

**ПРОБЛЕМЫ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ  
РАДИОЛОГИИ**

**Сборник научных трудов**

**ВЫПУСК 4**

**Под редакцией академика УАН *Б. С. Пристера***

**КИЕВ 1996**

## Карта степени критичности агроландшафтов

Концентрация цезия-137  
в семях естественных трав



УКРАИНСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

**ПРОБЛЕМЫ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ  
РАДИОЛОГИИ**

Сборник научных трудов

ВЫПУСК 4

Под редакцией академика УААН *Б. С. Пристера*

КИЕВ 1996

Публикуемые в настоящем выпуске сборника научных трудов статьи содержат результаты деятельности Украинского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии за десятилетний период после аварии на Чернобыльской АЭС. В представленных материалах обобщены итоги радиоэкологических исследований, изучения процессов формирования выброса и физико-химических свойств радиоактивных выпадений, моделирования миграции радионуклидов в почве, изучения закономерностей миграции радионуклидов в трофических цепях, поиска и разработки мер по снижению дозовых нагрузок на население, формирующихся в результате потребления продуктов питания, произведенных на загрязненных радионуклидами территориях.

Статті, що друкуються в цьому збірнику наукових праць, містять результати діяльності Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології за десятирічний період після аварії на Чорнобильській АЕС. В представлених матеріалах узагальнені результати радіоекологічних досліджень, вивчення процесів формування викиду та фізико-хімічних властивостей радіоактивних випадіннь, моделювання міграції радіонуклідів у ґрунті, вивчення закономірностей міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах, пошук та розробка заходів щодо зниження дозових навантажень на населення, які формуються внаслідок споживання продуктів, вироблених на забруднених радіонуклідами територіях.

**Редакционно-издательский совет:**

*Б. С. Пристер (председатель), Ю. А. Иванов, П. Ф. Бондарь, В. А. Кашпаров,  
Л. В. Перепелятникова, Н. Л. Долгий, О. В. Нечепоренко*

## СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ АСПЕКТЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ

*Б. С. Пристер*

Авария на Чернобыльской АЭС действительно одна из тяжелейших техногенных катастроф в мире: 10 лет оказалось недостаточно не только для ликвидации, но даже для глубокого осознания и оценки тяжести ее последствий.

Коммунальный характер аварии определяется влиянием ее в той или иной мере на большие контингенты населения. Только в Украине загрязнены до уровней, требующих вмешательства или контроля, около 9 млн. га, из которых более 5 млн. га – сельскохозяйственные угодья.

В структуре полной дозы облучения человека внутреннее облучение от поступления радионуклидов в организм с продуктами питания достигает 95%. Это обстоятельство определяет значимость сельскохозяйственных аспектов формирования радиационной обстановки, эффективность контрмер в агропромышленном производстве.

В Украине координацию исследований в области сельскохозяйственной радиологии осуществлял Совет при ЮО ВАСХНИЛ, а затем УААН. Головной организацией по программе стал Украинский филиал ВНИИСХР. Около 50 организаций приняли участие в выполнении программы, которая охватывала все основные сельскохозяйственные аспекты аварии (рис. 1).

Как видно, ведущую роль в формировании дозовой нагрузки играют продукты животноводства и, прежде всего, молоко и мясо крупного рогатого скота, поэтому основное внимание в растениеводстве уделяли технологиям кормопроизводства (рис. 2). В Полесье значительная часть грубых кормов производится в природных и полуприродных экосистемах. Наиболее эффективным приемом снижения загрязненности сена радионуклидами является поверхностное или коренное улучшение пастбищ.



Рис. 1. Основные последствия аварий на ЧАЭС в сельском хозяйстве



Рис. 2. Схема научного обеспечения развития растениеводства

Были предложены многие способы обработки загрязненных почв, которые позволяют в несколько раз снизить переход радиоактивного цезия и стронция в растения. К сожалению, в 1986 г. большинство сельскохозяйственных угодий было перепахано сразу после аварии или даже до окончания периода интенсивных выпадений. Это лишило возможности применить ряд контрмер в растениеводстве.

Совместными усилиями ученых и практиков были решены проблемы реабилитации таких традиционно важных для Полесья отраслей, как льноводство, хмелеводство, а также садоводство и овощеводство. Большой интерес представляют природные экосорбенты, введение которых в рацион человека препятствует всасыванию в ЖКТ человека и животных радионуклидов и тяжелых металлов. Это, прежде всего, пектины, высокое содержание которых характерно для плодов косточковых и тыквенных. Селекционерами УААН выведены сорта тыквы, кабачков, арбузов с содержанием пектинов до 14%. Выведены и введены в практику сорта томатов с содержанием бета-каротинов, обладающих радиопротекторными свойствами в 6-8 раз выше обычного.

Разработаны технологии производства комплексных удобрений, из которых особо следует отметить гуматы аммония, внесение которых в почву не вызывает подкисления почвы, свойственного другим удобрениям, содержащим азот в аммонийной форме.

Обоснованы оптимальные соотношения между основными элементами питания для кислых дерново-подзолистых и торфяно-болотных почв Полесья, обеспечивающие получение высоких урожаев основных культур, при этом содержание радиоактивного цезия в продукции в 1,5-2,5 раза ниже по сравнению с контролем. В УНИИСХР обоснована методика расчета доз калийных удобрений, позволяющая оптимизировать их применение в условиях радиоактивного загрязнения.

Задачи научного обеспечения работ по ликвидации последствий аварии в животноводстве показаны схематически на рис. 3. Здесь основные подходы заключаются в разработке технологий кормления животных. Обоснованы цифровые модели метаболизма радиоцезия в организме животных и определены значения их параметров. Быстрое выведение цезия из мышечной ткани животных позволило разработать и внедрить трехстадийную технологию откорма крупного рогатого скота, овец, лошадей и птицы, позволяющую без ограничений использовать сильно загрязненные корма на первой стадии и экономное расходование чистых кормов только для дооткорма на заключительной стадии.

Показана высокая эффективность в животноводстве экосорбентов. Широко применяются ферроцианиды; разработаны технологии производства и применения в качестве кормовых доба-





Рис. 3. Схема научного обеспечения работ по ликвидации последствий аварии в животноводстве

вок цеолитов, сапонита, трепела и др. Применение экосорбентов в составе комбикорма или в виде болюсов обеспечивает снижение перехода радиоактивного цезия в молоко и мясо животных от 1,5 до 5,0 раз.

Исследовано поведение радионуклидов в процессах технологической переработки продуктов растениеводства и животноводства. Переработка молока на масло в 1986 г. позволила избежать громадных убытков, так как этот продукт в большом количестве был загрязнен нуклидами иода и цезия выше предельно допустимых норм. Показана необходимость изучения потоков радионуклидов в процессах переработки с использованием балансового метода, так как значительная часть загрязнителей может быть повторно возвращена в пищевую цепь.

Большое значение для решения проблем обеспечения радиационной безопасности населения имела система контроля качества продукции на всех этапах ее производства, организованная и функционирующая под методическим контролем УНИИСХР. Разработана аппаратура и методика прижизненного определения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в мышечной ткани животных, внедрение которой на мясокомбинатах и в откормочных хозяйствах позволило практически полностью исключить забой животных с загрязненностью мяса выше нормативов.

Совместно с институтами УААН разрабатываются компьютерные методы оптимизации структуры землепользования. Эта контромера является наиболее эффективной в условиях радиоактивного загрязнения территории и позволяет даже без особых затрат уменьшить загрязненность продукции прежде всего за счет дифференцированного использования земельного фонда и кормов с разными уровнями радиационной опасности.

Исследования радиационно-гигиенических условий труда и жизни сельского населения показали, что основная доза облучения формируется у сельских жителей за счет потребления местных продуктов питания. В этом, прежде всего, и заключается трагизм Чернобыльской катастрофы и трудность в преодолении ее последствий, так как не в производственных, а в домашних условиях человек подвергается наибольшему радиационным воздействиям.

Этим обусловлено проведение комплексных исследований с участием стран КЕС формирования потоков радионуклидов. Показано, что доза облучения населения в значительной степени определяется использованием в их питании продуктов леса — грибов и ягод, вклад которых в суммарное загрязнение рациона может превышать 50%. Загрязнение молока и мяса определяется в основном типом экосистем, в которых выпасается скот или заготавливаются корма на зиму. Критическими являются луга и пастбища на переувлажненных почвах торфяно-болотного ряда.

На загрязненных территориях учеными УНИИСХР, НИИ экспериментальной ветеринарной медицины и НИИ эпизоото-

логии животных проводится постоянный мониторинг состояния животных. Изучение их иммунного и биологического статуса, воспроизводительной функции и продуктивности внесло значительный вклад в понимание механизмов биологического действия излучений и используется для обоснования системы противо-эпизоотических мероприятий на загрязненных территориях.

Большой комплекс исследований в области сельскохозяйственной радиологии выполняется на базе НТЦ в 30-километровой зоне ЧАЭС, в ходе которых получены уникальные данные о биологическом действии излучений, поведении радионуклидов в составе топливных композиций, ветровом и водном переносе их в ландшафтах и по вертикальному профилю почв, обрабатываются активные контрмеры.

Изучение динамики радиационной обстановки показывает значительную ее стабилизацию, начиная с 1990–1991 гг. Это означает, что еще длительное время необходимо тщательно контролировать ситуацию и потребуются десятки лет для того, чтобы можно было перестать рассматривать радиоактивное загрязнение территории как ведущий фактор условий жизни и деятельности населения.

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. майже 9 млн. га земель були забруднені радіоактивними речовинами, з них близько 5 млн. га представлені сільськогосподарськими угіддями. У зв'язку з цим проблеми організації і ведення сільськогосподарського виробництва, що дозволяє отримувати «чисту» продукцію на територіях, які постраждали від аварії, актуальні. В статті описані заходи, що застосовувались у післяаварійний період і привели до значного поліпшення радіологічної ситуації в аграрному секторі: уточнені технології обробки ґрунтів, внесення меліорантів і добрив, вирощування сільськогосподарських рослин, годівлі тварин, застосування оптимальних засобів переробки забрудненої харчової сировини. Суттєве зниження допустимого рівня радіоактивного забруднення продуктів харчування, що планується Національною Комісією по радіаційному захисту України (НКРЗУ), зумовлює необхідність проведення подальших досліджень з метою удосконалення технологій і структури сільськогосподарського виробництва.

After the accident at the Chernobyl NPP in 1986 above 9 mln. ha of land were contaminated with radioactive substances, 5 mln. ha being presented by farmlands. At present 95% of individual human dose is determined by radionuclides contained in foodstuffs. In this connection the problems of agricultural production management on contaminated territories which allows to produce «clean» foodstuffs, are very important. The schemes demonstrating the spectrum of tasks, found as a result of the accident and requiring the development, are presented. Measures which have provided considerable improvement of radiological situation in agricultural sector are described: specified technologies of soil cultivation, application of meliorants and fertilisers, growing of agricultural crops, nutrition of animals, use of optimum methods of contaminated material processing. Considerable reduction of permissible levels of foodstuffs radioactive contamination, planned by the National Radiation Protection Committee of Ukraine (NRPCU), determines the need for further research in order to improve the technologies and structure of agricultural production.

# Раздел I. РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ

## РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ ТЕРРИТОРИЯХ – ОСНОВА ОПТИМИЗАЦИИ ВЕДЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА

*С. М. Лундин, В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов,  
Б. С. Пристер, А. М. Кадыгроб, М. В. Ковтун, В. П. Ланшин*

Радиационная обстановка на территории Украины характеризуется значительностью масштабов и неравномерностью радиоактивного загрязнения. Размеры зон радиоактивного загрязнения определяются плотностью загрязнения и уровнем радиации внутри них, как одним из основных показателей степени опасности проживания и ведения производственной деятельности для людей на данной территории.

С 1986 г. УкрНИИСХР проводятся работы по радиологическому мониторингу территорий, пострадавших от аварии на ЧАЭС. Одним из регионов, в которых осуществлен практически весь комплекс работ, является Волынская область. Исследования здесь были начаты в 1990 г., и к настоящему времени детально обследованы все населенные пункты 8 районов области из 15 (Владимир-Волынский, Гороховский, Иваничевский, Каминь-Каширский, Локачинский, Луцкий, Любешовский, Маневичский). В каждом из них проведены подробнейшие подворные измерения мощности экспозиционной дозы, отобрано большое количество проб почвы (не менее пяти проб в каждом населенном пункте, а в крупных городах более сотни), которые в последующем были подвергнуты гамма-спектрометрическому и радиохимическому анализам. Оценена удельная активность изотопов радиоцезия в пробах молока КРС и картофеля из личных подсобных хозяйств (ЛПХ), а также в основных составляющих рациона питания КРС.

Одной из особенностей этого региона, а точнее северной его части (районы Каминь-Каширский, Любешовский и Маневичский), является наличие загрязненного молока в личном секторе на фоне относительно незначительного загрязнения почв. Это объясняется очень низким содержанием в ряде почв Украинского Полесья (дерново-подзолистые песчаные, слабогумусированные пески и др.) трехслойных глинистых минералов (монтмориллонит и др.), вследствие чего процессы необменного поглощения в них  $^{137}\text{Cs}$  протекают с низкой эффективностью.

© С. М. Лундин, В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер,  
А. М. Кадыгроб, М. В. Ковтун, В. П. Ланшин, 1996

В связи с этим для  $^{137}\text{Cs}$  в указанных типах почв, а также в органогенных (торфяно-болотных и аналогичных им) характерны повышенные значения миграционной способности и биологической доступности.

Для оценки степени загрязнения молока КРС ЛПХ отбор проб производился таким образом, чтобы были охвачены все выпасы в конкретном населенном пункте. Эти данные использовались в качестве основы для разделения всех выпасов на чистые и загрязненные.

Большое внимание уделялось оценке содержания радиоцезия в сельскохозяйственной продукции и дарах леса. Отмечено стабильное загрязнение дикорастущих ягод и грибов (в зависимости от видового состава), чем, вероятно, обусловлено увеличение дозовой нагрузки (за счет внутреннего облучения). Это подтверждается также тем, что расчетные дозы, установленные УНЦРМ, зачастую не соответствуют данным, полученным на СИЧ. Ошибка здесь, по-видимому, в том, что в стандартном рационе питания человека, принятом УНЦРМ для расчета доз внутреннего облучения, отсутствуют такие важные составляющие, как дикорастущие ягоды и грибы, потребляемые местными жителями в значительных количествах.

В результате проведения большого объема работ по радиологическому мониторингу с большой степенью достоверности определена радиологическая ситуация, сложившаяся в Волинской области, оценены ее масштабы и критические звенья с учетом формирования дозовых нагрузок. Плотность загрязнения большей части территории Каминь-Каширского, Любешовского и Маневичского районов менее  $37 \text{ кБк/м}^2$ . В то же время отмечены пятна, где плотность загрязнения превышает  $37 \text{ кБк/м}^2$ . В Маневичском районе это – Велико-Осницкое пятно, которое охватывает восточную часть района и ограничивается с западной стороны населенными пунктами Тельчи, Будки, Лисове, Костюхновка. В пределах данного пятна встречаются небольшие участки с плотностью загрязнения  $92,5\text{--}185 \text{ кБк/м}^2$ . Севериновское пятно – до  $74 \text{ кБк/м}^2$ , Оконское – до  $148$ , Трояновское – до  $48,1$ , в  $7 \text{ км}$  восточнее Градля – до  $111 \text{ кБк/м}^2$ . В Каминь-Каширском районе это пятна вблизи населенных пунктов Гута-Каменская, Полицы, Воегоша, Ворокомле с плотностью загрязнения до  $62,9 \text{ кБк/м}^2$ , а также пятна с плотностью загрязнения  $37\text{--}92,5 \text{ кБк/м}^2$  в районе сел Верхи, Тоболя, севернее Сошично, севернее Пневно, Выдричи. В восточной части Любешовского района выделяются пятна около населенных пунктов Любешов (в  $2,5 \text{ км}$  южнее), Вил, Судче (в  $3 \text{ км}$  восточнее), Проходы, Бережна Воля с плотностью загрязнения от  $37$  до  $74 \text{ кБк/м}^2$ . В северо-восточной части вблизи села Сваловичи с плотностью загрязнения  $44,4 \text{ кБк/м}^2$  и в районе Дольска с плотностью  $66,6\text{--}81,4 \text{ кБк/м}^2$ . В западной части пятна в районе Великой Глуши и севернее Погулянки с плотностью загряз-

нения 48,1–66,6 кБк/м<sup>2</sup>. Имеется также ряд пятен небольшой площади с плотностью загрязнения, превышающей 37 кБк/м<sup>2</sup>.

Обследование межколхозных лесов на северо-востоке Ковельского района позволило выявить отдельные пятна небольших размеров с плотностью загрязнения 37–55,5 кБк/м<sup>2</sup> севернее с. Ситовичи, севернее с. Гривятки, восточнее с. Скулина, а также небольшое пятно с плотностью загрязнения 37–62,9 кБк/м<sup>2</sup> западнее с. Черемошно.

По данным радиологического мониторинга и научно-обоснованного прогнозирования поведения радиоактивных веществ (РВ) в окружающей среде возможны оценка в динамике сложившейся ситуации, установление наиболее значимых для каждого региона дозобразующих факторов. Анализ дозовых нагрузок на сельское население в загрязненных районах показал, что в большей части населенных пунктов они формируются за счет внутреннего облучения. В настоящее время уменьшить воздействие внешнего облучения на население достаточно трудно (деактивация территории, уменьшение времени нахождения на загрязненной территории и т. д.). Используемые контрмеры позволяют существенно снизить содержание РВ в продуктах питания и, следовательно, значительно уменьшить суммарные дозовые нагрузки. В связи с этим была сделана попытка разработать систему конкретных мероприятий для: а) уменьшения выноса с единицы площади сельхозугодий РВ с продукцией (минимизация коллективной дозы); б) обеспечения производства продукции, удовлетворяющей существующим нормативам, регламентирующим содержание в ней радионуклидов (минимизация индивидуальной дозы). Работа выполнялась на примере совхоза «Галузийский» Маневичского района Волынской области (по данным УНЦРМ, суммарная доза в населенном пункте Галузия в 1991 г. составляла 0,62 сЗв, причем 98% ее формировалось за счет внутреннего облучения). Были проанализированы существующая организация системы землепользования, масштабы и характер радиоактивного загрязнения земельных угодий и сельскохозяйственной продукции, особенности перехода радионуклидов из почвы в растения [1].

Выбор совхоза «Галузийский» в качестве модельного связан с тем, что он по своим природно-климатическим условиям и плотности загрязнения территории является показательным из хозяйств, расположенных в наиболее загрязненной, северной части Волынской области, а также на значительной территории Ривненской области. Почвенный покров хозяйства представлен в основном бедными дерново-подзолистыми (32,1%), дерновыми (39,6%) песчаными и связно-песчаными почвами, а также торфяно-болотными почвами и низинными торфяниками.

В хозяйстве проведен цикл экспериментальных работ по оценке степени загрязнения <sup>137</sup>Cs сельхозугодий и производимой сельскохозяйственной продукции.

Полученные результаты, а также данные обследования межколхозных лесных массивов, проведенного в 1991 г., хорошо согласуются между собой, что позволяет оценить радиологическую обстановку на территории хозяйства:

плотность загрязнения почвы радиоцезием варьирует от 11,1 до 92,5 кБк/м<sup>2</sup> (в среднем 18,5–26 кБк/м<sup>2</sup>);

загрязнение растительности на культурных пастбищах колеблется от 3,7 до 296 Бк/кг зеленой массы;

загрязнение растительности на некультурных пастбищах колеблется от 407 до 2072 Бк/кг зеленой массы (в сене – от 1480 до 14800 Бк/кг);

загрязнение радиоцезием молока составляет от 111 до 888 Бк/л, содержание радионуклидов в других продуктах питания меньше допустимых уровней.

Отдельные локальные пятна не могут существенно повлиять на радиоэкологическую обстановку в хозяйстве и выход загрязненной сельхозпродукции, но в связи с тем, что леса, не культурные выпасы и сенокосы располагаются в основном на торфяных почвах, где коэффициенты перехода радионуклидов в луговую растительность очень высоки, возникает необходимость точно оконтурить участки, являющиеся основной кормовой базой для КРС личных подсобных хозяйств.

Средняя площадь территории, на которой выпасается крупный рогатый скот, в зависимости от высоты и плотности травостоя, влажности почвы и ряда других факторов в среднем составляет 0,8 га на одну единицу КРС. Общее количество коров – 704, из которых 250 голов принадлежат совхозу, а 454 являются собственностью хозяев. Кроме этого, имеется достаточное количество бычков. Элементарный расчет показывает, что при нормальных усло-

Результаты измерения удельной активности изотопов цезия в молоке КРС личных подсобных хозяйств и общественного стада в с. Галузья, май – июнь 1992 г.

№ пробы	Место отбора пробы, фамилия, инициалы владельца	Удельная активность <sup>137</sup> Cs, Бк/л	Погрешность измерений, %
1.	с/з «Галузский»	74,7	10
2.	Куприянов А. З.	381,1	4
3.	Ляевич В. С.	851,0	3
4.	Шмигельский С. К.	913,9	3
5.	Шмигельский В. И.	353,4	5
6.	Лопушик Н. И.	466,2	4
7.	Шмигельский И. К.	825,1	3
8.	Ружицкий И. П.	348,5	5
9.	Куприянов З. П.	403,3	4
10.	Евпак Н. М.	418,1	4
11.	Мисливец С. Т.	477,3	4
12.	Фурсик И. Я.	444,0	4
13.	Мисливец В. М.	414,4	3
14.	Завиша Н. И.	802,9	2

виях выпаса КРС необходимо иметь более 1500 га, а это практически площадь всех сельскохозяйственных угодий совхоза «Галузийский».

В этой ситуации основным источником кормов поголовья КРС совхоза являются сельскохозяйственные угодья, продукция которых по содержанию радионуклидов соответствует предъявляемым требованиям. А вот для выпаса поголовья КРС личных подсобных хозяйств и заготовки кормов остаются лишь леса и болота, в результате чего содержание  $^{137}\text{Cs}$  в молоке этих коров превышает ВДУ в большом количестве случаев (см. таблицу).

Для прогнозирования степени накопления биологически значимых радионуклидов в урожае разработан пакет прикладных программ [2]. Информационно-справочная система включает в себя следующие компоненты:

расчетно-справочная подсистема, в которую входят алгоритмы оценки содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции с учетом стадии переработки, а также база данных о почвах регионов, подвергшихся радиоактивному загрязнению, информация об усредненных агрохимических параметрах этих почв, значения коэффициентов перехода биологически значимых радионуклидов в культуры, возделываемые на этих почвах;

база данных о сельхозугодьях хозяйства или некоторого региона, охватывающего территорию нескольких хозяйств. Она содержит информацию о конфигурации и площади полей хозяйства, плотности загрязнения этих полей, агрохимических параметрах почв каждого из полей хозяйства;

интерфейс пользователя для управления всей системой и отдельными ее частями, которые могут использоваться независимо.

