I – мясо говядина, II – мясо свинина.  
 По оси ординат – удельная радиоактивность рассола (в %).  
 Кислоты: 1 – уксусная, 2 – соляная, 3 – молочная.

Применение соляной кислоты для говядины оказалось универсальным: имела место тенденция к увеличению перехода радиоцезия в рассол по сравнению с применением других кислот, а также в 8–10 раз сократились потери солерастворимых мышечных белков.

Для свинины в этом плане наиболее эффективной оказалась молочная кислота (рис. 5).

Анализируя полученные результаты, можно сделать выводы, что условия миграции радиоактивного цезия из мяса в рассол сходны как для говядины, так и для свинины, а технология очистки мяса КРС, разработанная ранее, приемлема для снижения содержания радиоактивного цезия в загрязненной свинине.

## ПРОБЛЕМЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОСИСТЕМАХ

Лишитель Л. И., Прокопенко Л. А.,  
Чернобай В. Н.

Огромные масштабы загрязнения территории в результате Чернобыльской катастрофы ставят перед исследователями задачу создания надежных теоретических средств, способных принимать и обрабатывать большие массивы информации, производить необходимые расчеты, создавать средства идентификации недостающих параметров, а также строить надежные и достоверные прогнозы на будущее. Данная работа связана с проблемами построения математических моделей миграции радионуклидов (РН) в агросистемах. Трудности моделирования задач такого класса заключаются в многообразии и многоэтапности самого явления. Исследования ряда авторов [1, 4, 5] показали, что в первом приближении процесс миграции ионов в агросистемах можно представить в виде цепочки: воздух – почва – растения – животные – человек. При этом на каждом этапе миграции выделяются основные механизмы передвижения РН, отображающие суть процесса. Следует отметить, что миграция в самом почвенном блоке в основном характеризуется физико-химическими процессами и происходит за счет таких явлений:

- дефляции и смыва, которые вносят основной вклад в горизонтальную миграцию,
- механической обработки земли, диффузии, конвективного переноса – основных составляющих вертикальной миграции,
- ливней, паводков и перемещения с грунтовыми водами, которые представляют собой основные факторы водной миграции.

Моделирование миграции РН в цепочке почва – растение – животное – человек требует также учета биологических особенностей агросистем и здесь следует выделить переходы:

- почвенный раствор – корневые волоски,
- корни – органы растений,
- растения – корм животных,
- перераспределение в органах животных.

Для каждого этапа миграции создана математическая модель, описывающая процесс движения ионов РН, разработан алгоритм решения задачи и составлена программа для ЭВМ, реализующая эту модель. Работа всего комплекса программ

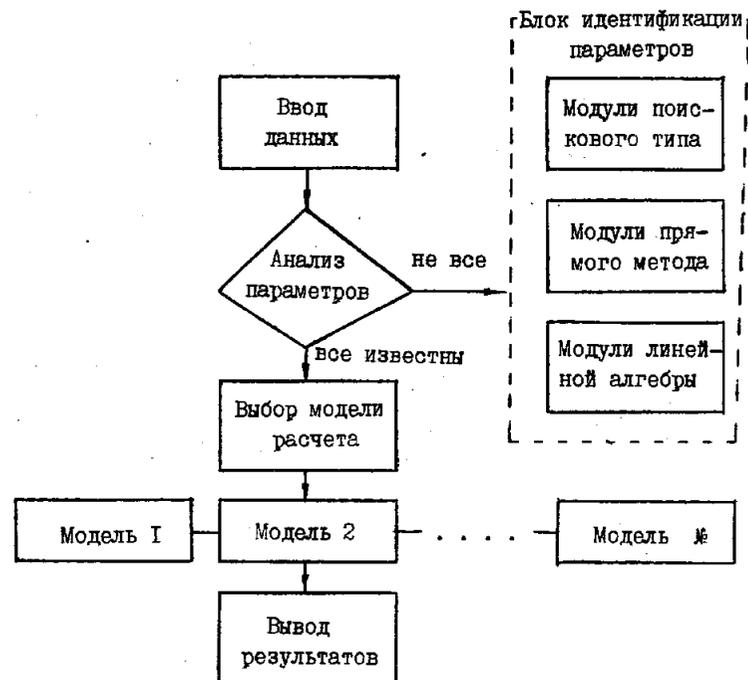


Рис. 1. Блок-схема 1.

представлена блок-схемой 1 на рис. 1. Остановимся на каждом этапе миграции более подробно.

### 1. Миграция РН в почве

При построении математической модели миграции РН в почвенном профиле необходимо учитывать физико-химические свойства почв, погодно-климатические условия, а также свойства рассматриваемых РН. Следует отдельно рассматривать случаи перепахиваемых почв и целинных лугопастбищных залежей.

Исследования многих авторов [4] показали, что передвижение ионов в почвенном профиле, в основном, происходит за счет трех процессов: диффузии, конвективного переноса и механического движения.

В случае пашни исходим из того, что неоднократное перепахивание обеспечивает равномерное перемешивание РН в пахотном слое. Как удалось показать [1], преимущественным меха-

низмом переноса РН в таких случаях является диффузия, а это значит, что для концентрации мигрирующего вещества в почве можно записать следующую краевую задачу:

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = D_k \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2} \quad (1)$$

Начальные условия запишутся в виде

$$C(z,t) \Big|_{t=0} = \begin{cases} C_0, & 0 \leq z \leq h \\ 0, & h < z < \infty \end{cases} \quad (2)$$

Граничные условия будут иметь вид

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial z} \Big|_{z=0} = 0, \quad C(z,t) \Big|_{z=\infty} = 0 \quad (3)$$

Решение задачи (1) - (3) при условии, что в начальный момент времени РН равномерно распределены в верхнем слое почвы толщиной  $h$  ( $h < \ell$ , где  $\ell$  - толщина пахотного слоя почвы), с помощью метода интегральных представлений позволило получить аналитические выражения для концентрации вещества в почве, а именно

$$C(z,t) = \frac{C_0}{2} \left[ \Phi\left(\frac{h-z}{2\sqrt{D_k t}}\right) + \Phi\left(\frac{h+z}{2\sqrt{D_k t}}\right) \right],$$

$\Phi(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-x^2} dx$  - интеграл вероятности. Выражение для доли вещества в % от общего количества в почве, содержащегося в пахотном слое почвы  $(0, \ell)$ , имеет вид

$$q = \frac{1}{2n} \left\{ (n+1) \Phi[y(n+1)] - (n-1) \Phi[y(n-1)] + \frac{1}{y\sqrt{\pi}} \left[ e^{-y^2(n+1)^2} - e^{-y^2(n-1)^2} \right] \right\},$$

$2ge \cdot n = \frac{h}{\ell}; \quad y = \frac{\ell}{\sqrt{4Dt}}$

Этот метод можно применять к различным веществам, если их свойства не меняются за рассматриваемый промежуток времени. Он требует малое количество исходных данных, прост в использовании и реализации в виде программ. По этому алгоритму составлена программа *MISM* с возможностью представления результатов в виде графиков на языке *FORTRAN-77* (версия 5.0).

Ряд экспериментальных работ позволяет сказать, что наряду с процессами диффузии в почве наблюдается и направленный перенос вещества с поверхности вглубь. Исходя из этого целесообразно, как показал [3], рассматривать краевую задачу для уравнения конвективной диффузии следующего вида

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2} - V \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} - \lambda C(z,t) \quad (4)$$

Начальные условия имеют вид

$$C(z,t) \Big|_{t=0} = \varphi(z), \quad 0 < z < \infty \quad (5)$$

Граничные условия запишутся в виде

$$C(z,t) \Big|_{z \rightarrow \infty} = 0, \quad t > 0 \quad (6)$$

$$C(z,t) \Big|_{z=0} = \psi_1, \quad t > 0 \quad (7)$$

либо

$$\left[ D \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} - V C(z,t) \right] \Big|_{z=0} = \psi_2(t), \quad t > 0. \quad (7'')$$

Значения  $C(z,t), z, t$  несут тот же смысл, что и раньше, а  $D$  - коэффициент диффузии,  $V$  - конвективная скорость,  $\lambda$  - постоянная радиоактивного распада. Выбор граничных условий зависит от конкретной моделируемой ситуации. Для случая нулевых начальных условий и граничных условий типа (6), (7'') можно получить аналитические выражения для концентрации в виде

$$C(z,t) = A e^{-\lambda t} \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi D t}} \exp\left[-\frac{(z-Vt)^2}{4Dt}\right] - \right.$$

$$-\frac{V}{2D} e^{-\frac{V^2}{D}} \Phi\left(\frac{z}{2\sqrt{Dt}} + \frac{V}{2} \sqrt{\frac{t}{D}}\right) \Bigg\},$$

где  $Y_2(t) = A\delta(t)$ ,  $\delta(t) = \begin{cases} \infty, t=0 \\ 0, t \neq 0 \end{cases}$  - функция Дирака.

Для случая равномерного поступления атмосферной примеси при  $0 < t < T$  т.е. когда условия (7") имеют вид

$$D \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} - VC(z,t) = \begin{cases} C_0, 0 < t \leq T \\ 0, t > T \end{cases}$$

в [3] получены аналитические выражения для  $C(z,t)$ .

Общее количество РН, поступивших на интересующую нас глубину, можно получить интегрированием потока РН по глубине.

В случае неперепахиваемых почв и ряде практически важных задач, когда моделируемый процесс отличается неоднородностью, значениями параметров, влияющих на процесс миграции, и другими нестандартными ситуациями, имеет смысл обратиться к численным методам построения вертикальной модели передвижения РН. Наиболее удачной в таких случаях является модель, предложенная в [1]. Здесь неоднородность почвы учитывается за счет ее послойной структуры, а в пределах одного слоя ее свойства не меняются. Передвижение РН происходит за счет конвективного движения влаги и диффузии. РН мигрируют в условиях адсорбционного равновесия между жидкой и твердой фазами почвы. В пределах каждого слоя свойства почвы могут принимать два значения в зависимости от времени года. Процесс перемещения рассматривается как дискретный по времени и глубине, а на границе между слоями отсутствует поглощение или выделение исследуемого РН.

Основываясь на таких положениях, из условия баланса в  $i$ -том элементарном слое в  $m$ -тый промежуток времени

$$Q_i^m = Q_i^{m-1} + I_{i\text{вх}}^{m-1} + I_{i\text{вых}}^{m-1}$$

и выражения для потока

$$I = -D \frac{\partial C}{\partial z} + VC$$

получим разностную схему первого порядка по  $\Delta t$  и второго - по  $\Delta z$ .

$$Q_i^m = Q_i^{m-1} + \left[ D_i^{m-1} \frac{Q_{i-1}^{m-1} - Q_i^{m-1}}{\Delta z^2} + V_i^{m-1} \frac{Q_{i-1}^{m-1} + Q_i^{m-1}}{2\Delta z} \right] \Delta t - \left[ D_{i+1}^{m-1} \frac{Q_i^{m-1} - Q_{i+1}^{m-1}}{\Delta z^2} + V_{i+1}^{m-1} \frac{Q_i^{m-1} + Q_{i+1}^{m-1}}{2\Delta z} \right] \Delta t$$

$$Q_0^m = Q_0^{m-1} - \left[ D_1^{m-1} \frac{Q_0^{m-1} - Q_1^{m-1}}{\Delta z^2} + V_1^{m-1} \frac{Q_0^{m-1} + Q_1^{m-1}}{2\Delta z} \right] \Delta t$$

$$Q_n^m = Q_n^{m-1} - V_n^{m-1} \frac{Q_n^{m-1}}{\Delta z} \Delta t + \left[ D_n^{m-1} \frac{Q_{n-1}^{m-1} - Q_n^{m-1}}{\Delta z^2} + V_n^{m-1} \frac{Q_{n-1}^{m-1} + Q_n^{m-1}}{2\Delta z} \right] \Delta t$$

$$Q_{\text{вых}}^m = V_n^{m-1} \frac{Q_n^{m-1}}{\Delta z} \Delta t$$

Схема устойчива при условии  $\Delta t < 0,5 \Delta z$ .