Работа с системой при выборе оптимальной структуры посевов в пределах некоторого хозяйства или региона проводится в следующем порядке:

в интерактивном режиме пользователь указывает для всех или части полей, составляющих сельхозугодья хозяйства, культуры, которые предполагается на них возделывать (или вид сельскохозяйственной продукции, который предполагается получить из сырья, выращенного на этом поле);

система обращается к банку данных и получает информацию о загрязнении указанных полей, агрохимических параметрах, площади полей и т. д.;

на основании полученной информации производится расчет удельной активности радионуклидов в растениях и величины их выноса с растениями для каждого из указанных полей.

Рассчитанные значения отображаются на дисплее, пользователь анализирует их и принимает решение. Если полученные значения неудовлетворительны, изменяются номенклатура и(или) размещение культур, расчет загрязнения культур и вы-



носа радионуклидов повторяется. При получении значений, удовлетворяющих пользователя, работа с системой заканчивается.

Развитый графический интерфейс позволяет наглядно отображать результаты и быстро принимать решения. Использование подобной системы дает возможность существенно сократить время разработки структуры посевов.

При построении системы использовался модульный принцип, что придает ей гибкость и обеспечивает возможность использовать ее блоки отдельно. Составляющие системы достаточно независимы. Расчетно-справочной подсистемой можно пользоваться независимо от базы данных о сельхозугодьях некоторого конкретного хозяйства или региона; она является универсальным средством для расчета загрязнения сельскохозяйственной продукции и может встраиваться в другие системы.

С помощью данного пакета прикладных программ произведена оценка концентрации радиоцезия во всех культурах, произрастающих в обследуемом хозяйстве, определены фактический вынос радионуклидов с единицы площади и общий вынос радионуклидов с пахотных угодий, сенокосов и пастбищ, выполнен расчет содержания радионуклидов в сельхозпродукции с учетом возможности и целесообразности проведения тех или иных контрмер, позволяющих снизить их общий вынос и исключить возможность получения продукции, загрязнение которой превышает контрольные уровни. В совхозе «Галузийский» ежегодно с урожаем выносятся приблизительно 1069 МБк радиоцезия. В расчете на 1 га в среднем это составляет, кБк: на пашне 30, на сенокосах примерно 796, на естественных пастбищах около 1646; средний удельный вынос с 1 га сельхозугодий — до 713 кБк.

Главной целью работ по оптимизации использования земельных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, является минимизация дозы облучения населения, а также предупреждение миграции радионуклидов в ландшафтах.

Достижение этой цели должно обеспечиваться в процессе текущей сельскохозяйственной деятельности в обычном технологическом режиме при условии рационального использования земельных угодий, организованных необходимым образом в порядке землеустройства.

Основными принципами землеустройства сельскохозяйственных угодий в специфических условиях радиоактивного загрязнения являются [3]:

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

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

проведение мелиоративных мероприятий;

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

организация сельскохозяйственных угодий. Формирование зон получения «чистых» продуктов питания. Выделение территорий для сенокосения, выпаса скота, в том числе для личных подсобных хозяйств с тем, чтобы обеспечить получение кормов с содержанием радионуклидов, не превышающим контрольных уровней;

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

организация территории полевых и сенокосно-пастбищных севооборотов;

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

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

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

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

расчет эффективности мероприятий по оптимизации использования земельных угодий в сельскохозяйственном производстве на загрязненных территориях.

В конкретных хозяйственных и ландшафтных условиях содержание и объемы работ зависят от характера и степени загрязнения территории и сельскохозяйственной продукции.

На основании балансовых расчетов на территории Галузийского и Серховского сельсоветов предложено провести ряд конкретных организационных (изменение системы землепользования), агрохимических и агротехнических мероприятий. Прогнозные расчетные оценки показывают, что в результате удельный вынос радионуклидов с 1 га сельскохозяйственных угодий совхоза уменьшится с 0,7 до 0,12 МБк/га, уровень за-

грязнения сельскохозяйственной продукции не будет превышать допустимые нормы.

Практическая реализация рекомендуемого подхода может служить реальным средством уменьшения дозовых нагрузок на население территорий, где основным дозообразующим фактором является внутреннее облучение, обусловленное пероральным поступлением радионуклидов в организм человека.

1. Лундин С. М., Кашпаров В. А., Иванов Ю. А. и др. Из опыта оптимальной организации сельскохозяйственного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, в условиях Украинского Полесья// Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев, 1994. – Вып. 3. – С.30–51.

2. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б. Пакет прикладных программ для прогнозирования накопления биологически значимых нуклидов в урожае// Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1992. – Вып. 2. – С.27–30.

3. Временные методические указания по организации территории сельскохозяйственных землевладений и землепользований, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. – Киев, 1992. – 124 с.

В статті описані результати робіт по радіаційному моніторингу у Волинській області України, що були проведені в період з 1990 р. до теперішнього часу. Ці дослідження закладені в основу розробки системи конкретних заходів по зменшенню впливу шкідливих факторів.

На основі балансових розрахунків на території Галузійської та Серхівської сіл'рад запропоновано провести ряд організаційних (зміна системи землекористування), агрохімічних та агротехнічних заходів. Прогнозні розрахунки оцінки показують, що в результаті реалізації обґрунтованої системи заходів питомий винос радіонуклідів з 1 га сільськогосподарських угідь зменшиться з 0,7 до 0,12 МБк/га, рівень забруднення сільськогосподарської продукції не буде перевищувати допустимі норми.

Практична реалізація описаного підходу може служити реальним засобом зменшення дозових навантажень на населення територій, де головним дозотворюючим фактором є внутрішнє опромінення за рахунок перорального надходження радіонуклідів в організм людини.

In the article the results of work on radiological monitoring in Volyn region of Ukraine are described. The works were carried out in the period from 1990 to present. These research form the basis for the development of system of specific measures reducing the effect of harmful factors.

Based on balance calculation on the territory of Galuziia and Serkhiv villages it was proposed to carry out the range of organizational (change of land use system), agrochemical and agrotechnical measures. Predictive calculated assessments demonstrate that the implementation of substantiated system of countermeasures results in the decrease of specific removal of radionuclides from 1 ha of farmlands from 0,7 to 0,12 Mbq/ha, and the level of agricultural products contamination will not exceed permissible norms.

Practical implementation of described approach can serve as a real means of reducing dose rates for the population on the territories where the main dose-forming factor in internal irradiation at the rate of radionuclides oral intake by human organism.

## ДИНАМИКА ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОФИЛЕ ПОЧВ *IN SITU*

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

Для получения адекватных оценок последствий выброса при аварии на ЧАЭС, комплексного радиоэкологического картирования загрязненной территории и разработки контрмер для снижения дозовых нагрузок на население требуется учет многих факторов, определяющих интенсивность потоков радионуклидов в компонентах экосистем. К таким факторам относятся «пестрота» почвенного покрова загрязненной территории, различие форм выпадений, модификация процессов трансформации форм выпадений и др. [1–3].

Радиоактивные выпадения представлены двумя основными компонентами (топливной и конденсационной), а загрязнение территории представляет собой суперпозицию следов двух указанных компонент, причем их соотношение зависит от направления и расстояния до точки выброса [4–6].

Наблюдения за интенсивностью вертикальной миграции радионуклидов в почвах проводили исходя из следующих критериев:

ландшафтно-геохимические условия (почвенно-химические и почвенно-физические свойства, механический и минералогический состав почв, их водный режим и т. д.);

тип угодий (старопахотные почвы, почвы с естественным сложением профиля);

физико-химические свойства выпадений (соотношение топливной (ТК) и конденсационной (КК) компонент выпадений);

плотность загрязнения территории долгоживущими радионуклидами.

На каждом экспериментальном участке делали 2–3 прикопки (до 0,5 м), из каждой отбирали по две почвенные колонки с использованием специального разборного пробоотборника. Пробы почвы в каждой колонке отбирали послойно (0–2, 2–5, 5–10, 10–15, ...) на глубину 40 см с учетом конкретных условий в точке отбора. Пробы почвенных горизонтов по каждой прикопке объединяли. Содержание гамма-излучающих радионуклидов в пробах почвы определяли с использованием полупроводникового детектора из высокочистого германия и гамма-спектрометрического комплекса ADCAM-300 фирмы «Ortec» (США); содержание  $^{90}\text{Sr}$  и изотопов плутония – радиохимическим методом по стандартным методикам [7, 8].

Описание экспериментальных площадок (П) приведено ниже.

П1. Естественный луг на дерново-подзолистой песчаной почве. Дернина рыхлая, слабо выраженная, местами отсутствующая.

ет. Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  ( $\sigma_{137}$ ) 20–30 МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 3–4 км западнее ЧАЭС.

П2. Старопахотная дерново-подзолистая супесчаная почва. Дернина в стадии формирования;  $\sigma_{137} \approx 3,7$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 0,5; 12 км западнее ЧАЭС.

П3. Луг, окультуренный перед аварией, сформированный на дерново-луговой почве. Дернина мощная;  $\sigma_{137} \approx 3,7$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 23 км западнее ЧАЭС.

П4. Старопахотная торфяно-подзолистая оглеенная почва. Дернина в стадии формирования;  $\sigma_{137} \approx 5,5$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 4 км севернее ЧАЭС.

П5. Старопахотная дерново-подзолистая оглеенная почва. Дернина в стадии формирования;  $\sigma_{137} \approx 5,5$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 4 км севернее ЧАЭС.

П6. Естественный луг на торфяно-подзолистой супесчаной оглеенной почве. Дернина плотная, гумусовый горизонт ≈ 20–30 см;  $\sigma_{137} \approx 5,5$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 0,5; 6 км северо-восточнее ЧАЭС.

П7. Старопахотная дерново-подзолистая супесчаная почва. Дернина плотная, 1,5–2 см;  $\sigma_{137} \approx 3,7$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 6 км южнее ЧАЭС.

П8. Старопахотная дерново-подзолистая песчаная почва. Дернина плотная, 1,5–2 см;  $\sigma_{137} \approx 22$ –30 МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 6 км западнее ЧАЭС.

П9. Естественный луг на торфяно-подзолистой почве, торфяной горизонт 25–40 см. Дернина мощная, 4–5 см;  $\sigma_{137} \approx 22$ –30 МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 3–4 км западнее ЧАЭС.

П10. Луг, окультуренный до аварии, сформированный на дерново-подзолистой супесчаной сильногумусированной почве. Дернина мощная;  $\sigma_{137} \approx 11$  МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 0,2; 16 км севернее ЧАЭС.

П11. Пойменный луг на лугово-болотной почве (пойма р. Жерев). Дернина мощная, 1–2 м от уровня реки;  $\sigma_{137} \approx 0,6$  МБк/м<sup>2</sup>, КК ≈ 1; 120 км западнее ЧАЭС.

П13. Естественный луг, сформированный на аллювиальной слоистой почве (пойма р. Уж), КК ≈ 1; 70 км западнее ЧАЭС.

П14. Естественный луг, сформировавшийся на дерново-подзолистой супесчаной почве, на опушке хвойного леса. Дернина плотная. В 1986 г. после аварии проведено известкование в очень больших дозах;  $\sigma_{137} \approx 11$  МБк/м<sup>2</sup>, КК ≈ 1; 60 км западнее ЧАЭС.

П15. Естественный луг, сформированный на дерново-подзолистой песчаной почве. Дернина слабо выражена;  $\sigma_{137} \approx 20$ –30 МБк/м<sup>2</sup>, ТК/КК ≈ 1; 34 км западнее ЧАЭС.

Некоторые показатели физико-химических свойств и механического состава почв экспериментальных площадок приведены в табл. 1.

Таблица 1. Физико-химические свойства и показатели механического состава почв экспериментальных участков

Плошадка	Горизонт, см	Гумус, %	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	Hг, мэкв/100 г	Са, мэкв/100 г	Mg, мэкв/100 г	К, мг/100 г	Песок (частицы размером 0,06 мм), %	Глина (частицы размером 0,001 мм), %
П1	0-20	0.80	4.7	4.0	6.0	0.8	0.14	0.8	85.3	...
	20-30	0.38	4.5	4.1	1.0	0.8	0.15	1.1	89.5	1.2
П2	0-20	3.85	5.6	4.7	5.2	4.0	0.36	1.8	82.3	4.9
	20-30	0.20	6.1	5.0	0.4	1.5	0.16	1.0	90.0	0.4
П4	0-20	2.60	5.1	4.0	5.4	1.7	0.26	1.8	72.2	2.9
	20-30	Следы	5.0	4.4	...	0.8	0.22	1.0	81.7	...
П5	0-20	0.59	5.3	4.2	2.3	1.0	0.15	2.0	83.6	1.5
	20-30	Следы	5.8	4.8	...	0.8	0.14	1.5	87.6	...
П6	0-20	3.50	5.3	4.3	10.0	6.1	0.74	3.4	62.5	5.5
	20-30	0.63	5.8	5.1	0.8	3.9	0.47	1.1	85.1	3.4
П7	0-20	0.71	5.1	4.0	2.1	1.0	0.26	3.0	80.4	2.0
	20-30	0.01	5.4	4.5	...	0.9	0.23	2.1	83.3	...
П9	0-20	23.2	5.9	5.5	9.5	34.6	1.98	2.2	44.0	9.6
	20-30	1.58	6.4	5.8	1.2	8.8	0.62	1.0	86.1	4.4
П10	0-20	2.14	6.9	6.1	0.7	5.5	0.76	10.1	73.5	...
	20-30	2.27	7.3	6.6	0.4	6.5	0.93	8.8	70.9	1.3
П13	0-20	1.00	6.3	5.3	1.0	3.2	0.23	1.0	52.5	2.3
	20-30	1.44	5.0	4.0	5.6	2.1	0.30	1.2	38.5	7.0
П14	0-3	1.36	8.6	8.3	...	35.4	0.23	4.4	61.0	3.7
	3-4.5	1.17	7.7	7.7	...	12.1	0.81	2.8	76.5	2.0
	4.5-8.5	0.25	7.8	7.5	...	3.0	0.35	1.8	80.8	0.5
	8.5-22	0.07	8.0	7.6	...	1.8	0.13	2.0	76.5	1.5
П15	0-15	0.45	4.9	4.2	1.8	1.0	0.15	0.8	82.4	1.2
	15-30	0.06	5.2	4.5	0.7	0.7	0.15	0.8	88.7	...

При выборе экспериментальных площадок анализировали полученные ранее экспериментальные данные об интенсивности вертикального переноса радионуклидов в профиле почвы.

Изучение вертикальной миграции радионуклидов в почвах экспериментальных участков в большинстве случаев проводилось с 1987 г.

Значения параметров переноса в профиле почвы <sup>137</sup>Cs рассчитывались с использованием однокомпонентной квазидиффузионной модели переноса ( $M$  – коэффициент миграции, квазидиффузии, см<sup>2</sup>/с) и конвективно-диффузионной модели ( $D$  – коэффициент диффузии, см<sup>2</sup>/с;  $V_k$  – скорость направленного переноса, см/с) [9, 10].

Таблица 2. Динамика изменения параметров вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв экспериментальных площадок

Площадка	Год, месяц	$D, 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$	$V_k, 10^{-9} \text{ см}/\text{с}$	$M, 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$
П1	1988, август	6.0	4.0	7.6
	1990, ноябрь	3.7	1.5	4.6
	1992, июль	3.7	1.3	4.5
	1993, июнь	4.9	1.6	6.3
П2	1987, июль	6.1	4.0	9.0
	1990, ноябрь	3.9	1.9	5.0
	1991, ноябрь	2.1	1.8	2.7
	1992, июль	2.5	4.7	4.6
	1993, июнь	1.8	3.9	3.7
П3	1987, июль	8.0	11.0	19.0
	1988, август	6.0	13.0	30.0
	1992, июль	8.0	16.0	—
	1993, июнь	6.4	4.9	12.0
П4	1987, сентябрь	5.3	1.1	8.4
	1990, ноябрь	4.5	2.5	4.3
	1992, июль	3.4	4.0	4.5
	1993, июнь	4.9	1.6	6.0
П5	1987, сентябрь	4.0	1.6	5.0
	1990, ноябрь	4.4	0.6	4.5
	1992, июль	3.3	2.3	4.5
	1993, июнь	8.3	3.2	13.0
П6	1987, июль	9.0	2.5	11.0
	1990, ноябрь	7.9	2.0	9.5
	1992, июль	9.5	2.1	12.0
	1993, июнь	6.4	4.9	13.0
П7	1987, сентябрь	10.0	5.4	14.0
	1990, ноябрь	4.4	2.3	5.4
	1992, июль	4.4	0.7	5.6
	1993, июнь	5.1	2.2	7.3
П8	1988, август	7.0	5.0	9.5
	1990, ноябрь	3.0	2.5	4.5
	1992, июль	2.4	4.2	7.3
П9	1992, июль	10.0	3.0	14.0
	1993, июнь	10.0	2.5	14.0
П10	1987, июль	8.3	1.1	9.5
	1993, июнь	2.5	1.6	3.3
П11	1991, июнь	5.2	4.1	9.0
П13	1988, июль	9.5	2.9	11.0
	1993, июнь	11.0	3.5	14.0
П14	1987, июль	13.0	2.5	14.0
	1993, июнь	2.6	1.6	3.3
П15	1988, июль	—	—	9.5
	1991, октябрь	2.1	4.6	5.1
	1992, июль	4.0	2.0	4.8
	1993, июнь	2.9	1.0	2.5

\* Расчет  $M$  с использованием квазидиффузионной модели в связи со специфичностью профиля распределения радионуклида провести невозможно.

Анализ динамики изменения параметров переноса  $^{137}\text{Cs}$  показал, что для большинства экспериментальных площадок в первые два года после аварии на ЧАЭС параметры переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почвы имели более высокие значения, чем в последующие годы. Возможны несколько причин этого явления:

формирование объемного источника загрязнения вследствие механического переноса радионуклидов в первые месяцы после аварии (расчет параметров проводился в предположении наличия бесконечно тонкого слоя радионуклида на поверхности почвы);

необратимая сорбция радионуклида почвенными минералами.

Как следует из табл. 2, интенсивность вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почвы существенно зависит от характеристик почвенного покрова (физико-химических и водно-физических свойств почвы). В частности, минимальные значения коэффициентов квазидиффузии  $[(3.0-5.0) \cdot 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}]$  отмечены для автоморфных минеральных почв, существенно более высокие для органогенных почв  $[(1.0-3.0) \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$  и выше].

Интенсивность вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почвы сравнительно невелика. Пределы варьирования параметров миграции радионуклида в профиле почвы экспериментальных участков, с контрастными свойствами почв и различными физико-химическими характеристиками выпадений, в 1991-1994 гг. составили: для  $D$ ,  $\text{см}^2/\text{с}$ ,  $-(3.3-9.5) \cdot 10^{-9}$ ;  $V_k$ ,  $\text{см}/\text{с}$ ,  $-(1.3-16.5) \cdot 10^{-9}$ ;  $M$ ,  $\text{см}^2/\text{с}$ ,  $(4.5-12.5) \cdot 10^{-9}$ .

Экспериментальные данные свидетельствуют о сравнительно небольшом варьировании параметров переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле автоморфных почв в случае относительной однородности свойств почвенно-растительного покрова (выравненность поверхности, мощности дернины, высоты растительного покрова, увлажненности почвы и т. д.); в то же время наблюдается значительное изменение (в 3-6 раз) параметров переноса радионуклида в профиле почвы участков, характеризующихся неоднородностью этих свойств.

Значения параметров переноса  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в профиле почв некоторых экспериментальных площадок, рассчитанные с использованием конвективно-диффузионной модели переноса, приведены в табл. 3.

Таким образом, миграция радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах Украинского Полесья имеет свою специфику, обусловленную, в первую очередь, различными формами выпадений радиоактивных веществ и особенностями почвенно-климатических условий данного региона. По сравнению с радионуклидами глобальных выпадений специфическое поведение в профиле почвы в большей мере присуще радионуклидам, вы-



Таблица 3. Параметры вертикального переноса  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239, 240}\text{Pu}$  в профиле почвы экспериментальных площадок

Площадка	$^{90}\text{Sr}$		$^{239, 240}\text{Pu}$	
	$D, 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$	$V_k, 10^{-9} \text{ см}/\text{с}$	$D, 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$	$V_k, 10^{-9} \text{ см}/\text{с}$
П1	0.6	0.1	0.4	0.1
П2	0.7	0.2	0.6	0.3
П3	1.3	1.7	0.5	1.6
П4	1.9	1.9	0.4	0.2
П7	2.4	1.5	0.5	0.1

павшим в форме мелкодисперсных высокоактивных частиц ядерного топлива (радиоизотопы Ce, Sr, Pu и других тугоплавких элементов), в меньшей – радионуклидам, выпавшим преимущественно в составе конденсационной компоненты. Среди последних можно выделить  $^{137}\text{Cs}$ , который по миграционной подвижности и биологической доступности в какой-то степени аналогичен Cs глобальных выпадений [11].

В 1986–1988 гг. параметры переноса в профиле почвы радиоизотопов различных химических элементов (Cs, Ce, Sr и др.) были в основном близкими по значениям независимо от соотношения топливной и конденсационной компонент выпадений на следах выброса, что, очевидно, связано с механическим переносом этих радионуклидов в составе топливных частиц. В 1989 г. дифференциация их распределения увеличилась [12], проявление влияния химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв стало более отчетливым.

В целом для разных типов почв, характеризующихся различным соотношением форм выпадений, наблюдается более высокая подвижность  $^{90}\text{Sr}$  по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$ . Такой результат объясняется меньшей сорбционной способностью почв по отношению к  $^{90}\text{Sr}$ .

Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в минеральных автоморфных почвах с близкими физико-химическими свойствами и механическим составом имеет практически одинаковый характер. На таких экспериментальных площадках запас  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–2 см в 1994 г. составил около 80–90% общего количества.