Здесь  $n$  - число элементарных слоев,  $Q_i^m$  - количество РН в  $i$ -том слое в  $m$ -тый момент времени,  $D_i^m$  - коэффициент диффузии вещества в элементарном слое  $i$  в момент

времени  $m$ ,  $V_i^m$  - линейная скорость конвективного переноса в элементарном слое  $i$  в момент  $m$ ,  $\Delta z$  - толщина слоя,  $\Delta t$  - шаг по времени.

Алгоритм реализован в виде программы *MISNM* на языке *FORTRAN-77* (версия 5.0).

### 1.1. Миграция РН в условиях повышенной влажности

РН, выпавшие на поверхность почвы в районах повышенной влажности, переносятся в почву вместе с потоком влаги. Поэтому целесообразно модель миграции РН в таких условиях представить схемой 2 на рис. 2.

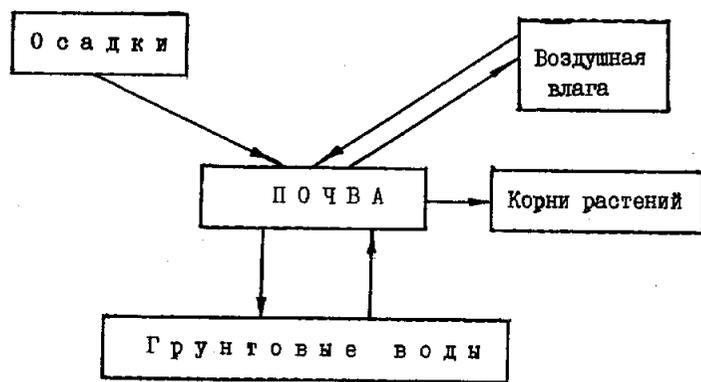


Рис. 2. Схема 2.

Вода в почву попадает вместе с атмосферными осадками, росами, при конденсации парообразной воды, а также вместе с внутренним притоком грунтовых вод. Вода осадков расходуется на смачивание наземных предметов: древесных крон, стволов, листьев растений. Почвенная влага всасывается корнями растений и расходуется на внутренний сток. Для математического описания факторов, влияющих на движение влаги в почве использовались уже известные формулы, описанные в работах Будаговского, Стефенсона, Лебедева и др.

Для исследования концентрации в почвенном профиле была рассмотрена следующая задача

$$\frac{\partial W}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K(z) \frac{\partial W}{\partial z} \right) - [W_{кор.}] + [W_{кап.}]$$

$$W(z, t_{нач}) = \begin{cases} J - P - E - [S], & z = 0 \\ W_n, & z \neq 0 \end{cases}$$

$$W(0, t) = J(t) - P(t) - E(t) - [S(t)]$$

$$W(100, t) = \begin{cases} 1, & \text{уровень грунтовых вод} \leq 100 \text{ см} \\ W_{кап}, & \text{уровень грунтовых вод} > 100 \text{ см} \end{cases}$$

где  $W$  - количество почвенной влаги,  $K(z)$  - коэффициент диффузии,  $W_{кор.}$  - количество влаги, поглощенное корнями растений,  $W_{кап.}$  - количество влаги, поступившее из нижних слоев почвы под действием капиллярных сил,  $J$  - количество выпавших осадков,  $P$  - перехват осадков листьями растений,  $E$  - испарение с поверхности почвы,  $S$  - сток ливневых вод (учитывается при ливнях),  $W_n$  - полная влагоемкость почвы (зависит от типа почвы),  $[ ]$  - необязательное вхождение элемента в формулу.

Для постановки начальных и краевых условий использовались факты, характерные для процесса диффузии почвенной влаги. В общем виде будем решать следующую краевую задачу:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} \left( K(y) \frac{\partial u}{\partial y} \right) - d(y)u + f(y, t)$$

$$u(y, 0) = \varphi_0(y), \quad u(0, t) = \mu_1(t),$$

$$u(100, t) = \mu_2(t), \quad 0 \leq y \leq 100, \quad t_{нач} \leq t \leq t_{кон.}$$

Для данной задачи запишем следующую разностную схему:

$$\frac{u_i^{n+1} - u_i^n}{\tau} = \lambda(t) (\sigma u_i^{n+1} + (1-\sigma) u_i^n) - d(x_i) u_i^{n+1} + f(x_i, t), \quad i = \overline{1, N-1}$$

$$u_0^{n+1} = \mu_1(t_n), \quad u_N^{n+1} = \mu_2(t_n), \quad u_i^0 = \varphi_0(x_i),$$

где

$$\lambda(t)y_i = \frac{1}{h} \left[ K(x_{i+1}, t) \frac{y_{i+1} - y_i}{h} - K(x_i, t) \frac{y_i - y_{i-1}}{h} \right].$$

Из литературы известно, что данная разностная схема является устойчивой. Для численного решения полученной разностной задачи был использован метод прогонки. Применение данного метода оказалось возможным, исходя из конкретных параметров разностной задачи. Для решения ее с помощью ПЭВМ необходимы следующие данные, которые получены экспериментальным путем и содержатся в банке данных:

- площадь посева,
- механический состав почвы,
- количество (мм) выпавших осадков,
- скорость ветра,
- температура и влажность воздуха,
- географическая широта,
- уровень залегания грунтовых вод,
- коэффициент фильтрации,
- влажность и температура почвы,
- суммарная солнечная радиация,
- относительная площадь посева.

В результате работы программы *MSM*, написанной на языке *FORTRAN-77* (версия 5.0), пользователю выдаются численные значения концентрации водного раствора в различных слоях почвы и график распределения водного потока по почвенному профилю.

Представленные в этом разделе модели миграции предполагают, что параметры, необходимые для расчетов, заданы. Если же такого не случится, то для решения задачи вертикальной миграции РН необходимо поставить и решить задачу идентификации недостающих параметров. Поскольку мы придем к этой проблеме и в следующих разделах, описывающих миграцию РН в растениях и животных, то остановимся на постановке и методах ее решения отдельно.

## 2. Миграция РН в растении

Рассчитанная одним из предлагаемых способов вертикальная миграция РН в почвенном профиле представляет возможность продолжить исследование передвижения ионов из почвы в растение через поглощение их корневой системой.

Основными факторами, определяющими поступление РН из почвы в растение корневым путем, являются состав почвенного раствора, концентрация радионуклида в нем и физико-химический состав почвы.

Авторы [47] выделили три основных механизма передвижения ионов из почвы в корневую систему: диффузия ионов к поверхности корневых волосков, конвективный перенос их вместе с почвенной влагой и захват ионов растущей и ветвящейся по разным слоям корневой системой. Наиболее подходящей моделью, которая включает в себя все три механизма, является модель, предложенная [27]. Она предполагает дискретную постановку и решение задачи. Для ее практической реализации необходим механизм, описывающий динамику развития поглощающей поверхности активной корневой системы за весь исследуемый период. В системе для этой части модели существует блок хранения возможных моделей развития корневой поверхности. Модули этого блока представляют собой подпрограммы аппроксимационных полиномов, построенных на основе полевых измерений органов растений за вегетационный период. В основу построения такой аппроксимации положены формулы полиномов Лежандра, а также метод аппроксимации сплайнами. Список необходимой информации о данном растении выдается в диалоговом режиме.

Дискретная постановка задачи поглощения РН корневой системой по [27] предполагает следующее:

- скорость поглощения элемента единицей поверхности корня пропорциональна концентрации элемента в почве непосредственно у поверхности корня;
- концентрация элемента у поверхности корня изменяется во времени из-за конвективного переноса и диффузии элемента, а из этого можно сделать вывод, что скорость поглощения зависит от возраста этого участка корня;
- приращение скорости поглощения элемента вследствие появления нового участка поглощающей корневой поверхности пропорциональна площади поверхности участка;
- начальная концентрация элемента и все свойства почвы постоянны в пределах любого горизонтального слоя.

Исходя из этого можно записать, что процесс поглощения РН корневой системой в области корневых волосков описывается краевой задачей

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2} + V \frac{\partial C(z,t)}{\partial z}$$

Начальные условия:

$$C(z,t) \Big|_{t=0} = \alpha, \quad z > 0.$$

Граничные условия:

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial z} \Big|_{z=0} = \frac{K-V}{D} C(z,t), \quad t > 0.$$

При такой постановке можно получить аналитические решения для концентрации в виде

$$C(z,t) = \frac{\alpha}{2} \left[ 1 + \Phi \left( \frac{z+Vt}{2\sqrt{Dt}} \right) - \frac{K-V}{K} e^{-\frac{Vz}{D}} \left[ 1 - \Phi \left( \frac{z-Vt}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] + \frac{2K-V}{K} e^{\left[ \frac{(K-V)Kt}{D} + \frac{(K-V)z}{D} \right]} \left[ 1 - \Phi \left( \frac{z+(2K-V)t}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \right],$$

$$j(t) = \frac{\alpha V}{2} \left\{ \frac{2K-V}{V} e^{\frac{(K-V)Kt}{D}} \left[ 1 - \Phi \left( \frac{2K-V}{2} \sqrt{\frac{t}{D}} \right) \right] + 1 + \Phi \left( \frac{V}{2} \sqrt{\frac{t}{D}} \right) \right\},$$

где  $j(t)$  - скорость поглощения элемента единицей поверхности. Скорость поглощаемого элемента всеми корнями, которые находятся в данном горизонтальном слое запишется в виде

$$F(z) = \int_0^{\tau} \frac{\partial S}{\partial t} j(\tau-t) dt$$

Здесь  $S(z,t)$  - суммарная поверхность активной поглощающей поверхности корней, содержащихся в горизонтальном слое толщиной  $l$  см,  $\tau$  - момент времени, для которого находим скорость поглощения,  $\Delta S$  - участок корневой поверхности, который появился в рассматриваемом слое за время  $\Delta t$  в момент времени  $\tau$ , возраст участка равен  $\tau - t$ . Скорость поглощения элемента всей корневой системой равна

$$q(z) = \int_0^{\tau} F(z) dz = \int_0^{\tau} \int_0^{\tau} \frac{\partial S(z,t)}{\partial t} j(\tau-t) dt dz.$$

Суммарное количество элемента, поглощенное растением за весь вегетационный период  $T$  равно

$$Q = \int_0^T q(z) dz = \int_0^T \int_0^{\tau} \int_0^{\tau} \frac{\partial S}{\partial t} j(\tau-t) dt dz d\tau.$$

Для решения задачи необходимо знать концентрацию  $a(z,t)$  РН в почве,  $S(z,t)$  - суммарную активную поверхность корневой системы растения,  $D(z)$  - коэффициент диффузии ионов в почве,  $V(z)$  - скорость конвективного переноса ионов,  $K$  - физиологический коэффициент, характеризующий способность данного растения усваивать ионы данного вида.