При сравнении распределений  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почвы на следах выброса, отличающихся соотношением топливной и конденсационной компонент, существенные различия в вертикальной миграции этого радионуклида не выявлены. На участках, где соотношение топливной и конденсационной компонент оценивалось как примерно 1, 0.5 и 0.2, запас  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–2 см в 1993 г. составил соответственно 94, 88 и 90%. Этот результат хорошо объясняется в рамках модифицированной модели вертикального переноса радионуклидов. Вследствие более вы-

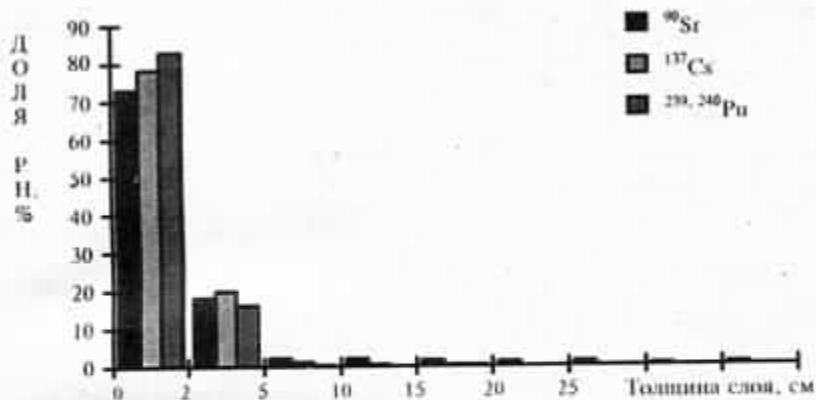
сокой интенсивности сорбции  $^{137}\text{Cs}$  минеральными почвами значительная его часть переходит в сорбированное состояние и не участвует в процессе вертикальной миграции. Скорость сорбции этого радионуклида твердой фазой почвы существенно выше скорости его выщелачивания из матрицы топливных частиц [13]. Таким образом, миграционная подвижность топливных частиц и сорбированных форм  $^{137}\text{Cs}$  практически одинакова (скорость миграции радионуклидов в виде мелкодисперсных частиц топлива очень мала).

Анализ распределения  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в профиле почв экспериментальных площадок, характеризующихся различным начальным соотношением топливной и конденсационной компонент выпадений, показал возможность миграции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в составе мелкодисперсных топливных частиц. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почвы обеих экспериментальных площадок имеет одинаковый характер, что подтверждает обедненность топливной компоненты этим радионуклидом на рассматриваемых участках. Сходность распределений  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в профиле почвы на участке с большим вкладом топливной компоненты в начальное загрязнение указывает на возможность преимущественного механического переноса этих радионуклидов в составе мелкодисперсных топливных частиц. Характер распределений радионуклидов (рис. 1, б) свидетельствует об их вертикальной миграции, главным образом, в растворимой форме, что, вероятно, связано с более высокой скоростью деструкции топливных частиц в этих почвенных условиях.

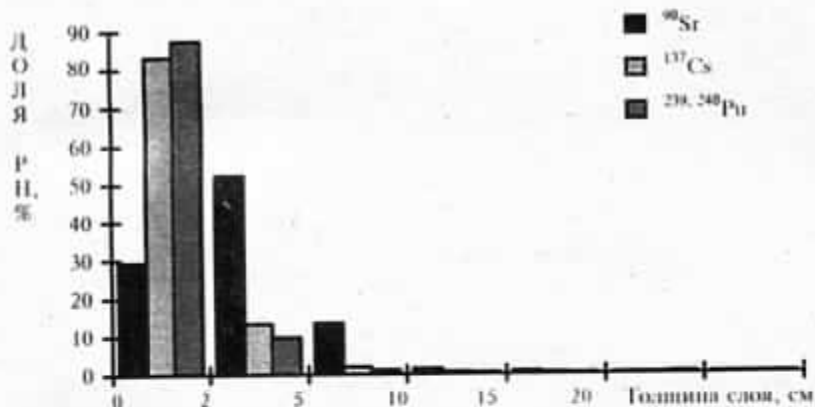
Наиболее критическими по миграционной подвижности и биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  являются органогенные гидроморфные почвы Полесья. Так, наибольшая интенсивность миграции этого радионуклида наблюдалась на периодически затопляемой торфяно-подзолистой почве. Здесь в 1994 г. вынос  $^{137}\text{Cs}$  за пределы верхнего 4-сантиметрового слоя составил 26.6% общего содержания радионуклида в профиле почвы. В слое 2–4 см наблюдался максимум содержания радионуклида, что указывает на его существенный вклад в процесс вертикальной миграции конвективного переноса.

Для более глубокого понимания процессов вертикального переноса радионуклидов в профиле почвы, обеспечения возможности использования полученных оценок переноса при долгосрочном прогнозировании вертикальной миграции радионуклидов в профиле почв различных типов необходимо выявление количественных связей (зависимостей) между параметрами переноса радионуклидов и факторами, их определяющими, в том числе физико-химическими свойствами почв (см. табл. 1).

Как следует из данных (табл. 4), параметры диффузионного переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв наиболее тесно связаны с содер-



*a*



*b*

Рис. 1. Вертикальное распределение радионуклидов (РН) в профиле почвы: *a* — дерново-подзолистая песчаная почва (доля топливной компоненты в выпадениях по  $^{137}\text{Cs}$  — 80%;  $R=3-4$  км; запад); *b* — старонахотная торфяно-подзолистая отлежнная почва (доля топливной компоненты в выпадениях по  $^{137}\text{Cs}$  — 45%;  $R=4$  км; север)

Таблица 4. Результаты анализа корреляционных связей интенсивности диффузионного переноса  $^{137}\text{Cs}$  и некоторых показателей физико-химических свойства почв

Параметр миграции	Физико-химические свойства почвы	$r$	$r_1$
$D_m$	Гумус	-0.41	
	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	-0.73	
	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	-0.64	
	$\text{H}_r$	0.26	
	$\text{Ca}_{\text{обм}}$	-0.67	
	$\text{Mg}_{\text{обм}}$	-0.76	-0.73
	$\text{K}_{\text{поав}}$	-0.82	-0.87
$D_0$	Гумус	-0.44	
	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	-0.17	-0.51
	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	-0.56	
	$\text{H}_r$	-0	
	$\text{Ca}_{\text{обм}}$	-0.64	
	$\text{Mg}_{\text{обм}}$	-0.71	
	$\text{K}_{\text{поав}}$	-0.77	-0.90
	Физическая глина	0.1	

Примечание:  $r$  — коэффициент корреляции;  $r_1$  — коэффициент парной корреляции, рассчитанный для показателей в билогарифмическом масштабе;  $D_m$ ,  $D_0$  — коэффициенты квазидиффузии соответственно медленной и быстрой компонент переноса, рассчитанные с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели переноса.

са в совокупности с результатами модельных экспериментов систематизированы почвы загрязненной территории Украинского Полесья в соответствии с интенсивностью вертикального переноса радионуклида в них (табл. 5, рис. 2). Наиболее критичными по миграционной подвижности в них  $^{137}\text{Cs}$  являются гидроморфные органогенные почвы Полесья.

Анализ прогнозных оценок перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв (табл. 6) показал, что интенсивность переноса радионуклида достаточно низка. Эффективные периоды полураспада от  $^{137}\text{Cs}$  верхних 5-сантиметровых горизонтов почв естественных лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах, составляют 20–25 лет; лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах, — 8–12 лет. Эффективные периоды полураспада от  $^{90}\text{Sr}$  верхних 5-сантиметро-

ванием в них подвижного калия, что можно выразить следующей зависимостью:

$$V_D = 0.2287 \exp(-0.24C_K), \quad (1)$$

где:  $V_D$  — интенсивность квазидиффузионного переноса  $^{137}\text{Cs}$ ;  $C_K$  — содержание в почве подвижного K.

Вместе с тем, анализ указанных результатов и результатов модельных, колонных экспериментов [14] позволяет выделить в числе наиболее важных показателей, определяющих интенсивность вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  в почвах, содержание в почве почвенной влаги (влажность) и подвижного калия. Это дает возможность планировать более целенаправленные эксперименты по выявлению наиболее значимых факторов, предопределяющих интенсивность вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв.

На основании результатов наблюдений за вертикальным перераспределением  $^{137}\text{Cs}$  в профиле почв на различных следах выбро-

Таблица 5. Миграционная подвижность  $^{137}\text{Cs}$  в типичных почвах Украинского Полесья

Почвы	Механический состав	$10^{-8} M, \text{см}^2/\text{с}$	$10^{-8} D, \text{см}^2/\text{с}$	$10^{-8} Y_k, \text{см}/\text{с}$
Органические гидроморфные почвы (торфяно-болотные, торфяные и т. д.)		> 2.0	0.5–1.2	0.3–1.0
Луговые глеевые и глееватые, луговые и дерновые карбонатные, дерновые глеевые и глееватые	Песчаные	1.5–2.0	0.3–0.8	0.3–1.7
Дерновые глеевые и глееватые	Супесчаные, суглинистые	1.0–1.5	0.8–1.0	0.2–0.5
Дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые, слабогумусированные пески	Песчаные	0.4–1.0	0.3–0.7	0.3–0.5
Дерново-подзолистые, серые оподзоленные и т. д.	Супесчаные, суглинистые	< 0.4	< 0.4	0.1–0.3

Таблица 6. Эффективный период получения верхних горизонтов почв от  $^{137}\text{Cs}$ , лет

Почвы	Механический состав	0–2 см	0–5 см
Органические гидроморфные почвы (торфяно-болотные, торфяные и т. д.)		5.5±0.8	14.9±1.7
Луговые глеевые и глееватые, луговые и дерновые карбонатные, дерновые глеевые и глееватые	Песчаные	5.1±1.3	12.7±2.7
Дерновые глеевые и глееватые	Супесчаные, суглинистые	6.6±0.4	17.8±0.8
Дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые, слабогумусированные пески	Песчаные	8.3±0.7	20.3±1.1
Дерново-подзолистые, серые оподзоленные и т. д.	Супесчаные, суглинистые	11.1±0.5	24.4±0.3

вых горизонтов почв естественных лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава (песчаных), составляют 6–8 лет, более тяжелого механического состава (суглинистые) – 10–15 лет; сформированных на



9. Константинов И. Е., Скотникова О. Г., Солдаева Л. О. Модель вертикальной миграции цезия-137 в почвах и прогнозирование экспозиционной дозы. Препринт ГКИАЭ. М. 1979. – 22 с.

10. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р. М. Алексахина. – М.: Энергонддат, 1981. – 98 с.

11. Агрохимия. – 1992. – № 2. – С. 102–110.

12. Лоцилов Н. А., Иванов Ю. А., Кашпаров В. А. и др. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев. – 1991. – С. 36–44.

13. Analyst. – 1992. – V. 117. – P. 1041–1047.

14. Радиоэкол. и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС: мат. Всесоюз. конф. Киев, 1991. – С. 165–170.

На основі спостережень *in situ*, використання квазидифузійної та конвективно-дифузійної моделі переносу отримані параметри вертикальної міграції  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{239,240}\text{Pu}$  в профілі ґрунтів на різних слідах випадінь радіоактивних речовин, що трапились внаслідок аварії на ЧАЭС.

Показана особливість поведінки радіонуклідів в ґрунтах, представлених в основному паливною компонентою випадінь ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ). Проведена оцінка зв'язків між параметрами вертикальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  та фізико-хімічними властивостями ґрунтів. З використанням кореляційного аналізу встановлено, що найбільш вагомими факторами, які визначають інтенсивність вертикального перерозподілу цього радіонукліду в ґрунтах є вологість останніх та вміст в них рухливого калію. Систематизовано типові ґрунти Українського Полісся у відповідності з інтенсивністю вертикальної міграції в них  $^{137}\text{Cs}$ .

Parameters of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  transfer in soils profile at the different tracks of ChNPP release fallout have been estimated on the base of *in situ* observations and with the use of quasi-diffusional and convective-diffusional models of transfer.

Specific behaviour of radionuclides, represented by fuel component of fallout ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ) in soils has been shown, role of the soils physico-chemical as well as water-physical properties in radionuclides redistribution intensity has been estimated. Predominant role of soil moisture as well as content of mobile Potassium in soil in formation of the intensity of vertical transfer of Caesium radioisotopes has been shown on the base of correlation analysis. According to intensity of  $^{137}\text{Cs}$  vertical migration the systematisation of the typical soils of Ukrainian Polesye has been carried out.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ВЕРТИКАЛЬНОГО ПЕРЕНОСА РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОФИЛЕ ПОЧВЫ

Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, С. Е. Левчук,  
С. И. Зварич, Л. А. Орешич

В модельных (лабораторных) экспериментах по изучению вертикального переноса радионуклидов использовались пробы некоторых типичных почв Украинского Полесья, контрастных по свойствам (табл. 1): слабозадернованного слабогумусированного песка (П); дерново-слабоподзолистой супесчаной, гори-

© Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, С. Е. Левчук, С. И. Зварич, Л. А. Орешич, 1996

зонт  $A_{\text{пах}}$  (ДПС); дерново-подзолистой суглинистой, горизонт  $A_{\text{пах}}$  (ДСПг); торфяно-болотной, горизонт  $T_2$ , слабо разложившийся (ТБ), а также чернозема реградированного суглинистого (ЧРСг).

Таблица 1. Физико-химические характеристики почв

Почва	Са <sub>обм.</sub> мэкв/100 г почвы	Mg <sub>обм.</sub> мэкв/100 г почвы	Гумус, %	pH <sub>KCl</sub>	K <sub>2</sub> O <sub>Ловк.</sub> мэкв/100 г почвы	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sub>Флорк.</sub> мэкв/100 г почвы
П	2.9	1.9	0.8	4.1	3.1	4.8
ДПС	5.2	1.9	1.8	4.2	4.0	2.2
ТБП	—	—	—	4.6	4.7	3.4
ДПСг	11.4	1.4	1.19	5.1	40.0	12.1
ЧРСг	23.4	2.8	3.43	6.6	97.0	—

Эксперименты по изучению диффузионного переноса  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239}\text{Pu}$  проводили при влажности почв 30, 60 и 100% полной влагоемкости (ПВЕ). Перед внесением радионуклидов колонки с почвами (размерами  $\varnothing 8 \times 120$  мм) инкубировали в течение 14 суток. Растворы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (без носителя) наносили на кружок из фильтровальной бумаги, помещенный на поверхность почвы, в количестве 7.4 кБк на колонку, удельная активность растворов 370 кБк/мл,  $^{239}\text{Pu}$  — 50 Бк на колонку. Затем колонки набивали отмытым песком слоем толщиной 20 мм с соответствующей влажностью, парафинировали и выдерживали при температуре 18–20° С в течение 210–600 суток. Замороженные при температуре жидкого азота колонки вскрывали и разрезали на слои толщиной 5 мм. Повторность 3–6-кратная.

Для изучения направленного переноса топливных частиц и радионуклидов в исходной водорастворимой форме использовались колонки размерами  $\varnothing 60 \times 200$  мм, высота слоя почвы 150 мм. Колонки набивали почвами с учетом их объемной массы в естественных условиях. Перед внесением радионуклидов и топливных частиц колонки с почвами инкубировали при влажности 100% ПВЕ в течение 14 суток. Растворы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (без носителя) наносили на кружок фильтровальной бумаги, помещенный на поверхность почвы, в количестве 37 кБк/колонку; удельная активность растворов 370 кБк/мл. В качестве исходных образцов использовали минерализованные (озоленные при температуре ниже 300° С) пробы песчаной почвы, отобранные в 1.5 км от промплощадки ЧАЭС в 1988 г. (горизонт 0–2 см). Из указанных проб, используя метод изотопного обмена (многократная последовательная экстракция 1 N раствором CsCl) удаляли основную долю (85–95%) радиоизотопов цезия, выпавших в составе конденсационной компоненты. На поверхность почвы в колонках помещали пробы песка с топливными частицами,



слоем толщиной примерно 1 мм. Для последующего расчета гидродинамических характеристик колонок вносили  $\text{NH}_4^{36}\text{Cl}$  в количестве 10 кБк/колонку. На поверхность почвы в колонках укладывали слой отмытого песка толщиной 20 мм. Повторность – 3-кратная. Поливали дистиллированной водой: 8 и 16 мл/колонка в сутки, исходя, соответственно, из двух и четырех среднемноголетних норм осадков для изучаемого региона. Для снятия кривых элюирования  $^{36}\text{Cl}$  в течение первых 50 суток после начала эксперимента отбирали пробы элюата. После окончания эксперимента корпуса колонок разбирали, почвенные колонки разрезали на слои толщиной 10 мм.

Содержание гамма-излучающих радионуклидов в пробах определяли с использованием полупроводникового детектора из высокочистого германия и гамма-спектрометрического комплекса ADCAM-300 фирмы «Ortec» (США). Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239, 240}\text{Pu}$  определяли радиохимическим методом [1], содержание и дисперсный состав топливных частиц в пробах – методом автордиографии [2].

Значения коэффициентов диффузии  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239}\text{Pu}$  в профиле почвенных колонок, представленные в табл. 2, свидетельствуют о существенном влиянии на диффузионный перенос радионуклидов физико-химических свойств почвы, ее влажности и свойств радионуклидов. По уменьшению степени подвижности радионуклидов почвы можно расположить в следующие ряды:  $^{90}\text{Sr}$  – П>ДПС>ТБ;  $^{137}\text{Cs}$  – ТБ>ДПС>П>ЧРСr>ДПСr;  $^{239}\text{Pu}$  – ДПС>ДПСr>ЧРСr.

Таблица 2. Коэффициенты диффузии  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239}\text{Pu}$  в зависимости от влажности почв,  $10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с

Почва	Радионуклид	Влажность почвы, % ПВЕ		
		30	60	100
П	$^{90}\text{Sr}$	20.0±1.0	26.0±3.0	35.0±5.0
ДПС	$^{90}\text{Sr}$	9.0±1.0	14.0±3.0	15.0±1.0
ТБ	$^{90}\text{Sr}$	0.6±0.1	3.7±0.2	13.0±1.0
П	$^{137}\text{Cs}$	0.50±0.04	0.70±0.15	0.9±0.4
ДПС	$^{137}\text{Cs}$	0.8±0.1	1.0±0.1	1.7±0.5
ДПСr	$^{137}\text{Cs}$	...	...	0.28±0.08
ЧРСr	$^{137}\text{Cs}$	0.27±0.10	0.63±0.20	...
ТБ	$^{137}\text{Cs}$	1.7±0.3	7.9±3.0	31.6±5.0
ДПС	$^{239}\text{Pu}$	0.081±0.020	0.077±0.023	0.19±0.03
ЧРСr	$^{239}\text{Pu}$	0.067±0.022	0.069±0.07	...
ДПСr	$^{239}\text{Pu}$	...	...	0.086±0.020

Значения коэффициентов диффузии  $^{90}\text{Sr}$  по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  для минеральных почв выше в 9–35 раза, для торфяно-бо-

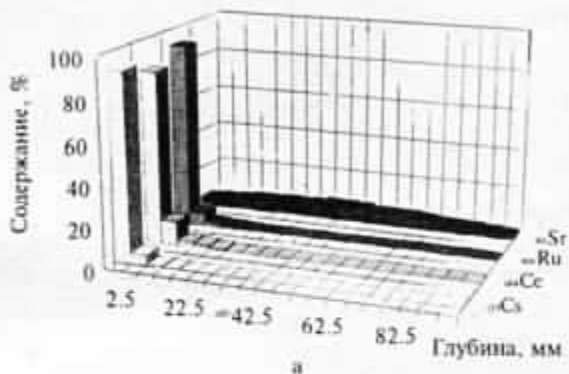
лотной почвы в 2–3 раза ниже. При изменении влажности минеральных почв значения коэффициентов диффузии  $^{90}\text{Sr}$  изменяются незначительно: с увеличением влажности до 100% ПВЕ увеличиваются в 1.8 раза для песчаной почвы, и в 1.7 раза для супесчаной почвы. При увеличении влажности торфяно-болотной почвы отмечен существенный рост значений коэффициента диффузии  $^{90}\text{Sr}$ : в 6 раз при увеличении влажности до 60% ПВЕ и в 22 раза – при увеличении до 100% ПВЕ.

Аналогичные результаты получены для  $^{137}\text{Cs}$ . Возрастание влажности минеральных почв от 30 до 100% ПВЕ приводит к увеличению значений коэффициента диффузии  $^{137}\text{Cs}$  в песчаной почве в 1.8 раза, в супесчаной почве в 2.1 раза. В то же время увеличение влажности торфяно-болотной почвы от 30 до 60% ПВЕ вызывает рост значений коэффициента диффузии радионуклида в 4.7 раза, до 100% ПВЕ – в 18.6 раза.

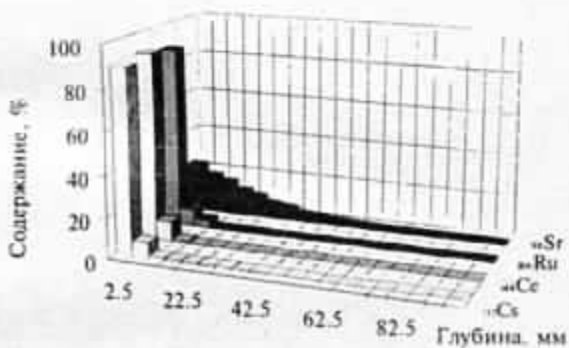
Минимальными значениями коэффициента диффузии характеризуется  $^{239}\text{Pu}$  (для опробованных почв  $D = (0.07 \div 0.2) \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ ). При возрастании влажности дерново-подзолистой супесчаной почвы от 30 до 100% ПВЕ они увеличиваются в 2 раза.

Различия в изменении интенсивности переноса радионуклидов с увеличением влажности между минеральными и органогенными почвами, очевидно, в большей степени обусловлены неодинаковыми величинами их полной влагоемкости. Так, увеличение влажности минеральных почв от 30 до 100% ПВЕ соответствует варьированию абсолютного содержания влаги от 9 до 30 мас. % для минеральных почв и от 33 до 110 мас. % для торфяно-болотной почвы.

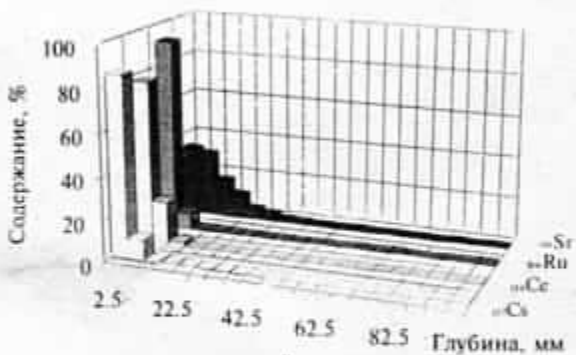
Наибольшая интенсивность переноса  $^{137}\text{Cs}$  в профиле торфяно-болотной почвы наблюдалась при имитации 4-годового количества осадков. В этом случае радионуклид был перенесен на глубину 10 см, запас его в 2-сантиметровом слое при имитации 2- и 4-годового количества осадков составил соответственно 78.2 и 58.2%. В дерново-подзолистой супесчаной и дерново-подзолистой песчаной почвах перенос  $^{137}\text{Cs}$  с током влаги характеризуется приблизительно одинаковой интенсивностью. Запас радионуклида в 2-сантиметровом слое супесчаной почвы при имитации 2- и 4-годового количества осадков, составил соответственно 99 и 96.1%, что еще раз подтверждает способность  $^{137}\text{Cs}$  к необратимой сорбции минеральными почвами. Наибольшая скорость переноса  $^{90}\text{Sr}$  наблюдалась при имитации 4-годового количества осадков на песчаной почве (рис. 1,а). В этом случае радионуклид распределился по всей глубине почвенной колонки с четко выраженным максимумом на глубине 5 см. В колонке с супесчаной почвой интенсивность переноса  $^{90}\text{Sr}$  также велика, но вид распределения в этом случае ближе к описываемому экспоненциальным законом (рис. 1,б). В слое 0–2 см запас  $^{90}\text{Sr}$  после промывания колонок составил 67%. В колонке с торфяно-болотной почвой распределение нуклида также близко к описываемому экспоненциальным законом.



а



б



в

Рис. 1. Распределение в профиле почвенных колонок  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  и  $^{106}\text{Ru}$ , содержащихся в матрице топливных частиц, и  $^{90}\text{Sr}$  в исходной водорастворимой форме:

- а дерново-подзолистая песчаная почва;
- б дерново-подзолистая супесчаная почва;
- в торфяно-болотная почва.

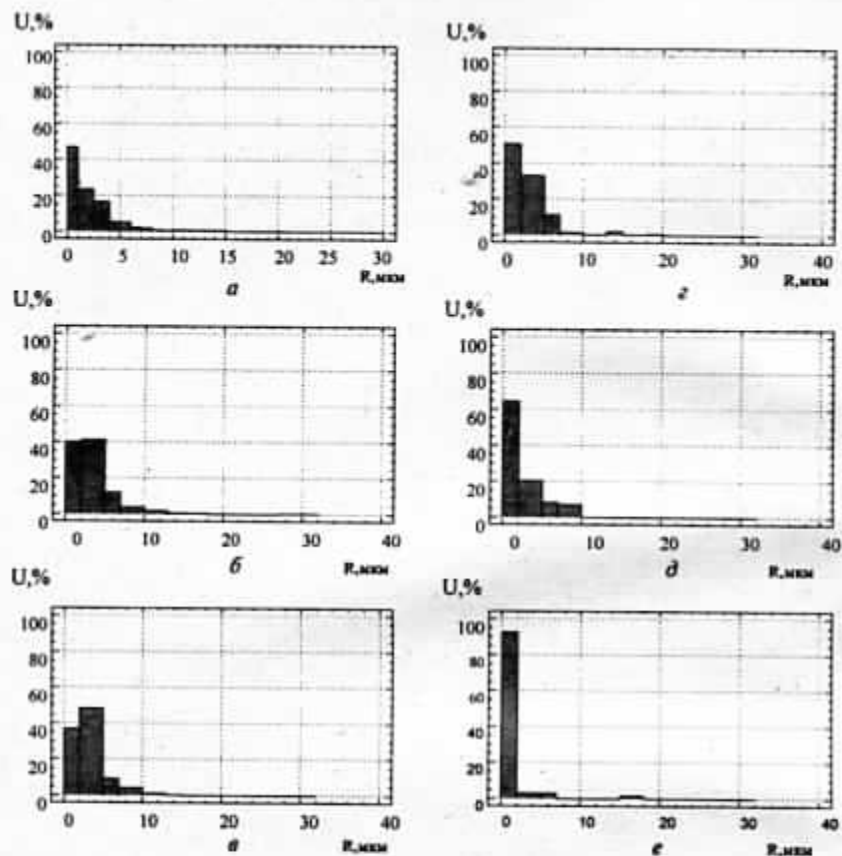


Рис. 2. Изменение дисперсного состава топливных частиц при их направленном переносе в профиле почвенной колонки (слабогумусированный песок):

*a* — исходный образец ;

*б* — исходный образец на поверхности после промывания;

*в* — горизонт 0-5 мм;

*г* — горизонт 5-10 мм;

*д* — горизонт 10-15 мм;

*е* — горизонт 15-20 мм.

$U$  — содержание фракции частиц, %;  $R$  — размер частиц, мкм

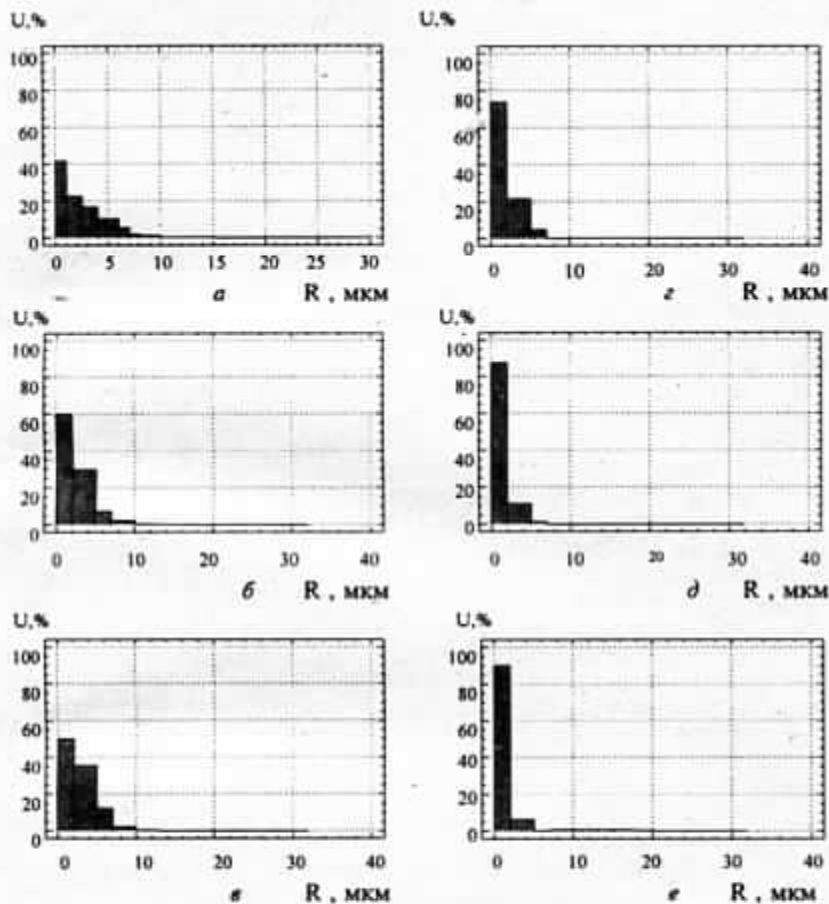


Рис. 3. Изменение дисперсного состава топливных частиц при их направленном переносе в профиле почвенной колонки (торфяно-болотная почва):

*a* — исходный образец;

*б* — исходный образец на поверхности после промывания;

*в* — горизонт 0-5 мм;

*г* — горизонт 5-10 мм;

*д* — горизонт 10-15 мм;

*е* — горизонт 15-20 мм;

U — содержание фракции частиц, %; R — размер частиц, мкм

Таблица 3. Коэффициенты квазидиффузии  $^{137}\text{Cs}$  в составе топливных частиц ( $D_{\text{ТЧ}}$ ) и в конденсационной компоненте ( $D_{\text{КК}}$ ),  $\text{см}^2/\text{с}$

Тип почвы	$D_{\text{ТЧ}} \cdot 10^{-10}$	$D_{\text{КК}} \cdot 10^{-8}$
П	3.0	2.2
ДПС	4.0	2.6
ТБ	2.3	2.5

разниц в интенсивности переноса топливных частиц и радионуклида в исходной водорастворимой форме. Максимальные различия отмечены для дерново-подзолистой песчаной почвы. Для дерново-подзолистой супесчаной и торфяно-болотной почв они хотя и проявляются в меньшей степени по сравнению с песчаной почвой, но, тем не менее, составляют значительную величину.

Для оценки параметров переноса радионуклидов применяли двухкомпонентную квазидиффузионную модель переноса.

С учетом того, что вместе с топливными частицами вносилось около 5%  $^{137}\text{Cs}$ , выпавшего в составе конденсационной компоненты, рассчитаны коэффициенты квазидиффузии обеих форм в почвенных колонках (табл. 3). Результаты показывают, что интенсивность переноса топливных частиц в почвенных колонках на два порядка величин ниже таковой для радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ , выпавшего в составе конденсационной компоненты, но при этом (рис. 2, 3) более высокими свойствами миграции обладают топливные частицы малого размера от долей до единиц микрометра.

1. Определение концентрации радионуклидов стронция, плутония, америция в пробах грунта: методические указания. (ВНИИЭФ). – М.: Госгидромет СССР, 1991.

2. Труды Украинского НИИ гидрометеорологии. – М.: Гидрометеониздат. 1993. – Вып. 245.

В умовах лабораторного модельного експерименту отримані коефіцієнти дифузії  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{239}\text{Pu}$  та параметри конвективного переносу чорнобильських паливних частинок для деяких типових ґрунтів Українського Полісся.

Проведена оцінка ролі фізико-хімічних властивостей ґрунтів в інтенсивності дифузійного і направленного переносів радіонуклідів. Показано, що інтенсивність направленного переносу паливних частинок є значно нижчою інтенсивності вертикального перерозподілу радіонуклідів у вихідній водорозчинній формі. При направленому переносі по профілю ґрунту переважно мігрують паливні частинки субмікронних розмірів.

Diffusion coefficients of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239}\text{Pu}$  and parameters of convective transfer of Chernobyl fuel particles in some typical soils of Ukrainian Polesye have been estimated in conditions of laboratory model experiments. Role of soil moisture as well as radionuclides physico-chemical properties in the intensity of diffusional and directional transfer of radionuclides in soils, contrasting on their properties, have been estimated. Intensity of directional transfer of fuel particles in soils is significantly lower than that for radionuclides in initial water-soluble form. Predominant transfer of particles with submicron size in soil profile has been shown.

однако интенсивность переноса ниже по сравнению с минеральными почвами (рис. 1, в). Запас  $^{90}\text{Sr}$  в верхнем 2-сантиметровом слое составил 91%.

Сопоставление данных о переносе в профиле почвенных колонок топливных частиц и  $^{90}\text{Sr}$ , внесенного в них в исходной водорастворимой форме, свидетельствует о существенной

# МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ВЕРТИКАЛЬНОГО ПЕРЕНОСА РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

*Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, Ю. В. Хомутинин,  
С. Е. Левчук*

Изучение перераспределения радионуклидов в профиле почвы имеет исключительно важное значение для правильного понимания и оценки потоков радионуклидов в звеньях биогеохимических цепей миграции, прогнозных оценок радиологической ситуации в случае радиоактивного загрязнения территории. Направления исследований в этой области во многом предопределяются особенностями физико-химических характеристик радиоактивных выпадений. Особенностью радиоактивных выпадений выброса ЧАЭС является наличие в них топливных частиц с матрицей из оксидов урана и примесями химических элементов конструкционных материалов, материалов засыпки реактора в процессе аварии и т. д. [1-4].

Составление научно обоснованного прогноза вертикальной миграции радионуклидов в профиле почв возможно лишь на базе тех или иных модельных представлений о движущих силах миграции и оценок параметров выбранной модели, полученных на основе экспериментальных данных [5]. Важную роль играет выбор или разработка математических моделей переноса радионуклидов в профиле почв, учитывающих деструкцию топливных частиц и переход радионуклидов в водорастворимые формы. С использованием таких моделей возможно получение адекватных прогнозных оценок в случае, если свойства почв резко контрастны, неоднородны по глубине профиля и физико-химические формы выпадений радионуклидов различны.

Предлагаемые в настоящее время математические модели вертикальной миграции радионуклидов в профиле почвы [6-8] представляют собой систему дифференциальных уравнений конвективно-диффузионного переноса, дополненных уравнением влагопереноса [6] или соотношением сорбционного равновесия [7]. Однако при этом предполагается, что профиль почвы является однородным как по глубине, так и во времени, параметры уравнений, с помощью которых описывается миграция различных форм радионуклидов, известны. Рассматриваются следующие физико-химические формы радионуклидов:

- находящиеся в составе топливных частиц;
- находящиеся в почвенном растворе в виде свободных ионов;
- находящиеся в почвенном растворе в составе растворимых комплексных соединений;
- сорбированные в соответствии с механизмом ионообменной сорбции;
- необратимо сорбированные.

Вертикальная миграция топливных частиц аппроксимируется квазидиффузионным процессом с соответствующим эффективным коэффициентом диффузии [6-7] или некоторым случайным Марковским процессом [8].

Чтобы математическая модель вертикальной миграции радионуклидов была удобна для практического прогнозирования, она должна позволять оценивать (используя статистические методы) неизвестные эффективные параметры на основе наблюдаемых в различных условиях профилей распределения радионуклидов в почве с помощью общепринятых методик. Число параметров модели, а, следовательно, и число учтенных форм радионуклидов должно быть сведено, по возможности, к разумному минимуму.

Для прогнозирования вертикальной миграции радионуклидов чернобыльских выпадений целесообразно ограничиться четырьмя их формами:

- 1) находящиеся в матрице топливных частиц;
- 2) находящиеся в почвенном растворе в виде свободных ионов;
- 3) находящиеся в почвенном растворе в виде комплексных соединений;
- 4) сорбированные.

Причем радионуклиды, находящиеся во второй и третьей формах имеют общий эффективный коэффициент диффузии. Вертикальный перенос топливных частиц можно аппроксимировать квазидиффузионным процессом [6-8], а для описания равновесного состояния процессов сорбции и десорбции использовать изотерму Генри [9-10].

Процесс вертикальной миграции рассматриваемых форм описывается следующей системой дифференциальных уравнений:

$$\frac{\partial C_1(x,t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[ D(x,t) \frac{\partial C_1(x,t)}{\partial x} \right] - V(x,t) \frac{\partial C_1(x,t)}{\partial x} - (b(x,t) + g(x,t)) C_1(x,t) + \frac{b(x,t) C_1(x,t)}{K d(x,t)} + a(x,t) C_4(x,t) - \lambda C_1(x,t);$$

$$\frac{\partial C_2(x,t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[ D(x,t) \frac{\partial C_2(x,t)}{\partial x} \right] - V(x,t) \frac{\partial C_2(x,t)}{\partial x} - \lambda C_2(x,t);$$

$$\frac{\partial C_3(x,t)}{\partial t} = b(x,t) \left( C_1(x,t) - \frac{C_3(x,t)}{Kd(x,t)} \right) - \lambda C_3(x,t);$$

$$\frac{\partial C_4(x,t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[ D_4(x,t) \frac{\partial C_4(x,t)}{\partial x} \right] - (a(x,t) + \lambda) C_4(x,t).$$



где  $x$  – глубина слоя почвы;  $t$  – время с момента аварии;  $C_1(x,t)$  – концентрация радионуклида в почве в виде свободных ионов;  $C_2(x,t)$  – концентрация радионуклида в почве в виде растворимых комплексных соединений;  $C_3(x,t)$  – концентрация сорбированных форм радионуклида в почве;  $C_4(x,t)$  – концентрация в почве радионуклида, находящегося в составе топливных частиц;  $D(x,t)$  – эффективный коэффициент диффузии растворимых форм;  $V(x,t)$  – эффективная скорость конвективного переноса нуклида с почвенной влагой;  $D_4(x,t)$  – эффективный коэффициент диффузии топливных частиц;  $l(x,t)$  – интенсивность сорбции растворимых форм радионуклида почвой;  $g(x,t)$  – интенсивность образования растворимых комплексных соединений;  $a(x,t)$  – интенсивность деструкции топливных частиц;  $Kd(x,t)$  – коэффициент распределения;  $\lambda$  – постоянная распада.

Суммарная концентрация всех рассматриваемых форм радионуклида в слое почвы  $C(x,t)$  описывается соотношением:

$$C(x,t) = C_1(x,t) + C_2(x,t) + C_3(x,t) + C_4(x,t).$$

Начальные условия, соответствующие мгновенному выпадению радионуклидов на поверхность земли (очень короткий промежуток времени по сравнению с последующим периодом миграции) будут иметь вид:

$$\begin{aligned} C_1(x,0) &= C_0(1-Q_0)\delta(x-\varepsilon); & \varepsilon \rightarrow 0; \\ C_4(x,0) &= C_0Q_0\delta(x-\varepsilon), \\ C_2(x,0) &= C_3(x,0) = 0, \end{aligned} \quad (2)$$

где  $Q_0$  – доля радионуклида, содержащегося в топливной компоненте в момент выпадения;  $C_0$  – валовая поверхностная плотность загрязнения территории радионуклидом.

Поскольку радиоактивные выпадения произошли мгновенно (в рамках рассматриваемой модели), то поток водорастворимой и топливной компонент из атмосферы в почву при  $t > 0$  будет равен 0. Граничные условия имеют следующий вид:

$$\begin{aligned} -D(0,t) \frac{\partial C_1(0,t)}{\partial x} + V(0,t) C_1(0,t) &= 0; \\ -D_4(0,t) \frac{\partial C_3(0,t)}{\partial x} &= 0; \end{aligned} \quad (3)$$

$$C_1(x,t) = C_2(x,t) = C_3(x,t) = C_4(x,t) = 0;$$

$$\frac{\partial C_1(x,t)}{\partial x} = \frac{\partial C_2(x,t)}{\partial x} = \frac{\partial C_3(x,t)}{\partial x} = \frac{\partial C_4(x,t)}{\partial x}, \quad x \rightarrow \infty.$$

Краевая задача (1)–(3) при условии выпадения водорастворимых форм радионуклидов ( $Q_0 = 0$ ), однородности почвен-

ного слоя, отсутствия сорбции ( $b = 0$ ) и комплексообразования ( $g = 0$ ) имеет хорошо известное решение [11]:

$$C_1(x,t) = C_0 \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-Vt)^2}{4Dt}\right) - \frac{Vx}{2D} \exp\left(\frac{Vx}{D}\right) \left[ 1 - \operatorname{erf}\left(\frac{x+Vt}{2\sqrt{Dt}}\right) \right] \right\} \exp(-\lambda t),$$

а с учетом только процесса сорбции радионуклида (десорбция очень мала) [6]:

$$C_1(x,t) = C_0 \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-Vt)^2}{4Dt}\right) - \frac{Vx}{2D} \exp\left(\frac{Vx}{D}\right) \left[ 1 - \operatorname{erf}\left(\frac{x+Vt}{2\sqrt{Dt}}\right) \right] \right\} \exp((-\lambda+b)t),$$

$$C_3(x,t) = b \exp(-\lambda t) \int_0^t C_p(x,\tau) \exp(-\lambda\tau) d\tau.$$

Для неоднородного слоя почвы при  $D = V_D x$  и  $V = \text{const}$  для водорастворимых форм радионуклидов ( $Q_0 = 0$ ) без учета процесса сорбции ( $b = 0$ ) и комплексообразования ( $g = 0$ ) краевая задача (1)–(3) [12]:

$$C_1(x,t) = \frac{C_0}{V_D t \Gamma\left(1 + \frac{V}{V_D}\right)} \left(\frac{x}{V_D t}\right)^{\frac{V}{V_D}} \exp\left(-\lambda t - \frac{x}{V_D t}\right).$$

Для ионообменной формы радионуклидов, находящихся в профиле однородной почвы, краевая задача (1)–(3) совпадает с соответствующей задачей для разовых выпадений [13–14], в которой учитываются диффузия, конвективный перенос, сорбция радионуклидов твердой фазой почвы, процесс десорбции и радиоактивный распад.

В общем случае при моделировании вертикальной миграции водорастворимых форм радионуклидов для учета неоднородности почвы используется компартментный подход [5]. В рамках этого подхода почва, в которой происходит перенос радионуклида, рассматривается как среда, состоящая из некоторого числа слоев (компартментов). В пределах каждого слоя почвы ее свойства, а, следовательно, параметры модели принимаются постоянными по глубине слоя для каждого времени года. При этом предполагается, что количество радионуклида, выходящего из какого-либо слоя почвы, равно его количеству, поступающему в следующий слой. При описании потока радионуклидов в однородном слое почвы (компартменте), используется, как правило, конвективно-диффузионная модель переноса.

При увеличении числа слоев использование компартментного подхода к решению задачи вертикальной миграции водорастворимых форм радионуклидов приводит к задаче (1) для тех же форм радионуклидов.

Таким образом, предлагаемая модель (2) является в определенной степени универсальной. Она включает в себя ранее полученные модели, как некоторые частные случаи. Ее можно использовать для прогнозирования миграции радионуклидов как в однородном слое почвы, так и в неоднородном, а также для моделирования вертикальной миграции любого радионуклида. Однако с целью конкретизации задачи следует рассмотреть вертикальную миграцию радионуклидов цезия, стронция и плутония, выпавших в результате Чернобыльской аварии в виде топливной и парогазовой (растворимой) компонент.

Для того чтобы предложенную математическую модель (1) можно было реально использовать в целях прогнозирования вертикальной миграции того или иного радионуклида в конкретных условиях, необходимо знать или оценить значения входящих в нее параметров в этих условиях. Оценку параметров можно произвести двумя способами:

1) используя экспериментальные данные о реальных профилях распределения радионуклидов в однородных почвах *in situ*;

2) используя данные специальных (модельных) экспериментов.

Существующие методы наблюдения за вертикальной миграцией радионуклидов в профиле почв основаны, главным образом, на измерении удельной активности радионуклидов в горизонтах почвенного профиля. Количество анализируемых горизонтов почвы, как правило, составляет 7–12. Это позволяет, используя статистические методы [15], достоверно оценить на основе результатов наблюдений не более 6 параметров модели. При проведении специальных исследований, как правило, оцениваются только отдельные параметры, например, коэффициент распределения ( $K_d$ ), параметры, связанные с миграцией топливных частиц (просыпание их в слое почвы) и т. д.