Данный алгоритм реализован в виде программы **MIRS** на языке **FORTRAN-77** (версия 5.0).

### 2.1. Поглощение РН органами растений

РН, поглощаемые корневой системой из почвы, распространяются по органам растений вместе с влагой и питательными веществами и только часть их остается в тканях корня. Наиболее удачным механизмом, который описывает распределение РН по органам, является компартментный подход. Схема поступления РН из корня в органы растений представлена на рис. 3.

Здесь считается, что РН поступают в растение только корневым путем. Изменение концентрации РН в каждой из камер со временем описывается системой дифференциальных уравнений

$$\frac{d\bar{c}(t)}{dt} = F(\bar{c}, \bar{a}, t, C_k).$$

Здесь компоненты вектора  $\bar{c} = \{c_1, c_2, \dots, c_n\}$ ,  $n=5$  представляют собой концентрацию РН соответственно в ком-

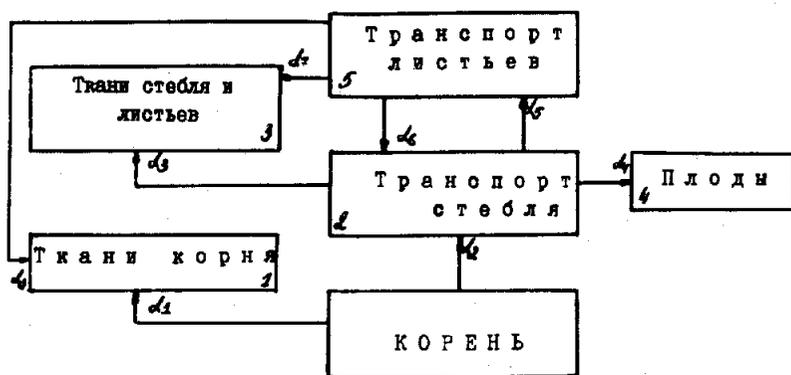


Рис. 3. Схема миграции рН по органам растения.

партментах 1, 2, ... 5. Компоненты вектора  $\vec{\lambda} = \{\lambda_1, \dots, \lambda_m\}$ ,  $m = 8$  - коэффициенты скорости транспорта рН из одного компартамента в другой рядом лежащий.  $C_k(t)$  - концентрация рН в корне, которая может быть вычислена точно способом, указанным выше, или рассчитана по приближенной формуле.  $C_0$  - концентрация рН в корне в начальный момент времени. Если все параметры заданы, то не составляет труда решить эту систему. В данном случае для ее решения использовался метод Рунге-Кутты. В случае полного или частичного отсутствия коэффициентов необходимо перейти к блоку идентификации параметров. Алгоритм реализован в виде программы МИОР.

### 3. Миграция рН в организме животных

Процесс миграции рН на этапе корм-животное очень сложный и зависит как от химических свойств рН, их поведения в среде каждого органа так и от видовых, возрастных и физиологических особенностей самого животного. Предположим, что рН поступают сначала в желудок, затем всасываются в кровь и разносятся кровью по мышцам и остальным органам животного, а после этого продолжительное время выводятся из организма.

Наиболее приемлемой моделью, описывающей кинетику распределения рН в организме животного, может быть компартментная схема. Она предполагает рассматривать организм в

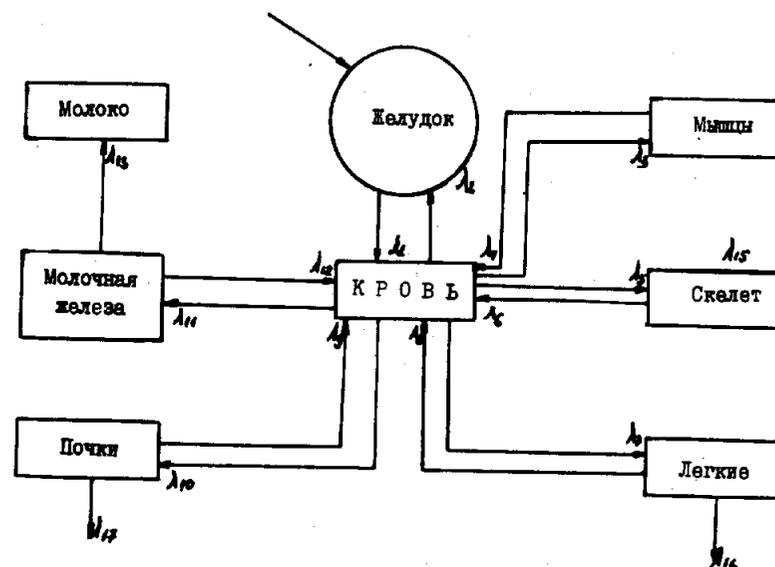


Рис. 4. Схема миграции рН по органам животного.

виде совокупности систем (камер), связанных транспортными коммуникациями первого порядка, т.е. количество рН, покидающих отдельные системы в единицу времени, пропорционально их содержанию в этой системе. Используя метод камерного анализа, процесс распределения рН можно представить в виде графа (рис. 4), вершины которого представляют органы животного, а ветви - связи между ними.

Здесь  $\lambda$  - коэффициент, характеризующий скорость транспорта между пограничными органами животного. Компартменты освобождаются по экспоненциальному закону.  $\tau = 1/\lambda$  по смыслу соответствует времени, в течение которого первоначально поступившее количество содержимого изменяется в  $e$  раз. Если средневзвешенная концентрация рН в соответствующем органе обозначается  $C_i(t)$ , то изменение концентрации рН в каждой из камер со временем и в соответствии с предложенной моделью может быть описана системой линейных дифференциальных уравнений

$$\frac{d\bar{C}(t)}{dt} = \bar{\Phi}(\bar{C}, \vec{\lambda}, t)$$

$$\bar{c} = \{c_1, c_2, \dots, c_n\}, \bar{\varphi} = \{\varphi_1, \dots, \varphi_n\}, \bar{\lambda} = \{\lambda_1, \dots, \lambda_m\}$$

Согласно схеме на рис. 3,  $n = 8$ ,  $m = 17$ .

Если все коэффициенты известны, то задача определения концентрации решается методом Рунге-Кутты.

Программа, реализующая решение этой системы, называется МЮА.

Как правило параметры полностью или частично не известны и для их определения необходимо решить задачу идентификации неизвестных параметров в линейных динамических системах.

#### 4. Идентификация параметров в моделях миграции РН

Определение недостающих параметров в моделях миграции РН в системе почва-растение-животное является основной проблемой этого класса задач. Идея ее заключается в том, чтобы на основании экспериментальных данных и модельного представления процесса построить критерий качества и из условия его минимума найти недостающие параметры. В зависимости от требований, предъявляемых к модели, вида и качества экспериментальных данных задается критерий качества. В данной системе предполагается, что критерий качества может быть задан одним из способов:

1) в виде функции рассогласования фазовых координат модели и экспериментальных данных

$$J_1(\alpha) = \sum_{i=1}^n \omega_i \sum_{j=1}^N [c_i^m(t_j, \alpha) - c_i^e(t_j)]^2,$$

2) в виде минимаксной функции рассогласования

$$J_2(\alpha) = \sum_{i=1}^n \omega_i \left[ \max_{1 \leq j \leq N} |c_i^m(t_j, \alpha) - c_i^e(t_j)| \right],$$

3) в виде функции невязки для систем условных уравнений

$$J_3(\alpha) = \sum_{i=1}^n \omega_i \sum_{j=1}^N [c_i^e(t_j) - F(c_i^e, t_j, u^e(t_j))],$$

4) а также в виде комбинации 1) и 2) подходов

$$J_4(\alpha) = W_1 J_1(\alpha) + W_2 J_2(\alpha)$$

Здесь  $C^m(t) = \{c_1^m(t, \alpha), \dots, c_n^m(t, \alpha)\}$  - вектор фазовых координат,  $\omega = \{\omega_1, \dots, \omega_n\}$  - вектор весовых функций. Для того чтобы задача минимизации имела единственное решение необходимо, чтобы функция  $J(\alpha)$  была выпуклой на  $\alpha$ , что для большинства моделей не всегда выполняется.

Следует отметить также, что на выбор алгоритма минимизации существенным образом влияет вид, имитирующей процесс миграции, модели.

В общем случае правые части моделирующей системы нелинейны как по  $C$  так и по  $\alpha$ . В этом случае задача идентификации является нелинейной для любого вида  $J(\alpha)$  и определить параметры можно одним из методов поискового типа или прямым методом, минимизируя  $J(\alpha)$ . Если модель миграции представлена системой линейных дифференциальных уравнений

$$\frac{dC}{dt} = \psi_0(C, \alpha) + \sum_{i=1}^n \alpha_i \psi_i(C, \alpha),$$

то задача минимизации может быть сведена к задаче линейной алгебры. Методы решения задачи минимизации функции многих переменных, то есть определения таких  $\alpha$ , которые обеспечивают  $\min_{\alpha} J(\alpha)$ , как правило, имеют одинаковую вычислительную схему, которая сводится к следующим шагам:

1. Выбор начального значения  $\alpha_0$ .
2. Определение направления спуска  $p_k$  к  $\min J(\alpha)$ .
3. Определение точки минимума на выбранном направлении

$$\alpha = \alpha_k + \lambda_k p_k h_k$$

$$\min_{\lambda \geq 0} J(\alpha_k + \lambda p_k h_k) = J(\alpha_k + \lambda_{\min} p_k h_k).$$

4. Вычисление текущей итерации

$$\alpha_{k+1} = \alpha_k + \lambda_{\min} p_k h_k$$

5. Проверка на точность и выход из итерационного процесса или переход на п.2 (т.е. на следующую итерацию).

### 5. Вычислительный эксперимент

Все описанные здесь модели и реализующие их модули представлены в виде программ, написанных на языке **FORTRAN-77** (версия 5.0). Они объединены диалоговой системой, которая позволяет по ходу расчетов, выбирать или изменять ход вычислений.

Можно привести несколько примеров модельных задач, которые были решены с помощью предложенного комплекса программ.

Не будем останавливаться на расчетах, проведенных по миграции РН в почве, поскольку они сравнимы с расчетами многих авторов, а также с результатами [5] и полностью отображают физическую суть явления. Остановимся на некоторых примерах по идентификации недостающих параметров.

Пример 1. Рассмотрим систему, которая описывает процесс передвижения РН по органам растений. Согласно схеме на рис. 3 она будет иметь вид:

$$\frac{dC_1(t)}{dt} = \alpha_1 C_0(t) + \alpha_8 C_5(t)$$

$$\frac{dC_2(t)}{dt} = \alpha_2 C_0(t) - (\alpha_3 + \alpha_4 + \alpha_5) C_2(t) + \alpha_6 C_5(t)$$

$$\frac{dC_3(t)}{dt} = \alpha_3 C_2(t) + \alpha_7 C_5(t)$$

$$\frac{dC_4(t)}{dt} = \alpha_4 C_2(t)$$

$$\frac{dC_5(t)}{dt} = \alpha_5 C_2(t) - (\alpha_6 + \alpha_7 + \alpha_8) C_5(t)$$

$$C_i(t_0) = C_{i0}$$

$\alpha = \{\alpha_1, \dots, \alpha_8\}$  - вектор идентифицируемых параметров.