Значения эффективных параметров для однородных почв  $D$ ,  $V$ ,  $b$ ,  $D_4$ ,  $a$ ,  $g$ , которые зависят от вида выбранной модели, необходимо оценить по результатам наблюдений с использованием этой же модели, например, на основе метода наименьших квадратов [15]:

$$\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} W_{ij} (P_{\Sigma}(x_i, t_j) - P(x_i, t_j, \theta))^2 = \min.$$

где  $P_{\Sigma}(x_i, t_j)$  – наблюдаемая доля радионуклида в слое глубиной  $x_i$  в момент  $t_j$  после выпадений;  $P(x_i, t_j, \theta)$  – рассчитанная на основе предлагаемой модели доля радионуклида в слое глубиной  $x_i$  в момент  $t_j$  после выпадений;  $W_{ij}$  – весовые коэффициенты;  $\theta$  – вектор оцениваемых параметров;  $m$ ,  $n_j$  – соответственно число отобранных профилей, слоев;

$$P(x, t, \theta) = \int_0^x p(x, t, \theta) dx; \quad P(x, t, \theta) = \frac{C(x, t, \theta)}{C_0 \exp(-\lambda t)}$$

Ниже приведены результаты, полученные для экспериментальной площадки, расположенной в 12 км западнее ЧАЭС (за-  
 лежь) с использованием предлагаемой модели. Почва дерново-  
 подзолистая супесчаная, однородная на глубину 20–25 см. Ха-  
 рактеристики выпадений:  $\approx 100\%$   $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239, 240}\text{Pu}$  и около 80%  
 $^{137}\text{Cs}$  выпало в составе топливных частиц. Оценка параметров  
 производилась при условии, что величины  $V$ ,  $D_4$  и  $a$  одни и те  
 же для всех радионуклидов. Значения указанных параметров  
 оценены как следующие:  $V = 0.86 \pm 0.02$  см/год,  $D_4 = 0.06 \pm 0.02$   
 $\text{см}^2/\text{год}$  и  $a = 0.06 \pm 0.01$  1/год. Значения других параметров при-  
 ведены в табл. 1.

Таблица 1. Параметры модели для различных радионуклидов

Радионуклид	$D_4$ , $\text{см}^2/\text{год}$	$b$ , 1/год	$g$ , 1/год	$K_4$
$^{90}\text{Sr}$	$30 \pm 7$	$0.4 \pm 0.3$	$2.4 \pm 1.2$	10
$^{239, 240}\text{Pu}$	$12.9 \pm 3.7$	$0.87 \pm 0.25$	$0.06 \pm 0.04$	550
$^{137}\text{Cs}$	$11.4 \pm 0.6$	$24.0 \pm 0.3$	$0.58 \pm 0.03$	300

Для расчетов были использованы наблюдаемые профили  
 распределения в почве на этой площадке радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  
 $^{239, 240}\text{Pu}$  в 1991 г., а для  $^{137}\text{Cs}$  – в 1990, 1992 и 1993 гг. Из табл.  
 1 видно, что если параметры оцениваются одновременно по  
 результатам наблюдений за несколько лет, то достоверность  
 полученных оценок существенно повышается.

Соотношение наблюдаемой и рассчитанной на основе пред-  
 лагаемой модели долей радионуклида в слое глубиной  $x_1$ , ха-  
 рактеризующее адекватность модели и полученных оценок пара-  
 метров, приведено на рис. 1.

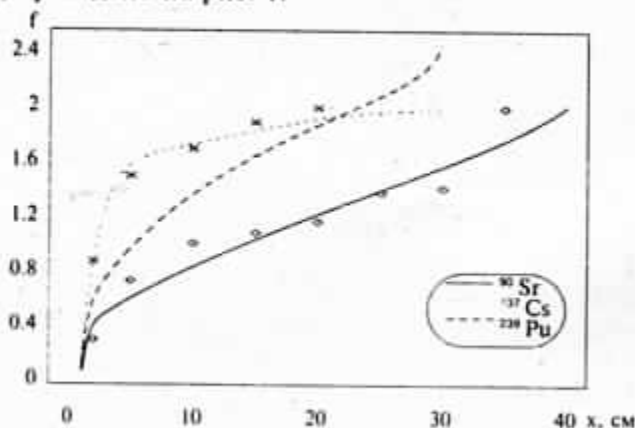


Рис. 1. Экспериментальные и рассчитанные по модели профили распределения  $^{90}\text{Sr}$ ,  
 $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239}\text{Pu}$  в дерново-подзолистой супесчаной почве ( $f = \ln|-\ln|1 - P(x, t)||$ )

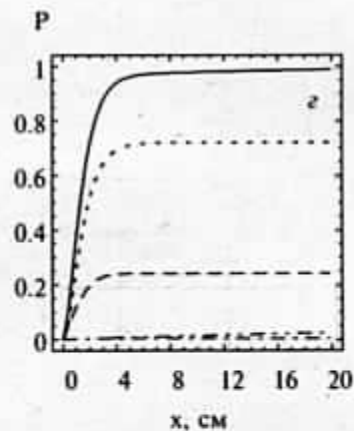
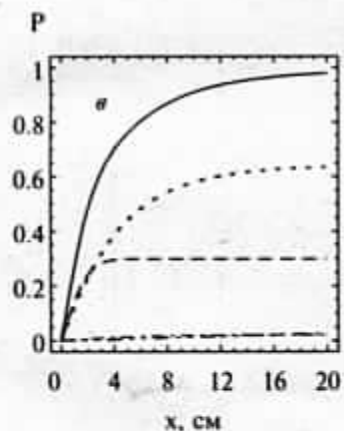
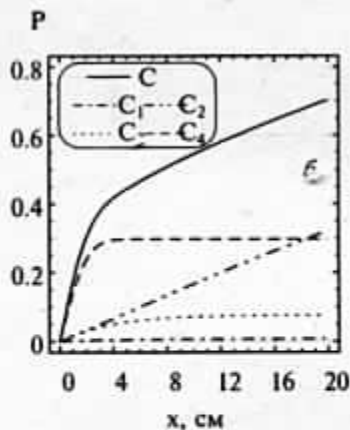
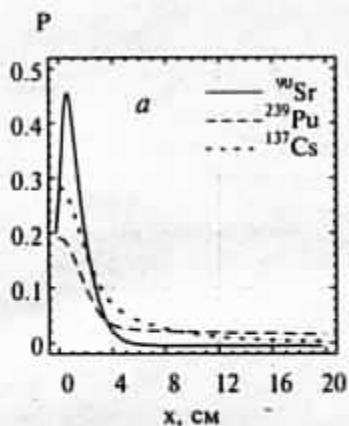


Рис. 2. Прогноз профилей распределения радионуклидов в дерново-подзолистой супесчаной почве:  
*a* — валовое содержание (дифференциальные кривые); *б, в, г* — распределение рассматриваемых форм радионуклидов (интегральные кривые) — соответственно  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$

На рис. 2а в дифференциальной форме изображены прогнозные (на 2006 г.) профили распределения  $P(x, 20)$   $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239, 240}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почве рассмотренной площадки (валовое содержание конкретного радионуклида), на рисунках 2б, 2в и 2г – в интегральной форме профили распределения в почве рассматриваемых в рамках предложенной модели форм радионуклидов соответственно  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239, 240}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Прогнозируемые значения абсолютных долей различных форм радионуклидов, включенных в модель переноса, приведены в табл. 2.

Таблица 2. Доля различных форм радионуклидов в формировании профиля

Форма радионуклида	$^{90}\text{Sr}$	$^{239, 240}\text{Pu}$	$^{137}\text{Cs}$
Ионообменная, С1	0.62	0.04	0.035
Растворимые комплексобразования, С2	0.008	0.02	0.003
Сорбированная, С3	0.072	0.64	0.721
Топливная, С4	0.30	0.30	0.241

В общем случае, когда параметры модели изменяются по глубине и во времени, требуется соответствующая оценка параметров для различных почв и условий, а также их подробный анализ.

1. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. – 1986. – Т. 61, № 5. – С. 301–320.
2. Nature. – 1986. – V. 321. – P. 192–193.
3. Nature. – 1986. – V. 323. – P. 399–400.
4. Environment. – 1986. – V. 28. – P. 6–42.
5. Фесенко С. В. Моделирование миграции радионуклидов в агроценозах // Сельскохозяйственная радиоэкология. – М.: Экология, 1991. – С. 230–267.
6. Доклады Академии наук Украины. – К., 1994.
7. Метеорология и гидрология. – 1991. – № 10. – С. 62–68.
8. Атомная энергия. – Т. 74. – Вып. 3. – 1973. – С. 243–247.
9. Сенявин М. М. Основы расчета и оптимизации ионообменных процессов. – М.: Наука, 1972.
10. Атомная энергия. – 1993. – Т. 74. – Вып. 3. – С. 223–230.
11. Кириченко Л. В. Роль направленного переноса при проникновении в глубь почвы продуктов ядерных взрывов, поступающих на поверхность почвы из атмосферы. // Радиоактивность атмосферы, почвы и пресных вод: Тр. ИЭМ. Вып. 5. – М.: Гидрометеиздат, 1970.
12. Махонько К. П. Вид профилей концентрации продуктов деления в почве при глобальных и локальных выпадениях // Радиоактивные изотопы в почве и растениях. – М.–Л.: Колос, 1969. – С. 48–56.
13. Frissel M., Reiniger P. Simulation of Accumulation and Leaching in Soils. – Wageningen: Centre of Agricultural Publishing and Documentation, 1974.
14. Hadermann J. Radionuclide transport through heterogenous media // Nucl. Technol. – 1980. – Vol. 47. – P. 312–323.
15. Айвазян М. А., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д. Прикладная статистика: Исследование зависимостей. – М.: Финансы и статистика, 1985.

Представлена математична модель переносу радіонуклідів у профілі ґрунтів. Модель дозволяє враховувати вклад таких факторів та процесів у вертикальному перерозподілі радіонуклідів у ґрунті: 1) фізико-хімічні форми радіоактивних випадань; 2) різні форми радіонуклідів в профілі ґрунту (радіонукліди, що містяться в матриці паливних частинок; радіонукліди, представлені в ґрунтовому розчині як вільні іони та комплексні утворення; сорбовані форми радіонуклідів); трансформацію названих вище форм, в тому числі деструкцію паливних частинок. Як приклад використання моделі наведені прогнози оцінки перерозподілу  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{239,240}\text{Pu}$  в профілі дерново-підзолистого піщаного ґрунту на паливному сліді чорнобильського викиду.

Mathematical model of radionuclides transfer in soil profile is described. Model is permitted to take into account the role of the following factors and processes in radionuclides re-distribution in soil profile: i) physico-chemical forms of radioactive fallout; ii) different forms of the transfer of radionuclides in soil profile (radionuclides, consisted into the matrix of fuel particles; radionuclides, presented at the soil solution as a free ions and a complex compounds; sorbed forms of radionuclides); transformation of the mentioned above forms, including fuel particles destruction. An example of the model application for calculation of predictive assessment of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  re-distribution in the profile of soddy-podsolic sandy-loam soil at the fuel track of ChNPP fallout has been considered.

## ОБРАЗОВАНИЕ ГОРЯЧИХ ЧАСТИЦ ВО ВРЕМЯ АВАРИИ НА ЧАЭС

*В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер, С. И. Зварич,  
В. П. Процак, Ю. В. Хомутинин, В. Д. Поляков,  
А. Н. Гудков, А. Д. Курепин, Э. М. Пазухин*

Одной из характерных особенностей аварии на ЧАЭС являлось наличие в выпадениях топливных горячих частиц (ТГЧ), характеризующихся матрицей из оксидов урана с различными примесями. Радионуклидный состав ТГЧ близок к составу облученного ядерного топлива 4-го блока, но их летучие высокоподвижные продукты деления фракционированы [1-5]. Выброс аналогичных по свойствам частиц наблюдался только в пятидесятые годы из реактора в Англии [6]. До настоящего времени остается открытым вопрос, какие основные процессы обусловили диспергирование ядерного топлива во время аварии на ЧАЭС в апреле 1986 г.

Такими процессами могли быть: мощное энерговыделение вследствие роста нейтронного потока [7]; механическое разрушение топлива во время взрыва и под воздействием температурных градиентов; окисление ядерного топлива [8] либо совокупность этих процессов с преобладанием того или иного на различных стадиях аварии.

В чернобыльских выпадениях наблюдались и рутениевые частицы с матрицей из элементов группы железа, содержащие из радиоактивных нуклидов в основном  $^{103}\text{Ru}$  и  $^{106}\text{Ru}$  [1-4, 9-11]. Образование данных частиц могло происходить за счет

© В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер, С. И. Зварич, В. П. Процак,  
Ю. В. Хомутинин, В. Д. Поляков, А. Н. Гудков, А. Д. Курепин, Э. М. Пазухин, 1996

окисления рутения, находящегося на поверхности диспергированных частиц ядерного топлива, с последующим его восстановлением из летучего оксида  $\text{RuO}_4$  на частицах конструкционных материалов. Частицы указанного вида могли также образовываться в ядерном топливе во время работы реактора в нормальном режиме при выделении переходных металлов Ru, Rh и Pd в металлической, а также Mo и Tc в металлической или оксидной фазах [8, 11, 12]. Топливные частицы выпали преимущественно в ближней зоне ЧАЭС (до 60 км); с увеличением расстояния от источника выброса возрастает доля рутениевых частиц [1-4, 9-11].

Во время аварии, кроме того, образовывались конденсационные частицы в результате конденсации высокоподвижных летучих продуктов деления (радиоизотопы иода, теллура, цезия, стронция и другие, вышедшие из матрицы частиц ядерного топлива при высоких температурах) на частицах пыли, конструкционных материалов и т. д. [2, 4]. Удельная активность различных радионуклидов в этих частицах во многом определяется временем (длительностью) и температурой конденсации, характеристиками их поверхности и, следовательно, может изменяться в широких пределах. Данный вид частиц аналогичен виду частиц, образующихся при ядерных взрывах (на последней стадии, когда температура облака сравнительно невысока); он хорошо изучен в плане подвижности радионуклидов в почвах и других средах, а также их биологической доступности.

Для лучшего понимания процессов, происходящих в аварийном блоке, и оценки дисперсного состава выброшенных во время аварии топливных горячих частиц были проведены эксперименты по моделированию их образования во время аварии. Для этого в неодинаковых средах при разной температуре (673-1173K) и в различные отрезки времени (продолжительностью до 21 часа) отжигали образцы реального неразрушенного ядерного топлива IV блока ЧАЭС из помещения 305/2. Образцы были получены из одного куска топливной таблетки твэла и характеризовались практически одинаковыми значениями таких параметров, как глубина выгорания топлива ( $6,5 \pm 0,9$  МВт-сут/кг), удельная активность радионуклидов (табл. 1) и т. д. [13, 14]. Глубину выгорания топлива определяли по значениям изотопного отношения  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$  (масс-спектрометрия) и изотопных отношений некоторых продуктов деления:  $^{125}\text{Sb}/^{144}\text{Ce}$ ,  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  (гамма-спектрометрия) [2, 4]. Используемая неразрушенная часть твэла существенно не изменилась во время аварии в связи с тем, что находилась в периферийной части реактора и, следовательно, имела сравнительно небольшую глубину выгорания по сравнению со средней глубиной выгорания топлива активной зоны IV блока на момент аварии 11.2 МВт-сут/кг.



Таблица 1. Удельная активность продуктов деления в исходных образцах перед их отжигом, Бк/г

Радионуклид	Эксперимент	Теория	
		При глубине выгорания 6.5 Мвт-сут/кг	Среднее по реактору
$^{90}\text{Sr}$	$(6,5 \pm 0,9)E+8$	$6,9E+8$	$1,2E+9$
$^{106}\text{Ru}$	$(3,7 \pm 0,5)E+9$	$3,1E+9$	$7,0E+9$
$^{125}\text{Sb}$	$(6,1 \pm 0,7)E+7$	$6,6E+7$	$1,4E+8$
$^{134}\text{Cs}$	$(2,2 \pm 0,2)E+8$	$2,2E+8$	$8,6E+8$
$^{137}\text{Cs}$	$(7,7 \pm 0,5)E+8$	$8,0E+8$	$1,5E+9$
$^{144}\text{Ce}$	$(2,2 \pm 0,3)E+10$	$1,9E+10$	$2,4E+10$

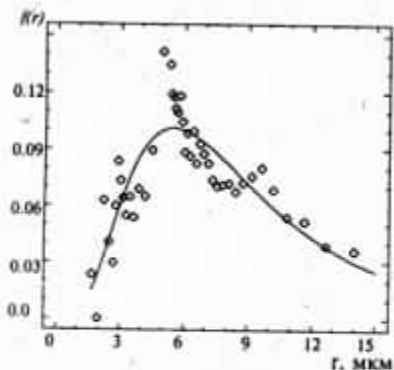
Гамма-спектрометрические измерения образцов производились на низкофоновом гамма-спектрометре ADCAM-300 с пассивной защитой и полупроводниковым детектором из высокочистого германия GEM-30185 фирмы EG&G ORTEC (США). Для альфа-спектрометрических измерений использовали спектрометрический комплекс СЭС-13 с золотокремниевым поверхностно-барьерным детектором типа ДКП-125-1А. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  определяли радиохимическим методом по стандартной методике с использованием альфа-бета-системы CANBERRA-2400 (США), изотопное отношение  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0.0143 \pm 0.0017$  – на масс-спектрометре МИ-1201Т и лазерном микрозондовом анализаторе LAMMA-1000 (ФРГ).

Поверхность образцов изучали с помощью растрового электронного микроскопа (DSR-960 фирмы «Orton», ФРГ) и энергодисперсионного электронно-зондового рентгеновского микроанализатора AN 10000/25S фирмы «Link» (Англия), оснащенного Si(Li)-детектором LZ-5.

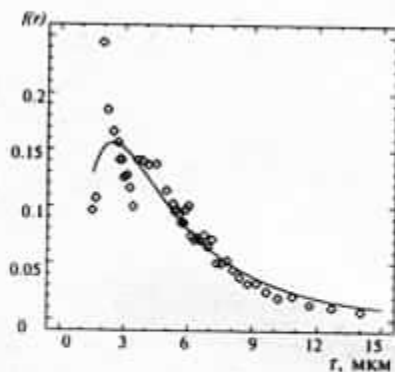
Масса образцов составляла от 0,05 до 0,5 г, их объем определяли по количеству вытесненной жидкости при погружении каждого образца. Плотность образцов была близка к теоретической и составляла  $10,5 \pm 0,9$  г/см<sup>3</sup>.

Образец в кварцевом тигле помещали в герметичную камеру, через которую с помощью перистальтического насоса прокачивали атмосферный воздух, углекислый газ, инертный газ или пары воды. Камера находилась в муфельной печи, что позволяло поддерживать необходимую температуру в течение отжига. Время достижения заданной температуры составляло около 30 мин. После камеры воздух проходил через охлаждаемую ловушку для отбора летучих продуктов деления.

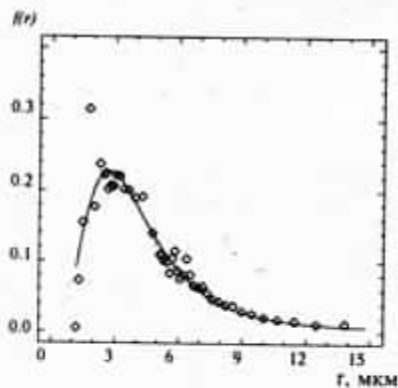
Разрушение образцов при температуре 873 К и времени отжига 4 ч в углекислом и инертном газе (гелии) не наблюдалось.



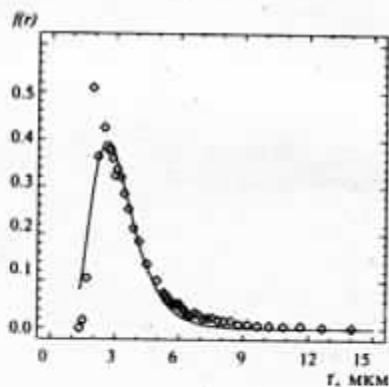
*a*



*б*



*в*



*г*

Рис. 1. Нормированное распределение радиусов частиц, образующихся после отжига на воздухе образца чернобыльского ядерного топлива при температуре 673 К в течение:

*a* — 3 ч; *б* — 7 ч; *в* — 13 ч; *г* — 21 ч.

При отжиге на воздухе в течение 3 ч даже при температуре 673 К образец разрушается на мелкие частицы, соизмеримые с зернами диоксида урана в топливе. Дисперсный состав образующихся после отжига частиц определяли методом седиментации в воде, измеряя в динамике их суммарную активность детектором с щелевым коллиматором. Для всех заданных значений  $t$  и  $T$  полученные распределения радиусов хорошо описываются логнормальным законом:

$$f(r) = \frac{1}{sr\sqrt{2\pi}} \exp(-0.5(\ln(r) - m)^2/s^2),$$

где  $r$  – радиус частиц, мкм;  $m$  – математическое ожидание логарифма радиуса частицы;  $s$  – среднее квадратическое отклонение логарифма радиуса частицы.

Из данных, приведенных на рис. 1 и табл. 2 видно, что в целом средний размер частиц уменьшается с увеличением времени отжига. Параметры распределения практически не зависят от температуры отжига, вместе с тем среднее значение логарифма радиуса образовавшихся частиц ( $R_m$  – медианный радиус) в целом уменьшается с увеличением времени отжига с 10 до 3 мкм. Это, видимо, связано с проникновением кислорода в матрицу частиц и ее разрушением.

Таблица 2. Параметры распределения медианных радиусов,  $R_m$ , мкм, в зависимости от времени и температуры отжига образца

Время отжига, ч	T = 673 K			T = 873 K			T = 1173 K		
	m	s	$R_m$	m	s	$R_m$	m	s	$R_m$
3	2.06	0.60	7.85	...	...	...	...	...	...
4				2.25	0.81	9.49	2.29	0.58	9.87
7	1.49	0.77	4.44	...	...	...	...	...	...
8				1.41	0.53	4.09	1.31	0.45	3.71
12				1.47	0.53	4.35	1.38	0.44	3.97
13	1.35	0.54	3.86	...	...	...	...	...	...
16				1.16	0.56	3.19	1.12	0.47	3.06
21	1.09	0.36	2.97	...	...	...	...	...	...

Полученные распределения позволяют судить о размерах частиц, образующихся в результате отжига на воздухе реального облученного чернобыльского ядерного топлива, по крайней мере, в области температур 673 К – 1173 К и времени отжига 4 ч – 16 ч.

Эти распределения очень хорошо согласуются с реальными логнормальными распределениями радиусов топливных горячих частиц, попавших в почву, оцененными методом авто-

радиографии в 1987 и 1989 г. в точках реперной сети ЧАЭС [3] на различных расстояниях (5, 8, 3, 10, 14 и 30 км) и в разных направлениях (через каждые 10 град.) от реактора. В 1987 г. медианный радиус топливных горячих частиц, находящихся в почве, составлял 1,5–2,5 мкм, а в 1989 г. 2,0–3,5 мкм. Уменьшение доли мелких частиц со временем связано со снижением их химической стойкости в почве, так как мелкие частицы имеют более высокую степень окисления по сравнению с крупными. С увеличением расстояния от аварийного блока уменьшается и доля крупных частиц в почве, что обусловлено их более высокой скоростью сухого осаждения.