Задача формулируется следующим образом: определить оптимальный вектор, обеспечивающий минимальное значение квадрату максимального отклонения динамических траекторий от заданных экспериментальных значений концентраций, т.е.

$$J(\alpha^*) = \min_{\alpha} \max_{i=1, \dots, K} (C^m(t_i, \alpha) - C^p(t_i))^2,$$

где  $k$  - количество замеров концентрации РН в органах растений,  $C(t_i, \alpha)$  - решение системы дифференциальных уравнения в момент  $t=t_i$  и при фиксированных значениях вектора  $\alpha$ ,  $C^p(t_i, \alpha)$  - концентрация РН в компартаментах растений из эксперимента в момент  $t=t_i$ .

Необходимые условия экстремума согласно [6] представимы в виде

$$\max_{\alpha} \min_{\tau \in M} \int_{t_0}^T \psi(t, \tau) \frac{\partial \Phi}{\partial \alpha} (\alpha - \alpha^*) dt \leq 0.$$

Сопряженная система дифференциальных уравнений запишется следующим образом:

$$\frac{d\psi_1}{dt} = 0$$

$$\frac{d\psi_2}{dt} = (\alpha_3 + \alpha_4 + \alpha_5) \psi_2 - \alpha_3 \psi_3 - \alpha_4 \psi_4 - \alpha_5 \psi_5$$

$$\frac{d\psi_3}{dt} = 0$$

$$\frac{d\psi_4}{dt} = 0$$

$$\frac{d\psi_5}{dt} = -\alpha_8 \psi_1 + \alpha_6 \psi_2 - \alpha_7 \psi_3 + (\alpha_6 + \alpha_7 + \alpha_8) \psi_5$$

Начальные условия примут вид:

$$\psi_{1,0} = -2(C_1 - C^p)$$

$$\psi_{2,0} = -2(C_2 - C^p)$$

$$\psi_5 = -2(C_5 - C^p)$$

Для решения задачи применялся итерационный процесс метода наискорейшего спуска

$$\alpha_{k+1} = \alpha_k - \rho_k G(\alpha_k), \quad k = 0, 1, \dots$$

где  $G(\alpha_k)$  - градиент критерия качества,  $\rho_k$  - коэффициент спуска по градиенту. Для решения задачи потребовалось четыре итерации. Оптимальное  $\alpha^* = \{0.2; 0.396; 0.247; 0.978;$

0.258; 0.117; 0.103; 0.15}. Прогноз для  $t = 30$  имеет следующие значения концентраций

$$C(30) = \{47.667; 3.525; 47.42; 2.445; 15.759\}$$

Из расчетов видно, что наибольшая концентрация элементов в корнях, а затем в листьях, меньше в стеблях, транспорте стеблей и листьях.

Пример 2. Рассмотрим процесс миграции РН в органах животного. Необходимо построить прогноз загрязнения молока РН. Имеем замеры концентрации РН в молоке. Согласно графу на рис. 4 для молока система дифференциальных уравнений будет иметь вид

$$\frac{dC_1}{dt} = \lambda_1 C_1 + \lambda_5 C_5 + Q$$

$$\frac{dC_2}{dt} = \lambda_1 C_1 - (\lambda_2 + \lambda_5) C_2 + \lambda_4 C_3$$

$$\frac{dC_3}{dt} = \lambda_2 C_2 - (\lambda_3 + \lambda_4) C_3$$

$$\frac{dC_4}{dt} = \lambda_3 C_3$$

$\lambda_1$  и  $\lambda_2$  заданы и имеют следующие значения  $\lambda_1 = 0,45 \text{ час}^{-1}$ ,  
 $\lambda_2 = 0,3 \text{ час}^{-1}$ .  $C_{i0}$  тоже заданы и равны  $C_1(t_0) = 0,2 \text{ Бк/кг}$ ,  
 $C_2(t_0) = 0,15 \text{ Бк/кг}$ ,  $C_3(t_0) = 0,1 \text{ Бк/кг}$ .

Пусть  $t_0 = 0$ . На протяжении 60 часов, через каждые 12 часов произведены замеры. Начальное приближение для  $\lambda_1, \lambda_2 = 0,3$ . Система, описывающая процесс миграции РН в молоке имеет три неизвестных параметра. Применяя к такой системе метод функции чувствительности по параметрам, получим искомые значения

$$\lambda_3 = 0.33, \quad \lambda_4 = 0.28, \quad \lambda_5 = 0.34$$

Зная все компоненты вектора, можно прогнозировать концентрацию РН на любой промежуток времени, на котором применима схема на рис. 3.

Комплекс программ динамического моделирования не решает всех проблем миграции РН в агро системах, но учитывает основные ее моменты и является открытым для внесения дополнительных модулей, конкретизирующих процесс миграции.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. // М.: Энергоиздат. - 1981. - 99 с.
2. Прохоров В. М. Математическая модель поглощения элементов растениями из почвы. // Агрехимия. - 1970, 7. с. 126-137.
3. Кириченко Л. В. Роль направленного переноса при проникновении в глубину почвы продуктов ядерных взрывов, поступающих вна поверхность почвы из атмосферы. // В сб. Радиоактивность атмосферы, почвы и пресных вод. - М.: Гидрометеоздат. - 1970. - Вып. 5. с. 147-154.
4. Нерпин С. В., Чудновский Ф. Энерго-массообмен в системе воздух-почва-растение. // Л.: Гидрометеоздат. - 1975. - 358 с.
5. Пристер Б. С., Лошилов Н. А. и др. Основы сельскохозяйственной радиологии. // Киев: Урожай. - 1991. - 470 с.
6. Федоренко Р. П. Приближенное решение задач оптимального управления. // М.: Наука. - 1978, - 486 с.
7. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. // М.: Колос. - 1973. - 272 с.
8. Rescigno A., Beck L.S. Compartments. // Foundations of Mathematical Biology. Ed. by R. Rosen, v. 2. Academic Press, N.Y., 1972 p. 255-321.