Видимо, окисление ядерного топлива было одним из основных механизмов образования мелких, микронных топливных горячих частиц в разрушенном реакторе в период с 26.04 по 06.05.86. Крупные топливные частицы [1–4] размером в десятки и сотни микрон выпавшие преимущественно в непосредственной близости от реактора (до 5 км), образовались при высокой температуре в первый момент аварии (26.04.86) в результате механического разрушения топлива (ударная волна, температурные градиенты и т. д.) в локальной области реактора. Об этом свидетельствует отличие глубины выгорания топлива в крупных частицах от средней глубины выгорания по реактору [1, 4]. Кроме того, отношение  $^{95}\text{Zr}/^{144}\text{Ce}$  в крупных частицах в 1,5 раза выше аналогичного отношения во всех пробах почвы за пределами 5-километровой зоны ЧАЭС и средней величины для реактора [2, 4].

Во время аварии ядерное топливо находилось в контакте с различными веществами (конструкционные материалы цирконий, графит, нержавеющая сталь; материалы, которые были засыпаны в аварийный блок, свинец, алюмосиликаты и т. д.), что привело к образованию сложных химических соединений особенно на поверхности реальных ТГЧ. Это оказало влияние как на скорость утечки продуктов деления из частиц во время аварии, так и на скорость их деструкции в окружающей среде в послеварийный период.

Полученные после отжига частицы в дальнейшем использовались в модельных экспериментах для оценки скорости их деструкции в почве, модельных средах и поведения в организме животных при пероральном поступлении.

В процессе отжига на воздухе облученного реального чернобыльского ядерного топлива изучали также возможность образования рутениевых частиц. Для этого в камеру, в которой отжигался образец, помещали коллекторы одинакового размера из немагнитной стали (Ст. 3), вольфрама, меди, бронзы (БРКМ), графита, титана, никеля, нержавеющей стали и т. д. Сильное концентрирование  $^{106}\text{Ru}$  на никеле (отношение активности  $^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$  на никеле в 1500 раз превышало исходное отношение в отжигаемом образце) и нержавеющей стали,

что хорошо согласуется с полученными данными о поверхности матрицы реальных крупных (20–250 мкм) чернобыльских рутениевых частиц неправильной формы, выпавших в ближней (до 5 км) от реактора зоне (содержание никеля, рутения, железа в разных точках поверхности одной из самых крупных частиц составляло соответственно 40–50, 10–20 и 8–10%).

Относительная утечка  $^{106}\text{Ru}$  при температуре 673 К за 3 ч составляла величину порядка 1% ( $^{137}\text{Cs}$  порядка 0,1%); 99,9% вышедшего из образца  $^{106}\text{Ru}$  осело на коллекторах из материала, представленного элементами группы железа. Авторадиография никелевых коллекторов показала, что рутений равномерно осаждается на коллекторах и прочно фиксируется (при последующем отжиге коллектора без образца в течение 3 ч при  $T = 1173$  К его активность не менялась).

Таким образом, данные материалы можно эффективно использовать при высоких температурах для поглощения радиорутения в аварийных ситуациях и на некоторых технологических операциях.

Видимо, во время аварии на ЧАЭС, рутений, находящийся на границе зерен, в процессе разрушения топлива окислялся до летучего  $\text{RuO}_4$ , возгонялся и восстанавливался на частицах конструкционных материалов группы железа (верхние и нижние части каналов тепловыделяющих сборок (ТВС) изготовлены из нержавеющей стали 8X18H10T). Прямые измерения содержания газообразных форм рутения и йода над разломом реактора с помощью сорбционно-фильтрующих материалов подтверждают предположение об утечке радиорутения в виде его летучего оксида (VIII) [15]. Это же следует из постоянства отношения  $^{106}\text{Ru}/^{103}\text{Ru}$  в рутениевых частицах [9, 10], что указывает на образование частиц из летучей смеси. Если бы данный вид частиц образовался в топливе до аварии, в процессе работы реактора в нормальном режиме, то наблюдался бы сильный разброс значений изотопного отношения  $^{106}\text{Ru}/^{103}\text{Ru}$ , обусловленный глубиной выгорания ядерного топлива, что и наблюдается в топливных частицах [1, 4, 9]. Хотя это можно объяснить и образованием рутениевых частиц в реакторе только при большой глубине выгорания ядерного топлива. Причины столь существенного различия содержания в рутениевых частицах никеля и железа не совсем ясны [10, 11]. Вполне возможно, что во время аварии оба рассматриваемых механизма образования рутениевых частиц имели место. Мелкие (до 10 мкм) сферические рутениевые частицы, например, выпавшие в Западной Европе [9–11], могли быть в ядерном топливе к моменту аварии. Крупные же неправильной формы частицы (более 20 мкм), обнаруженные в ближней зоне ЧАЭС, образовывались в результате окисления рутения во время аварии и последующего его восстановления на частицах из материалов, представленных элементами группы железа.

Фракционирование радионуклидов в топливных горячих частицах оценивалось во время отжига в экспериментальной камере в вакууме реальных нефракционированных частиц [2], а также модельных топливных горячих частиц (МТГЧ), полученных после окисления и диспергирования на воздухе реального чернобыльского ядерного топлива. Отбор проб производили путем осаждения на охлаждаемые сменные коллекторы, никелевые пластины, молекулярного потока продуктов деления и изотопов тяжелых элементов. При этом препарат получался практически тонкослойным, что позволяло выполнять альфа-спектрометрические измерения содержания присутствующих в пробе трансурановых и трансплутониевых элементов без их радиохимического выделения. Посредством гамма-спектрометрического анализа проб оценивалась относительная утечка продуктов деления из реальных топливных горячих частиц при их послереакторном отжиге в широком диапазоне температур (1273–2273 К). Из полученных результатов видно (рис. 2), что с увеличением температуры отжига реальных топливных горячих частиц в инертной среде относительная утечка радионуклидов растет в такой последовательности: изотопы цезия – изотопы европия – изотопы церия – изотопы рутения [16, 17]. Малая утечка  $^{106}\text{Ru}$  в данном случае объясняется отсутствием кислорода при отжиге горячих частиц, так как летучей является только четырехокись рутения. При температуре 2273 К за 100 мин относительная утечка в вакууме всех измеряемых радионуклидов из реальной ТГЧ превысила 90%.

Поскольку рутений обладает низкими миграционными свойствами в диоксиде урана, происходила утечка в основном  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ , находящегося к моменту аварии на границах зерен. Таким образом доля конденсационного радиорутения, включая рутениевые частицы, не превышала единиц процентов от его содержания в диспергированном окисленном во время аварии ядерном топливе.

Измерения показали, что с помощью коэффициентов фракционирования  $^{137}\text{Cs}$  относительно  $^{144}\text{Ce}$  удобно оценивать параметры отжига топливных горячих частиц в ходе аварии до температуры порядка 1773 К. При более высоких температурах остаток  $^{137}\text{Cs}$  в МТГЧ очень быстро доходит до уровня единиц процентов от его исходного количества (рис. 3).

При температуре 1273 К более половины исходного количества  $^{137}\text{Cs}$  покидает модельные топливные частицы через 20–30 мин. после начала отжига. Утечка более 80% исходного радиоцезия происходит за первые 2 ч отжига при той же температуре. Более высока относительная утечка радиоцезия из МТГЧ (см. рис. 3) по сравнению с утечкой из реальных ТГЧ (см. рис. 2) обусловлена наличием примесей на поверхности реальных частиц (алюмосиликаты, цирконий и т. д.), что способствует уменьшению миграционных свойств радиоцезия в

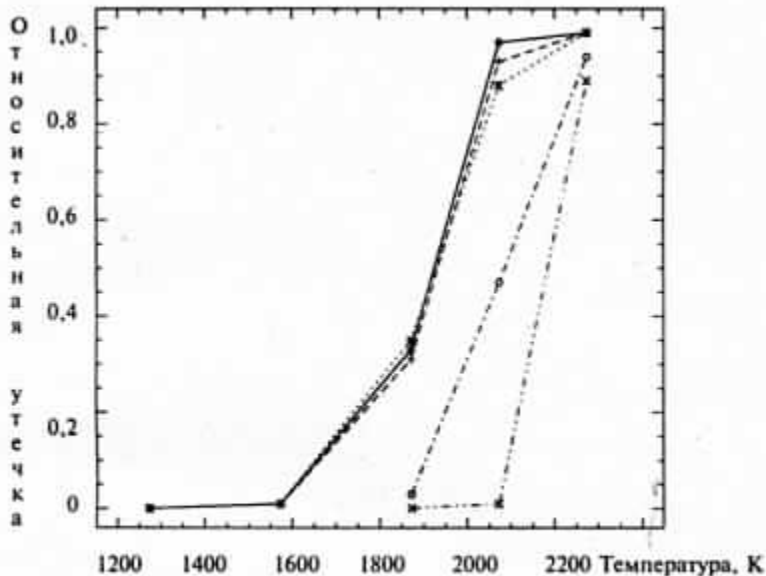


Рис. 2. Относительная утечка продуктов деления из реальной топливной горячей частицы при ее ступенчатом высокотемпературном отжиге (продолжительность отжига при каждой температуре составляла 100 мин): —  $^{137}\text{Cs}$ ; .....  $^{154}\text{Eu}$ ; - - -  $^{106}\text{Ru}$ ; - · -  $^{134}\text{Cs}$ ; - - -  $^{144}\text{Ce}$ .

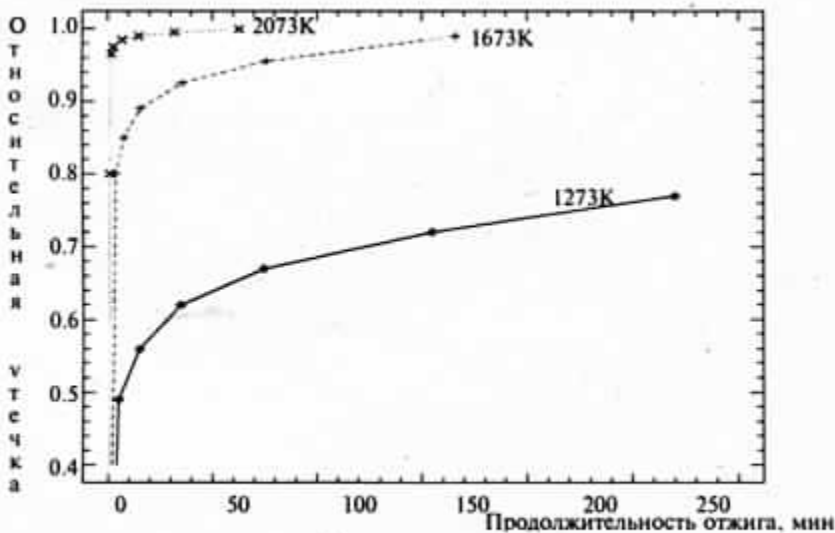


Рис. 3. Относительная утечка  $^{137}\text{Cs}$  из модельных топливных частиц в зависимости от температуры отжига в динамике

оксидном ядерном топливе, особенно при температуре менее 2000 К [18].

При температуре 1673 К относительная утечка  $^{137}\text{Cs}$  достигает 90% за 20 мин отжига, при этом более половины цезия мигрирует из МТГЧ в первые несколько минут.

При температуре 2073 К практически весь  $^{137}\text{Cs}$  покидает МТГЧ за время менее 1 мин. Время выхода цезия из частиц при температуре 2273 К и выше составляет секунды, что сравнимо как со временем разогрева образца до нужной температуры, так и со временем замены коллектора.

Высокотемпературная утечка радиоцезия и в меньшей степени изотопов стронция, их последующая конденсация на различных носителях (частицах пыли, сажи и т. п.) привели к образованию конденсационных частиц, т. е. конденсационной составляющей радиоактивных выпадений во время аварии на ЧАЭС.

Полученные результаты хорошо согласуются с данными о реальном фракционировании радионуклидов во время аварии [2, 4] на ЧАЭС и позволяют оценить те условия, при которых находилось топливо во время аварии и, следовательно, долю конденсационной компоненты выпадений различных радионуклидов, прямые измерения которых затруднены из-за малой концентрации, трудности измерений или вследствие радиоактивного распада в настоящий момент времени практически всего исходного количества короткоживущих радионуклидов (инертные радиоактивные газы, радиоизотопы йода и т. д.).

Для оценки диаметра активного пятна на коллекторе и равномерности распределения трансураниевых и трансплутониевых элементов был использован метод трековой альфа-радиографии. В качестве полимерного детектора применяли нитрат целлюлозы (CR-39). Травление детекторов производили 25%-м раствором NaOH при температуре 313 К в течение 1,5 ч. Исследование с помощью оптического микроскопа треков, оставленных альфа-частицами, испускаемыми трансураниевыми и трансплутониевыми элементами, на поверхности полимерных детекторов, показало, что около 80% активности пробы на коллекторе приходится на пятно диаметром 10 мм, а распределение материала пробы равномерное. Это свидетельствует о высоком качестве проведения экспериментов и возможности осуществления достоверных альфа-спектрометрических измерений.

По результатам альфа-спектрометрического анализа образцов, полученных в процессе ступенчатого отжига топливных горячих частиц при температуре 1273, 1573, 1873, 2073 и 2273 К (продолжительность отжига при каждой температуре составляла 100 мин.), утечка трансураниевых и трансплутониевых элементов начинается при температуре около 1873 К. Были идентифицированы радионуклиды  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{244}\text{Cm}$ . С изменением температуры отжига изменяется соотношение утечки



идентифицированных радионуклидов. Отношение  $^{238}\text{Pu}$  к  $^{239, 240}\text{Pu}$  на момент аварии составляло 0,44 [1, 13, 14]. По полученным альфа-спектрам, это отношение равно 1,8; 1,14 и 0,9 при температуре соответственно 1873, 2073 и 2273 К. Такое несоответствие связано с присутствием в исходных горячих частицах наработанного и накопленного (в результате распада  $^{241}\text{Pu}$ ) к моменту проведения эксперимента  $^{241}\text{Am}$ . После несложных расчетов были получены величины вкладов  $^{241}\text{Am}$  в пики  $^{238}\text{Pu}$ .

Утечка трансураниевых и трансплутониевых элементов при отжиге горячих частиц начинается при температуре около 1873 К и возрастает при увеличении температуры до 2073 К. Скорость утечки  $^{241}\text{Am}$  выше, чем изотопов плутония и кюрия.

1. Лоцилов Н. А., Кашпаров В. А., Паляков В. Д. и др. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. – 1992. – № 4. – С. 113.

2. Лоцилов Н. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б., Процак В. П. Фракционирование радионуклидов в черномыльских топливных горячих частицах // Радиохимия. – 1992. – № 5. – С. 125.

3. Loshchilov N. A., Kashparov V. A., Yudin Ye. B. et al. Experimental assessment of radioactive fallout from the Chernobyl accident // Sicurezza e Protezione. – 1991. – № 25–26. – P. 46.

4. Kuriny V. D., Ivanov Yu. A., Kashparov V. A. et al. Particle-Associated Chernobyl Fall-Out in the Local and Intermediate Zones // Annals of Nuclear Energy. – 1993. – V. 20, № 6. – P. 415.

5. Nature. – 1986. – V. 321. – P. 192.

6. The Significance of Hot Particles in Accidental Releases from Nuclear Installations, Proceedings of the International symposium on radioecology // Chemical speciation hot particles. – Znojmo, 1992.

7. Nuclear Engineering and Design. – 1988. – V. 106. – № 2. – P. 179.

8. Котельников Р. Б. и др. Высокотемпературное ядерное топливо. М.: Атомиздат, 1978.

9. Jaracz P., Plasecki E., Mirowski S., Wilhelmi Z. Analysis of gamma- radioactivity of «hot particles» released after Chernobyl accident // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 1990. – V. 141, № 2. – P. 243.

10. Kerekes A., Falk R., Suomela J. Analysis of hot particles collected in Sweden after the Chernobyl accident Swedish Radiation Protection Institute. – 1991. – SSI-rapport 91-02.

11. Schubert P., Behrend U. Investigations of Radioactive Particles from the Chernobyl Fall-out // Radiochimica Acta. – 1987. – V. 41. – P. 149.

12. Kleykamp H. The chemical state of the fission products in oxide fuels // J. of Nuclear Materials. – 1985. – V. 131. – P. 221.

13. Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др. Реакторное топливо 4-го блока Чернобыльской АЭС. – М., 1989. – Препр. / ИАЭ им. И. В. Курчатова; 5268/3.

14. Богатов С. А., Боровой А. А., Дубасов Е. В., Ламаносов В. В. Форма и характеристики частиц топливного выброса при аварии на ЧАЭС // Атомная энергия. – 1990. – Т. 69. – № 1. – С. 36.

15. Огородников Б. И. Радиоактивные продукты над развалом 4-го блока ЧАЭС перед завершением строительства объекта «Укрытие» // Доклады 1-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – Чернобыль, Минатомэнерго. – 1989. – Т. 7. – № 1. – С. 38.

16. *Andriess C. D., Tanke R. H. J.* Dominant factors in the release of fission products from overheated uranium // Nuclear Technology. – 1984. – V. 65. – P. 415.
17. *Гудков А. Н., Каунаров В. А.* и др. Поведение металлических продуктов деления в микрочастицах ВТГР // Атомная энергия. – 1989. – Т. 67. – № 2 – С. 93.
18. *Hilpert K., Odoj R., Nurberg H. W.* Mass spectrometric study of the potential of  $Al_2O_3/SiO_2$  additives for the retention of cesium in coated particles // Nuclear Technology. – 1983. – V. 61(1). – P. 71.

Отримано дисперсний склад паливних гарячих частинок, що утворилися внаслідок окислення на повітрі протягом 3–21 год реального опроміненого чорнобильського ядерного палива при температурі 673–1173 К. Промодельовано механізм утворення рутенієвих частинок під час аварії (при диспергуванні ядерного палива) за рахунок окислення рутенію, локалізованого на межі зерен, його випаровування, конденсації та відновлення на матеріалах, представлених елементами групи заліза. Визначена динаміка відносного витоку продуктів розпаду, а також трансуранових і трансплутонієвих елементів з реальних і модельних паливних гарячих частинок при їх високотемпературному випалюванні (1273–2273 К) в інертному середовищі.

Dispersal composition of fuel hot particles formed after the oxidation of real Chernobyl nuclear fuel in the air for 3–21 hours at 673–1173 K was obtained. Mechanism of ruthenium particles formation at the time of the accident (at nuclear fuel dispersing) at the rate of ruthenium oxidation, its sublimation, condensation and restoration on materials presented by the elements of iron group was modelled. Dynamics of relative release of fission products, as well as transuranium and transplutonium elements from real and model hot particles at their high temperature incineration (1273–2273 K) in inert media was measured.

## ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ И ВРЕМЕНИ ОТЖИГА ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ, ВЫБРОШЕННЫХ ИЗ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО РЕАКТОРА ВО ВРЕМЯ АВАРИИ

*В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Ю. В. Хомутинин,  
В. П. Процак*

Разрушение IV блока Чернобыльской АЭС во время взрыва 26 апреля 1986 г. привело к выбросу из локальной области реактора достаточно крупных топливных частиц (ТЧ) размером в десятки и сотни микрон [1–4]. Анализ радионуклидного состава этих частиц, отобранных из почвы в 5-километровой зоне вокруг реактора в 1986–1987 гг., показал, что глубина выгорания топлива в них меньше по сравнению со средней глубиной выгорания для всего топлива реактора [2, 4]. Кроме того, топливные частицы обогащены  $^{95}Zr$  относительно  $^{144}Ce$ ,  $^{125}Sb$ ,  $^{154, 155}Eu$  в 1,4 раза больше (рис. 1.) по сравнению с топливной компонентой чернобыльских выпадений за пределами 5-километровой зоны и топливом IV блока [2, 4]. Сильное обеднение этих частиц изотопами цезия (рис. 2,а) и в меньшей степени стронция [1–4] объясняется миграцией радионуклидов в ТЧ и утечкой части продуктов деления (ПД) из топлива при его вы-

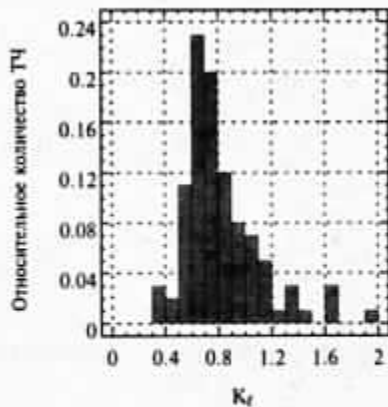
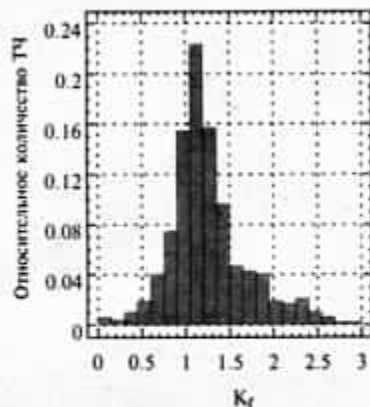


Рис. 1. Распределение коэффициентов фракционирования  $^{95}\text{Zr}$  относительно  $^{144}\text{Ce}$  в 479 частицах (среднее значение  $K_f=1.4$  с учетом выгорания топлива), выброшенных из реактора (а), и в 466 почвенных пробах (среднее значение  $K_f=1.0$ ), отобранных через каждые 10 град. на удалении 5–60 км от ЧАЭС (б)

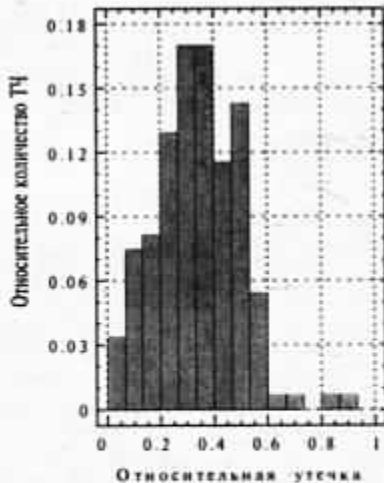
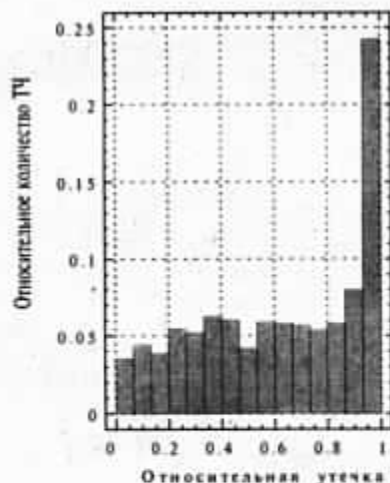


Рис. 2. Распределение относительной утечки  $^{137}\text{Cs}$  из топливных частиц, отобранных за пределами "Укрытия" в 1986-1987 гг. (а) и в "Укрытии" в 1991 г. (б).