## СОДЕРЖАНИЕ

Кашпаров В. А., Лошилов Н. А., Процак В. П., Поляков В. Д., Юдин Е. Б., Журба М. А., Паршаков А. Е. Ядерно-фи- зические характеристики чернобыльских горячих частиц	1
Кашпаров В. А., Лошилов Н. А., Процак В. П., Юдин Е. Б., Журба М. А., Паршаков А. Е. Фракционирование радионуклидов в топливных горячих частицах, образовавшихся в резуль- тате аварии на ЧАЭС	9
Кашпаров В. А., Орел С. И., Юдин Е. Б., Ященко А. А. Система управления базой данных (СУБД) "Проба"	22
Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б. Пакет прикладных программ для прогно- зирования накопления биологически значимых нуклидов в урожае	27
Кашпаров В. А., Орел С. И., Юдин Е. Б., Ященко А. А. Информационно- справочная графическая система радиэкологической обстановки "Изотоп"	30
Йошенко В. И. К вопросу о дозовом выходе радиационно-индуцированных канцерогенных эффектов на уровне органа	33
Позняков А. А., Бойко С. А., Се- менютин А. М., Долгий Н. Л. Разработ- ка методики прижизненного определения цезия-137 в организме лабораторных животных	38
Иванов Ю. А., Лошилов Н. А., Оре- шнич Л. А., Кашпаров В. А., Бон- дарь П. Ф. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадения аварийного выброса ЧАЭС в почвах	43
Иванов Ю. А., Зварич С. И., Кашпа- ров В. А. Поведение топливных частиц аварийного выброса ЧАЭС в некоторых модельных средах	56
Перепелятников Г. П., При- стер Б. С. Миграция радионуклидов чернобыльского выброса на угодьях, орошаемых водой реки Днепр	68
Пристер Б. С., Перепелятни- ков Г. П., Ильин М. И. Актуальные проблемы	

кормопроизводства в условиях радиоактивного загряз- нения территории	71
Калашникова З. В., Перепелят- ников Г. П., Медяк Р. В. Оценка накопления Cs-137 в урожае растений в условиях применения микроэлементов	89
Пристер Б. С., Перепелятнико- ва Л. В., Омеляненко Н. П. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах и переход их в растение в зоне аварии на ЧАЭС	95
Пристер Б. С., Перепелятнико- ва Л. В., Омеляненко Н. П. Эрозионные процессы как фактор вторичного загрязнения террито- рий радионуклидами	102
Пристер Б. С., Перепелятнико- ва Л. В., Дугинов В. И. Хомути- нин Ю. В. Основные факторы, определяющие пове- дение радионуклидов в системе почва - растение	108
Руденская Г. А., Жарина Н. Л., Бунгова Е. Г. Особенности структуры сооб- ществ членистоногих на брошенных сельскохозяйствен- ных угодьях с различными уровнями радиоактивного загрязнения	117
Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Влияние различных доз калийных удобрений на поступление цезия-137 в урожай овса	121
Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Параметры перехода радиоцезия в урожай овса на известкован- ной почве в зависимости от применения минеральных удобрений и химических мелиорантов	125
Асташева Н. П., Романов Л. М., Хомутинин Ю. В., Костюк Д. М. Влия- ние сорбентов на выведение радиоцезия из организма овец	132
Соболев А. С., Асташева Н. П., Юрецкий С. В., Боженко Е. В., Жало- бина Т. В., Сяський С. С. Контроль содер- жания цезия-137 в молоке ЛПХ в населенных пунк- тах зоны отселения	136

Асташева Н. П., Лазарева Н. М., Дрозденко В. П., Соболев А. С., Иванова Т. Н. Влияние добавок микроэлементов на некоторые показатели обмена веществ и продуктивность у крупного рогатого скота на территории с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения	141
Асташева Н. П., Романов Л. М., Хомутигин Ю. В., Черный Ю. В. Метаболизм Cs-137 в организме взрослых гусей в условиях хронического поступления	148
Асташева Н. П., Дрозденко В. П., Лазарев Н. М., Иванова Т. Н., Чмырев М. А., Зигаренко В. Н. Влияние хронического ионизирующего излучения малой интенсивности на антиокислительный статус крупного рогатого скота	154
Асташева Н. П., Лазарев Н. М., Яцуга Л. В. Гистологические изменения в семенниках быков, длительно содержащихся на территории, загрязненной радионуклидами	164
Федин Ф. А., Лазник А. Г., Крылова И. В. Изменение удельной радиоактивности сливок, создаваемой цезием, в зависимости от массовой доли влаги и при замене их водной фазы	169
Долгий Н. Л. К концепции переработки мясного сырья на территории, загрязненной радиоактивными веществами	172
Долгий Н. Л., Пономаренко Н. Л., Матола Л. А. Снижение содержания радиоактивного цезия в мясном сырье при его хранении в биологически активном консерванте	174
Матола Л. А., Пономаренко Н. Л., Долгий Н. Л. Сравнительная оценка миграции радиоактивного цезия при переработке мяса говядины и свинины	177
Лишитович Л. И., Прокопенко Л. А., Чернобай В. Н. Проблемы моделирования миграции радионуклидов в агросистемах	182

## ПРОБЛЕМЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

Выпуск 2

Ответственный за издание зав. отделом информации по сельскому хозяйству Г. Г. Хурманец

Технический редактор Т. Н. Мацапура

Подписано к печати 18.06.92. Формат 60×84<sup>1</sup>/<sub>16</sub>. Бумага офсет. Офсетная печать. Усл. печ. л. 11,85. Усл. кр.-отт. 12,20. Уч.-изд. л. 11,20. Тир. 1015 экз. Зак. 60. Заказное.

УкрИНТЭИ, 252171, Киев, ул. Горького, 180.  
 ППП корпорации УкрНТИ, 252171, Киев, ул. Горького, 180.