сокотемпературном отжиге в аварийном блоке. Утечка цезия из топлива до аварии при нормальной работе реактора была незначительной. Об этом свидетельствует соотношение активности  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , имеющих более подвижных предшественников  $^{133}\text{Xe}$  и  $^{137}\text{Xe}$  с разными периодами полураспада. Следовательно, если бы утечка цезия из топлива произошла во время работы реактора в нормальном режиме, то топливные частицы были бы в большей степени обеднены  $^{134}\text{Cs}$  за счет миграции ксенона [5]. В топливных частицах не наблюдалось фракционирования  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{154}$ ,  $^{155}\text{Eu}$  [1–5], обладающих крайне низкими свойствами миграции в диоксиде урана. Коэффициент фракционирования этих радионуклидов относительно друг друга равен 1, поэтому их утечку из топливных частиц можно считать равной нулю.

После разрушения реактора в период с 26.04.86 по 06.05.86 происходило диспергирование ядерного топлива вследствие его окисления на воздухе. Это привело к образованию частиц медианного радиусом порядка 2–3 мкм, составивших основную часть топливной компоненты выпадений за пределами 5-километровой зоны. Образование этих частиц происходило при сравнительно низких температурах (до 1000 К), о чем свидетельствует малая относительная утечка из них цезия (рис. 26). При большом числе частиц, образовавшихся в результате окисления, крайне затруднительно в «Укрытии» выделить частицы, образовавшиеся в первый момент после взрыва.

Следовательно, данные об утечке  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из топливных частиц можно использовать для оценки эффективной температуры и времени отжига этих частиц во время аварии на ЧАЭС.

Результаты многочисленных расчетных и экспериментальных работ по изучению миграции ПД в реакторных материалах и, в частности, в ядерном топливе [5–13] показывают, что подвижность ПД в топливных частицах определяется множеством факторов (технологией изготовления топлива, его стехиометрией и выгоранием, наличием присадок и т. д.). Тем не менее для описания процессов миграции и утечки продуктов деления из диоксида урана чаще всего используется диффузионная модель эквивалентных сфер [7]. В соответствии с этой моделью материал образца (частицы) состоит из одинаковых однородных сфер теоретической плотности радиуса  $L$  (аналог зерна или кристаллита). В промежутках между сферами продукты деления имеют бесконечно большой коэффициент диффузии, так что относительная утечка из одной эквивалентной сферы равна относительной утечке из всего образца. Выход продуктов деления из частицы происходит в два этапа: первый – внутризеренная диффузия к границам, которые служат стоками для подвижных продуктов деления; второй – выход на поверхность частицы по границам зерен, являющихся каналами быстрого переноса для продуктов деления. Концентрация радио-

нуклида в эквивалентной сфере при отжиге образца описывается уравнением

$$\partial U / \partial t = D_{\text{eff}} \Delta U - \lambda U, \quad (1)$$

где  $U$  – концентрация радионуклида, Бк/м<sup>3</sup>;  $D_{\text{eff}}$  – эффективный коэффициент диффузии, м<sup>2</sup>/с;  $\lambda$  – постоянная распада, 1/с;  $t$  – время отжига, с, при следующих начальных и граничных условиях:

$$\begin{aligned} U(r, 0) &= U_0; & 0 \leq r \leq L; \\ U(L, t) &= 0; \\ \partial U(0, t) / \partial r &= 0. \end{aligned} \quad (2)$$

Зависимость  $D_{\text{eff}}$  от температуры принято описывать законом Аррениуса

$$D_{\text{eff}} = D_0 \cdot \exp(-E/RT), \quad (3)$$

где:  $E$  – энергия активации, Дж/моль;  $R$  – универсальная газовая постоянная, Дж/К/моль;  $T$  – температура отжига, К.

Относительная утечка ( $F$ ) радионуклида из сферического образца радиуса  $L$  в случае его послереакторного отжига при условии  $\lambda \ll 1/t$  равна [8]:

$$F(t) = 1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n^2} \exp\left[-\frac{n^2 \pi^2 D_{\text{eff}} t}{L^2}\right]; \quad (4)$$

где  $F(t)$  – отношение количества радионуклида, покинувшего образец за время отжига  $t$ , к исходному его содержанию в образце:

$$F(t) = (A_0 - A) / A_0, \quad (5)$$

где  $A_0 = 4/3 \cdot \pi L^3 \cdot U_0$  – активность нуклида в образце до отжига;

$$A = \int_0^L 4 \cdot \pi r^2 \cdot U(r, t) \partial r - \text{активность нуклида в образце после отжига.}$$

Коэффициент фракционирования  $i$ -го радионуклида по отношению к  $j$ -му радионуклиду, подвижность которого в топливной частице мала ( $A_{0j} \cong A_j$ ),

$$K_{ij} = (A_i/A_j) / (A_{0i}/A_{0j}) \quad (6)$$

будет определяться только относительной утечкой  $i$ -го изотопа:

$$K_{ij} = 1 - F_i(t). \quad (7)$$

Эти формулы верны для коэффициентов фракционирования  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  относительно  $^{144}\text{Ce}$ . Из (4)–(7) следует, что одинаковые значения относительной утечки (коэффициентов фракционирования [1–4]) будут получены для всех случаев, когда

$D_{\text{eff}}t/L^2 = \text{const}$ . С учетом (3) это означает, что для данной относительной утечки определяется некоторая связь между температурой и продолжительностью отжига, но не значение какой-либо из этих величин. Для их определения необходимо располагать значениями относительной утечки (коэффициентов фракционирования) по крайней мере двух радионуклидов с разной зависимостью эффективных коэффициентов диффузии от температуры, например  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Под действием облучения и температуры происходят существенные необратимые изменения структуры двуокисного топлива. При этом значения эффективных коэффициентов диффузии цезия тем меньше зависят от исходной плотности, зернистости, пористости и состава топлива, чем больше глубина его выгорания, при которой определялись в ходе послереакторного отжига образцов миграционные свойства цезия и стронция [7, 8]. Влияние большого числа факторов на миграцию радионуклидов в ядерном топливе и отсутствие возможности фиксировать те из них, которые определяют утечку продуктов деления при конкретных условиях облучения, приводят к весьма противоречивым данным. Кроме того, при использовании диффузионной модели эквивалентных сфер [6] допускается произвольный выбор граничных условий и радиуса эквивалентной сферы, а также не совсем оправданная экстраполяция параметров диффузии в область экспериментально неисследованных температур. Все это наряду с различием нефиксируемых условий облучения и отжига, технологических параметров ядерного топлива обуславливает значительную неопределенность эффективных коэффициентов диффузии. Так, коэффициенты диффузии цезия в двуокисном топливе описываемые законом Аррениуса (3), разброс при значениях  $T = (1200-1600)$  К отличаются в  $10^3-10^5$  раз ( $D_0 = (10^{-14} - 10^{-6}) \text{ м}^2/\text{с}$ ;  $E = (25.5-645.7) \text{ кДж/моль}$ ) [7-14]. Поэтому использовались наиболее близкие по значениям к коэффициентам диффузии в чернобыльском ядерном топливе эффективные коэффициенты диффузии продуктов деления в  $\text{UO}_2$ , приведенные ниже [8, 9, 14, 15]:

$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
$6,7E-10 \exp(-19880/T)$	$3,5E-5 \exp(-49170/T)$
$1,5E+4 \exp(-71465/T)$	$6,93E-0 \exp(-82990/T)$
$3,7E-3 \exp(-43470/T)$	$3,1E+10 \exp(-83030/T)$
$1,8E+2 \exp(-82864/T)$	$6,7E+1 \exp(-68185/T)$

В отсутствии большинства необходимых данных расчетные методы могут применяться лишь для демонстрации и определения направления исследований. Для получения более достоверных оценок следует опираться только на экспериментальное

изучение динамики фракционирования радионуклидов (или их относительных утечек) в ходе моделирования процесса отжига реальных ТЧ в контролируемых условиях.

Для оценки миграционных свойств цезия в черномыльском ядерном топливе производился отжиг реальных топливных частиц при различной температуре. Отношение покинувшего образец  $^{137}\text{Cs}$  к первоначальному его содержанию в частице и есть величина относительной утечки в момент измерения  $F_{\text{exp}}(t_i)$ . Эффективные приведенные коэффициенты диффузии  $D_{\text{eff}}/L^2$  определялись на основе минимизации функционала:

$$\sum_{i=1}^{N_{\text{exp}}} [F_{\text{exp}}(t_i) - F(D_{\text{eff}} t_i / L^2)]^2, \quad (8)$$

где  $F_{\text{exp}}(t_i)$  – экспериментальное значение относительной утечки в момент  $t_i$ ;  $F(D_{\text{eff}} t_i / L^2)$  – теоретическое значение относительной утечки (4) в момент  $t_i$ ;  $N_{\text{exp}}$  – число экспериментальных точек измерений динамики утечки.

Эта задача была решена в результате проведения экспериментов по отжигу частиц при значениях  $T = 1270 \text{ K}$  и  $T = 1670 \text{ K}$  (рис. 3). В соответствии с законом Аррениуса (3) в координатах  $1/T - \ln(D_{\text{eff}}/L^2)$  значения  $\ln(D_{\text{eff}}/L^2)$  должны лежать на прямой. Величина  $E/R$  (3), рассчитанная на основе экспериментальных данных с помощью метода наименьших квадратов, с учетом возможной ошибки равна  $16000 \pm 6300 \text{ K}$  и очень хорошо согласуется с полученными ранее [13]. Так как измерения утечки  $^{90}\text{Sr}$  из черномыльского ядерного топлива не производились, то для дальнейших расчетов использовались значения эффективных коэффициентов диффузии  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , приведенные ниже [13]:

$$D_{\text{eff}}(\text{Cs}) = 6,7E-10 \cdot \exp(-19880/T), \text{ м}^2/\text{с}; \quad (9)$$

$$D_{\text{eff}}(\text{Sr}) = 3,5E-5 \cdot \exp(-49170/T), \text{ м}^2/\text{с} \quad (10)$$

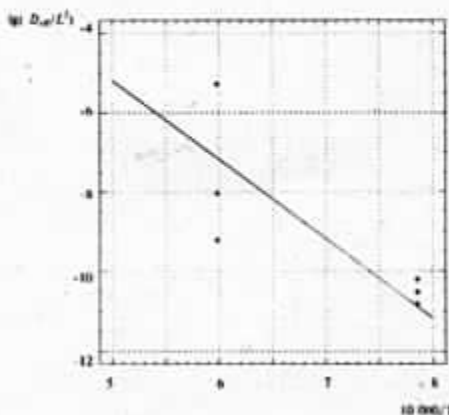


Рис. 3. Зависимость приведенного эффективного коэффициента диффузии ( $D_{\text{eff}}/L^2$ )  $^{137}\text{Cs}$  в  $\text{UO}_2$  от температуры отжига: ● – экспериментальные результаты; — теоретическая зависимость

как наиболее близкие коэффициентам диффузии Cs в чернобыльском ядерном топливе, что следует из равенства  $E/R$  для  $^{137}\text{Cs}$ .

Исходя из экспериментально полученных значений эффективных приведенных коэффициентов диффузии  $^{137}\text{Cs}$  в чернобыльском ядерном топливе  $D_{\text{eff}}/L^2$  при температуре 1270 и 1670 К был оценен радиус эквивалентной сферы  $L$  (зерна  $\text{UO}_2$ ) топливных частиц (см. рис. 3). Сплошной линией показана зависимость для приведенного коэффициента диффузии  $^{137}\text{Cs}$ , полученная методом наименьших квадратов при  $E/R = 19880$  К:

$$D_{\text{eff}}/L^2 = 114,4 \exp(-19880/T), \text{ л/с.} \quad (11)$$

Данная зависимость вполне удовлетворительно описывает полученные экспериментальные данные. Погрешность  $S_1 = 0,55$ . Отсюда легко может быть оценен средний радиус для используемой здесь модели эквивалентных сфер. Считая, что

$$D_0 = 6,7E - 10 \text{ м}^2/\text{с} \text{ и } D_0/L^2 = 114,4 \text{ л/с,} \quad (12)$$

определяют  $L = 2,4 \pm 0,7$  мкм.

Полученный радиус эквивалентных сфер (зерна  $\text{UO}_2$ )  $L = 2,4 \pm 0,7$  мкм чернобыльского ядерного топлива совпадает с размером частиц топливной компоненты чернобыльских выпадений  $1,5 \pm 3,5$  мкм и размером частиц, на которые распадается при окислении на воздухе чернобыльское ядерное топливо, 3 мкм.

На основании данных об относительной утечке (коэффициентах фракционирования (7)  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в реальных чернобыльских топливных частицах [1-4] и температурной зависимости эффективных коэффициентов диффузии (9), (10) можно оценить эффективное время и температуру отжига топливных частиц во время аварии. Следует отметить, что это именно эффективные значения, так как отжиг частиц происходил не в изотермических условиях.

С одной стороны, отношение эффективных коэффициентов диффузии  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (9), (10), имеет вид

$$D_{\text{eff}}(\text{Cs})/D_{\text{eff}}(\text{Sr}) = 1,9E - 5 \exp(29290/T). \quad (13)$$

С другой стороны, такое отношение можно определить для топливных частиц (размером более 20 мкм), выброшенных в результате аварии на Чернобыльской АЭС и отобранных в 1986-1987 гг. в 10-километровой зоне [1-4]. Коэффициенты фракционирования  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  относительно  $^{144}\text{Ce}$  с учетом выгорания топлива [1-4] и относительная утечка  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из каждой частицы во время аварии (7) рассчитывались с использованием проб и банка данных «Горячие частицы», содержащего информацию о 1700 частицах.



Применяя аналитическое выражение (4) в рамках диффузионной модели эквивалентных сфер (1), получили величины  $D_{\text{eff}}t/L^2$  для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , а затем отношение  $D_{\text{eff}}(\text{Cs})/D_{\text{eff}}(\text{Sr})$  для реальных чернобыльских частиц.

Таким образом, эффективная температура отжига каждой выброшенной частицы может быть оценена с помощью зависимости (13) как

$$T_{\text{eff}} = \frac{29290}{\ln [D_{\text{eff}}(\text{Cs})/D_{\text{eff}}(\text{Sr})/1,9E - 5]} \quad (14)$$

Расчеты проводились только для тех частиц, которые имели одинаковые коэффициенты фракционирования  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  относительно  $^{144}\text{Ce}$ , для исключения случаев фракционирования не во время аварии, а в процессе работы реактора в нормальном режиме.

Определив температуру отжига выброшенной топливной частицы и зная средний радиус эквивалентной сферы  $L$  и отношение  $X_{\text{Cs}} = D_{\text{eff}}t/L^2$ , полученное на основе относительной утечки  $^{137}\text{Cs}$  (выбор  $^{137}\text{Cs}$  обусловлен в целом меньшими погрешностями его измерения по сравнению с  $^{90}\text{Sr}$ ), используя соотношение (9), оценили эффективное время отжига каждой частицы:

$$t_{\text{eff}} = \frac{L^2 X_{\text{Cs}}}{6,7E - 10 \exp(-19889/T)} \quad (15)$$

На рис. 4 и 5 приведены частотные гистограммы распределения соответственно эффективной температуры и времени отжига выброшенных в результате аварии на ЧАЭС топливных частиц. Там же сплошной линией показана их аппроксимация теоретическими распределениями. Распределение температуры отжига частиц (см. рис. 4) наиболее точно описывается логнормальным законом с плотностью распределения вероятностей

$$f(T_{\text{eff}}) = \frac{1}{0,17 T_{\text{eff}} \sqrt{2\pi}} \exp \left[ -0,5 \left( \frac{\ln(T_{\text{eff}}) - 7,8}{0,17} \right)^2 \right]$$

Согласно этому распределению медианное значение эффективной температуры отжига частиц равно 2400 К.

Распределение эффективного времени отжига имеет резко асимметричный характер и наиболее точно аппроксимируется законом распределения Вейбулла с интегральной функцией распределения вероятностей

$$F(t_{\text{eff}}) = 1 - \exp \left( - (t_{\text{eff}} / 8,2)^{0,43} \right)$$

Согласно этому распределению медианное значение эффективного времени отжига частиц равно 3,5 с.

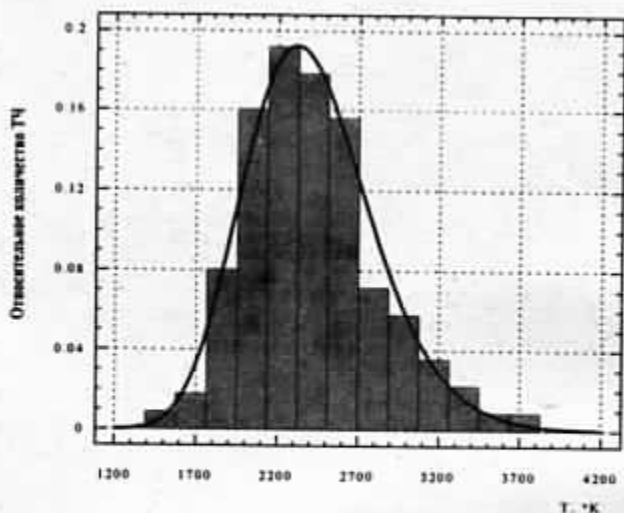


Рис. 4. Распределение эффективной температуры отжига топливных частиц, выброшенных во время аварии на ЧАЭС

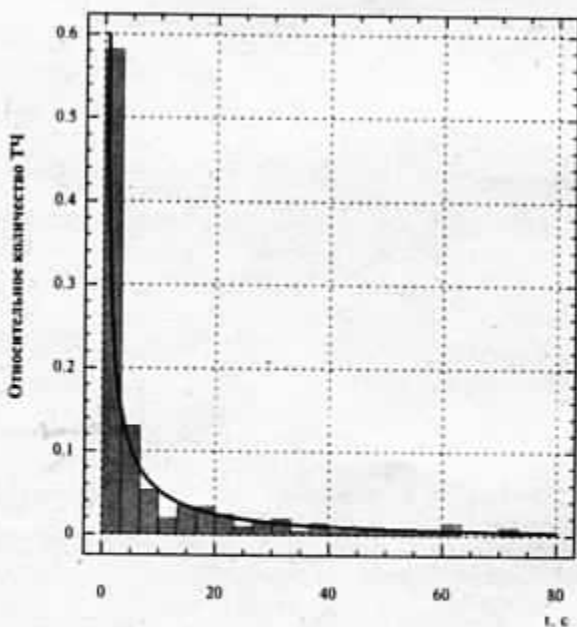


Рис. 5. Распределение эффективной продолжительности отжига топливных частиц, выброшенных во время аварии на ЧАЭС

Однако полученные величины являются в большей степени качественными, так как не совсем корректна экстраполяция закона Аррениуса (3) в область столь высоких температур отжига. Тем не менее, они указывают на «взрывной» характер образования крупных топливных частиц (размером более 20 мкм) в первый момент аварии при быстром росте температуры.

Для получения более точных оценок параметров отжига частиц во время аварии необходимо одновременное экспериментальное определение динамики относительной утечки  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из реального чернобыльского ядерного топлива за короткое время (порядка секунд) при температуре 2000–3000 К. Кроме того, по динамике утечки продуктов деления из реальных чернобыльских частиц (выброшенных в первый момент аварии из реактора в 1986 г.) при плавном увеличении температуры их нагрева можно экспериментально оценить максимальную температуру отжига каждой частицы во время аварии. Так как в этих частицах во время аварии уже происходил отжиг дефектов структуры, где сосредоточены продукты деления, то при превышении максимальной температуры отжига будет наблюдаться всплеск утечки продуктов деления из частицы [15].

1. Лоцилов Н. А., Кашпаров В. А., Поляков В. Д. и др. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. – 1992. – № 4. – С. 113.

2. Лоцилов Н. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б., Процак В. П. Фракционирование радионуклидов в чернобыльских топливных горячих частицах // Радиохимия. – 1992. – № 5. – С. 125.

3. Loshchilov N. A., Kashparov V. A., Yudin Ye. B. et al. Experimental assessment of radioactive fallout from the Chernobyl accident // Sicurezza e Protezione. – 1991. – № 25–26. – P. 46.

4. Kuriny V. D., Ivanov Yu. A., Kashparov V. A. et al. Particle associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // Annals of Nuclear Energy. – 1993. – V. 20, № 6. – P. 415.

5. Гудков Н. А., Кашпаров В. А. и др. Поведение твердых продуктов деления в микротрещинах ВТГР // Атомная энергия. – 1989. – Т. 67, вып. 2. – С. 93.

6. Booth A. H. A method of calculating fission gas diffusion from  $\text{UO}_2$  fuel and its application to the x-z-t loop test: Report AECL-496. – 1957.

7. Zoller P. Das Transportverhalten der Spaltprodukte Cesium und Strontium in beschichteten Brennstoffteilchen für Hochtemperatur-Reaktoren unter Bestrahlungsbedingungen KFA. – Jülich. – 1976. – № 1324.

8. Brown P. E., Faircloth R. L. Metal fission product behavior in high temperature reactors  $\text{UO}_2$  coated particle fuel // J. of Nuclear Materials. – 1976. – V. 59. – P. 29.

9. Friskney C. A., Simpson K. A. The release of caesium and xenon from the uranium dioxide kernels of irradiated HTR fuel particle // J. of Nuclear Materials. – 1975. – V. 57. – P. 341.

10. Amian W. Experimentelle Untersuchungen zum Transportverhalten von Silber in Brennstoffteilchen für Hochtemperaturreaktoren KFA. – Jülich. – 1981. – № 1731.

11. Silva A. T. Experimentelle Untersuchungen der Aktinidenfreisetzung aus Brennstoffteilchen für Hochtemperaturreaktoren KFA. – Jülich. – 1983. – № 1833.

12. Nabielek H., Myers B. F. Fission product retention in HTR fuel // British Nuclear Energy Society. – London. – 1982. – V. 2. – P. 145.

13. *Amian W, Biederman et al.* Results of fission product and actinide studies in coated fuel particles and matrix graphite // British Nuclear Energy Society. – London. – 1982. – V. 2. – P. 153.

14. *Förthmann R.* Irradiation performance of coated fuel particles with fission product retaining kernel additives // Nuclear Technology. – 1982. – V. 56. – P. 81.

15. *Архипов В. А., Гудков А. Н., Кашпаров В. А.* и др. Анализ кинетики газо-выделения из ядерного топлива в рамках дефектно-ловушечной модели с распределением энергии активации. – М., 1985. – (Препр. МИФИ: 018–85).

На основі експериментальних даних про динаміку відносного витікання  $^{137}\text{Cs}$  з паливних чорнобильських частинок оцінені міграційні параметри цезію в  $\text{UO}_2$  при температурі 1270 та 1670 К і радіус еквівалентної сфери (зерна, кристаліту  $\text{UO}_2$ )  $L = 2.4 \pm 0.7$  мкм чорнобильського ядерного палива.

На основі даних про коефіцієнти фракціонування  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в реальних чорнобильських паливних частинках та залежності ефективних коефіцієнтів дифузії від температури зроблена оцінка ефективного часу і температури відпалювання паливних частинок під час аварії. Одержані ефективні значення температур та часу високотемпературного відпалювання викинутих з реактору частинок та їх розподілу (медіанні значення  $T = 2400$  К і  $t = 3.5$  с відповідно) вказують на «вибуховий» характер утворення паливних частинок (розміром  $> 20$  мкм) при швидкому рості температури відпалювання під час аварії.

The data on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  fractionation coefficients in Chernobyl fuel hot particles and dependencies of effective diffusion coefficients on temperature allowed to assess effective time and temperature of fuel hot particles annealing during the accident. Obtained effective values of temperatures and times of high-temperature annealing of the particles, released from the reactor and their distributions (median value  $T = 2400$  K and  $t = 3.5$  s respectively) indicate «explosive» character of fuel hot particles formation (sizes  $> 20 \mu\text{m}$ ) at quick rise of annealing temperature during the accident.

In order to obtain more accurate assessments of the parameters of particles annealing during the accident, it is necessary to determine experimentally the dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  relative release from Chernobyl nuclear fuel within short time (seconds) at the temperature 2000–3000 K.

Besides, by the dynamics of fission products release from Chernobyl particles (released in the first moment of the accident in 1986) at gradual increase of temperature, one can experimentally assess maximum temperature of each particle annealing during the accident. As in these particles during the accident defects of structure, where fission products are concentrated, were annealed, exceeding of this maximum temperature of annealing will cause the sharp rise of fission products release from particle.

## ГЕОХІМІЧНИЙ АСПЕКТ ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ ГЕОСИСТЕМ В УМОВАХ ІНТЕНСИВНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

*В. Г. Потапенко*

Інтенсивне природокористування та техногенні катастрофи є причиною значного хімічного навантаження на середовище життєдіяльності людини. Сільськогосподарське використання земель особливо чутливе до трансформації ландшафтів і вмісту техногенних речовин. Оптимізація природокористування, а особливо аграрного, потребує детальної комплексної гео-

хімічної оцінки змінених ландшафтів. Одним з шляхів вирішення цього актуального екологічного питання є розроблена нами методика ландшафтно-екологічної оцінки території.

Методологічною основою дослідження є системний ландшафтно-екологічний антропоорієнтований підхід (Гродзинський, 1993) до оцінки природно-антропогенних геосистем – територіальних одиниць локального ієрархічного рівня, полікомпонентних за структурою, що складаються з взаємопов'язаних блоків: «Природне середовище» – «Природокористування» – «Населення». Структура ландшафтно-екологічного дослідження представлена у розробленій алгоритмічній моделі (рис. 1).

Ландшафтно-екологічне дослідження передбачає аналіз блоків природно-антропогенних геосистем та їх взаємозв'язків. Антропоорієнтована ландшафтно-екологічна оцінка базується на визначенні екологічних умов життєдіяльності населення в межах територіальних природно-антропогенних геосистем, які формуються за рахунок впливу на блок «Населення» техногенного навантаження і трансформованих природних ландшафтів. Об'єктом оцінки є природно-антропогенні геосистеми, а суб'єктом – екологічні умови життєдіяльності населення, що визначаються в межах геосистем опосередкованим шляхом через оцінку екологічних характеристик блоків «Природне середовище» та «Природокористування» за результатами ландшафтно-екологічного аналізу.

Ландшафтно-екологічна оцінка є синтезом результатів оцінок: забрудненості геосистем техногенними речовинами; первинного розподілу забруднень; акумуляції шкідливих речовин; біоаккумуляції забруднень; впливу забруднень на людину залежно від видів природокористування.

Для апробації методики ландшафтно-екологічної оцінки було обрано Обухівський адміністративний район Київської області як базову ланку територіального управління. Територія району відзначається складною ландшафтно-геохімічною структурою, значним техногенним навантаженням та інтенсивним сільськогосподарським виробництвом. Визначено домінуючі типи ландшафтів. Лісостепові та лучно-степові ландшафти підвищених акумулятивно-денудаційних розчленованих лесових рівнин з чорноземами опідзоленими, вилугованими та типовими легкосуглинковими, займають близько 70% території. Вони належать до кислого кальцієвого ( $H^+ - Ca^{2+}$ ) та кальцієвого гідрокарбонатного ( $Ca^{2+} - HCO_3^-$ ) класів з вмістом мулуватої фракції до 25% та гумусу – 2–6%. Ґрунти характеризуються слабкою кислотою реакцією, сума обмінних основ в межах 16–32 мг-екв/100 г. Ці геохімічні параметри та високий вміст монтморилоніту та вермикуліту (до 80%) свідчать про наявність умов, що сприяють акумуляції техногенних забруднень. Значна антропогенна трансформованість цих ландшафтів зумовлена

# ЗБІР, ПЕРВИННА ОБРОБКА ТА СИСТЕМАТИЗАЦІЯ ІНФОРМАЦІЇ

Інформація, одержана в результаті польових та лабораторних досліджень

- ландшафтна зйомка,
- ландшафтно-геохімічна зйомка,
- хімічні та фізичні характеристики
  - ґрунти,
  - четвертинні відклади,
  - вода,
  - повітря,
  - рослинність

Інформація з фондів та літературних джерел

Природні умови

- геологічна будова,
- геоморфологічні особливості,
- мезо- та мікрокліматичні особливості
- режим та фізико-хімічні властивості поверхневих та ґрунтових вод
- ґрунти,
- рослинність

Господарське використання території

- населені пункти, промислові підприємства:
- розміщення,
- фізико-хімічні характеристики викидів
- транспорт,
- землекористування
- лісонасадження,
- рекреація

## ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ

Ландшафтна структура

Ландшафтно-геохімічні умови

Структура природокористування та антропогенної перетвореності геосистем

Джерела техногенного впливу, їх види та інтенсивність

Техногенний геохімічний фон

## ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА

Забрудненість геосистем техногенними сполуками

Первинний розподіл техногенних забруднень

Міграція та акумуляція забруднюючих речовин

Біоаккумуляція техногенних забруднень

Вплив забруднень на людину залежно від видів природокористування

## ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНА КАРТА

Екологічний моніторинг

Екологічний менеджмент

Оптимізація природокористування

Територіальне планування

Рис. 1. Алгоритм ландшафтно-екологічного аналізу та оцінки території адміністративного району (геохімічний аспект)

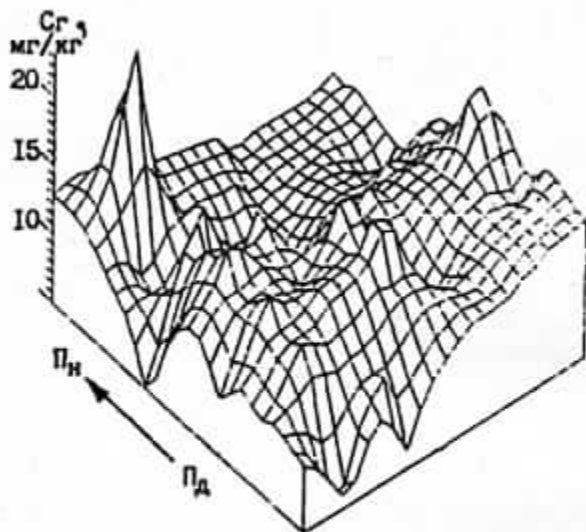
постійним сільськогосподарським використанням з III тис. до н. е. (Трипільська культура) та майже суцільною розораністю на сучасному етапі.

Згідно з методикою ландшафтно-екологічного аналізу проведено дослідження техногенного впливу та геохімічного фону території. В результаті досліджень виявлено, що хімічне забруднення є головним видом техногенного впливу на геосистеми в Обухівському районі. Джерелом 99% техногенних забруднень, що надходять до навколишнього природного середовища на території дослідження, є Трипільська ДРЕС. Річний обсяг викидів становить – 107,5 тис. т сірчаного ангідриду, 22,8 тис. т оксидів азоту, 36,3 тис. т золи винесення. Саме ці тверді високотемпературні частки викидів у повітря, що містять екологічно-небезпечні мікроелементи (Pb – 100 г/т, Cu – 750, Zn – 420, Co – 47, Cr – 31 г/т) осідають у межах району і накопичуються в ґрунті, воді та рослинності.

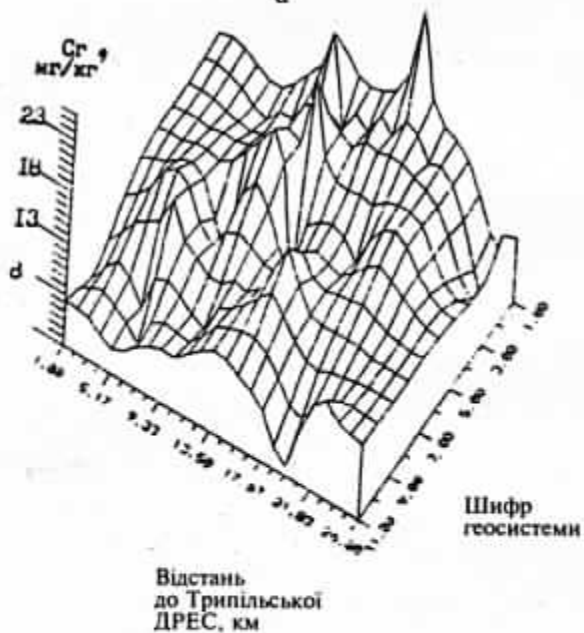
Забрудненість повітря, що є динамічним параметром, перевищує ГДК у 3–6 разів на відстані до 10 км від головного джерела у напрямку повітряного перенесення. У водойми району і Канівське водосховище надходять технологічні води промислових підприємств з високою загальною твердістю (> 10 мг-екв/л), мінералізацією (> 12 г/л), сульфатною агресивністю та наднормованим вмістом хімічних забруднювачів. Аналіз забруднення ґрунтів, що проводився за матеріалами фізико-хімічних аналізів зразків власного відбору з застосуванням комп'ютерних моделей просторового розподілу Cr, Pb, Cd, Co, Cu, Zn та їх геохімічних спектрів, дозволив встановити наявність ареалу розповсюдження техногенних елементів, що перевищують фонові концентрації, а подекуди і ГДК. Кільцеподібна форма реалу в межах лесового плато на відстані 4–7 км від схилу, оберненого до Трипільської ДРЕС, підтверджує його техногенне походження. Радіаційний фон в районі становить 0,5 Ку/км<sup>2</sup>, а в басейні р. Красна вміст <sup>90</sup>Sr та <sup>137</sup>Cs досягає 2 Ку/км<sup>2</sup>.

На основі результатів ландшафтно-екологічного аналізу здійснюється оцінка геосистем. За результатами аналізу вмісту визначених індикативних техногенних елементів здійснюється оцінка забруднення геосистем техногенними сполуками. Складається опорна шкала вмісту хімічних елементів-забруднювачів. На її основі з застосуванням методів бальної оцінки (Арманд, 1975) побудовано оціночну бальну шкалу, за якою для кожної точки відбору зразків було розраховано інтегральний бал вмісту забруднювачів і побудовано відповідну комп'ютерну блок-діаграму оцінки забруднення території.

Оцінка співвідношення впливу чинників первинного розподілу та перерозподілу забруднень на концентрацію техногенних сполук в геосистемах здійснювалась методом комп'ютерного моделювання (SURFER) за розробленими оціночними тривимірними графіками (рис. 2) для індикативних елементів.



а



б

Рис. 2. Просторовий розподіл хрому (а) і оціночний графік залежності вмісту хрому від ландшафтної структури та відстані до головного джерела забруднення (б) в Обухівському районі



Встановлено, що абсолютні значення концентрації забруднювачів зменшуються від елювіальних до супераквальних ландшафтів, а відносні – корелюють з відстанню від джерела забруднення, тобто жоден з чинників розподілу не є вирішальним. Оцінка забруднення геосистем доводить, що максимальні концентрації здебільшого локалізовані на підвищених лесових плато.

Оцінка первинного розподілу забруднень передбачає порівняння параметрів повітряного перенесення викидів, їх фізико-хімічних характеристик, ландшафтно-геохімічної структури території та просторової диференціації техногенних забруднень. Оцінка розподілу атмосферних забруднень від головного джерела доводить, що рівномірне осідання порушується турбулентними рухами повітря і призводить до формування локального ареалу інтенсивного випадіння твердих часток на відстані 2-10 км від бровки схилу лесового плато, з диференціацією залежно від температури, розмірів та маси часток. В результаті оцінки первинного розподілу визначено чотири зони за інтенсивністю надходження забруднювачів.

Оцінка міграції та акумуляції техногенних забруднень базується на результатах аналізу ландшафтно-геохімічних характеристик природних геосистем і визначення ландшафтно-геохімічних бар'єрів, які наведені на відповідній карті. Тобто, геосистеми оцінюються за здатністю до акумуляції індикативних хімічних забруднювачів.

В Обухівському районі визначено 12 типів лінійних (латеральних) та шість типів площинних (радіальних) ландшафтно-геохімічних бар'єрів: глейові, біогеохімічні, сорбційні, сорбційні лужні, сорбційні карбонатні, сорбційні лужні карбонатні. На площинних сорбційних лужних карбонатних бар'єрах переходять у малорухоми форму Zn, Cu, Cr, Pb, Cd. Ці індикативні елементи активно акумулюються також на сорбційних і сорбційних лужних ландшафтно-геохімічних бар'єрах, які розташовані переважно на лесових рівнинах і займають близько половини досліджуваної території.

Оцінка біоаккумуляції забруднень реалізується на основі даних про рівень вмісту індикативних техногенних елементів у рослинах, одержаних аналітичним біохімічним методом, та їх порівняння з геохімічними характеристиками та рівнем забруднення ландшафтів Обухівського району. Ступінь накопичення елементів-забруднювачів рослинами залежить від коефіцієнта біологічного поглинання ( $K_b$ ), що є відношенням вмісту того чи іншого елементу у золі рослин до вмісту цього елементу у ґрунті. У геосистемах району встановлено досить високий коефіцієнт біологічного поглинання свинцю (3-10), особливо у стеблах рослин. Спостерігається збільшення  $K_b$  для чорноземних ґрунтів лесових рівнин. Коефіцієнт біологічного поглинання цинку, кобальту, хрому, міді дорівнює 2 у ландшафтах заплавл та терас.

Оцінка впливу забруднень на людину залежно від видів природокористування здійснюється за результатами ландшафтно-екологічних аналізу та оцінки території, за чинниками екологічної небезпеки. Техногенний вплив (в т. ч. забруднення) та антропогенна трансформація геосистеми створюють екологічні умови життєдіяльності населення, що значною мірою залежать від виду природокористування. За рівнем впливу техногенних забруднень на формування екологічних умов життєдіяльності людини в межах природно-антропогенних геосистем розроблено інтерпретовану схему диференціації видів природокористування для модельного району (з оціночною замкненою стобальною шкалою).

Синтез результатів ландшафтно-екологічної оцінки ґрунтується на методології системного ландшафтно-екологічного антропоорієнтованого підходу і реалізується на основі визначення екологічних умов (геохімічний аспект) життєдіяльності населення, які формуються в межах природно-антропогенних геосистем за рахунок впливу на блок «Населення» техногенного навантаження і трансформованих ландшафтів. Визначені головні ландшафтно-екологічні характеристики є етапами здійсненої оцінки:

1. Первинний розподіл забруднень – надходження забруднюючих речовин з головних джерел до природно-антропогенних геосистем. Першою групою чинників, що безпосередньо впливають на організм людини, є наявність отруйних газів у повітрі, осідання рідких і твердих забруднень безпосередньо на організм людини. Друга група чинників є опосередкованою – надходження газоподібних, твердих і рідких забруднюючих речовин до геосистем, де вони акумулюються у певних компонентах: ґрунті, воді, рослинності (через вживання сільсько-господарської продукції), негативно впливають на організм людини;

2. Міграція та акумуляція техногенних забруднень – зони акумуляції техногенних забруднень (ландшафтно-геохімічні бар'єри). Особливо небезпечні умови для існування людини створюються в межах таких природно-антропогенних геосистем в разі надходження радіаційно-небезпечних речовин. Тут хімічні речовини техногенного походження накопичуються у ґрунті і не мігрують з поверхневими чи ґрунтовими водами, не переходять і у рослинність і не мають безпосереднього негативного впливу на організм людини. Акумуляція радіоактивних речовин навпаки викликає радіаційне випромінювання, яке в результаті їх розпаду стає більш інтенсивним, і перебування людини у межах цієї природно-антропогенної геосистеми, протягом тривалого часу, стає особливо небезпечним.

3. Вплив забруднень на людину залежно від видів природокористування. Рівень впливу забруднюючих речовин техногенного походження, що знаходяться в природному середовищі,

залежить від виду господарського використання геосистеми та терміну перебування людини. За цими параметрами оцінено види природокористування у геосистемах.

4. Біоаккумуляція забруднень – ландшафтно-геохімічні характеристики геосистем, що впливають на перехід забруднюючих речовин з ґрунту у сільськогосподарські рослини, які є сировиною для виготовлення продуктів харчування. Тобто, якщо геохімічні умови у геосистемі та біоаккумуляційна здатність культур сприяють переходу забруднень у біоту за трофічним ланцюгом, то така система потенційно небезпечна для здоров'я людини.

5. Концентрація забруднень у геосистемах є відносно динамічним параметром. Він значною мірою зумовлює сучасний стан природно-антропогенних геосистем і впливає на формування умов життєдіяльності людини.

Синтез результатів ландшафтно-геохімічної оцінки здійснюється із застосуванням методів бальної оцінки (Арманд, 1975), що дозволяє привести їх до безрозмірних бальних взаємопорівнювальних значень.

Для інтерпретації результатів оцінки рівня надходження забруднень розраховується опорна бальна шкала. З цією метою за запропонованою формулою (1) розраховується питоме техногенне навантаження  $F$ , що дорівнює співвідношенню частки осаджених викидів  $p$  (%) до частки території району  $t$  (%) і відповідає параметрам опорної бальної шкали:

$$F = p/t \times 100 . \quad (1)$$

На основі опорної розраховується редукована бальна шкала. Функціональна залежність між редукованою і опорною оцінювальними шкалами встановлена емпіричним шляхом і відповідає експоненціальній залежності:

$$L = n (a_1 + n^2) , \quad (2)$$

де:  $L$  – число балів замкненої опорної бальної шкали,  $n$  – бал редукованої оціночної шкали,  $a_1$  – розмір першого інтервалу. Аналогічні розрахунки за іншими типами залежності і відповідними математичними виразами здійснено для всіх ландшафтно-екологічних характеристик.

В результаті реалізації всіх етапів оцінки для кожної територіальної природно-антропогенної геосистеми встановлюються бальні ландшафтно-екологічні характеристики. Це дозволяє визначити типи природно-антропогенних геосистем, відносно однорідних за ландшафтною структурою, рівнем надходження техногенних забруднень, накопичення, біоаккумуляції, концентрації техногенних елементів та впливом забруднень на людину залежно від видів природокористування. Територіальна диференціація типів природно-антропогенних геосистем відбита у вигляді ареалів на розробленій ландшафтно-екологічній карті. Характеристику типів природно-антропогенних геосистем



**Надходження забруднень**

**Біоаккумуляція забруднень**

Бал	Опорна бальна шкала	Рівень надходження забруднень	Бал	Сума обмінних основ, мг-екв/100г	pH	Вміст мулистій фракції >0,001	Коефіцієнт біо-аккумуляції
1	0 - 33	незначний	1 2 3	2,5-4,5	4,6-6,1	5-10	<1
2	34 - 75	середній		16-20	6,2-7,2	11-20	1-5
3	76 - 138	значний		24-32	>7,3	21-25	>5
4	139 - 200	дуже значний					

Рис. 3. Принципова схема елемента легенди ландшафтно-екологічної карти

### Акумуляція забруднень

Б А Л	Ландшафтно- геохімічні бар'єри	Відносний максимальний параметр					
		Глейові	Сорбційні мінерали	Муліста фракція >0,001 20-25%	Сума обмінних основ, мг-екв/100г 24-32	Гумус, % 4,2-6,2	pH 6,8-7,2
1	ЛГБ відсутні	-	-	-	-	-	-
2	Глейовий	+	-	-	-	-	-
3	Біогеохімічний	+	+	-	-	-	-
4	Сорбційний	-	+	+	-	+	-
5	Сорбційний лужний	-	+	+	-	+	+
6	Сорбційний карбонатний	-	+	+	+	+	-
7	Сорбційний лужний карбонатний	-	+	+	+	+	+

### Концентрація забруднювачів

Б А Л	Опорна бальна шкала	Віднос- не забруднення	Індикативні елементи, мг/кг					
			Cr	Pb	Cu	Zn	Co	Cd
1	0-1	фонове	<12	<7	<8	<23	<2,3	<0,2
2	1,1-6,5	незначне	12-14	7-15	8	23-24	2,3-2,5	0,2
3	6,6-19,9	середнє	15-17	16-25	9	25-26	2,6-2,7	0,2
4	20,0-43,5	значне	18-20	26-39	10	27-29	2,8-2,9	0,2
5	43,6-81,0	дуже значне	20-25	40-60	>11	30-40	3,0-4,0	0,3

### Вплив забруднень на населення залежно від видів природокористування

### Екологічні умови життєдіяльності населення

Б А Л	Бали одорної замкнутої шкали	Види природокористування	Шифр типу природно-антропогенної геосистеми	Екологічні умови життєдіяльності населення
1	0-1,0	лісонасадження		
2	1,1-5,0	пасовища	36-45	сприятливі
3	5,1-13,0	сіножаті	26-35	відносно сприятливі
4	13,1-26,5	сади	19-25	задовільні
5	26,6-44,5	орні землі	9-18	несприятливі
6	44,6-68,5	населені пункти	5-8	дуже несприятливі
7	68,6-100,0	пром підприємства	1-4	небезпечні

та оціночної характеристики.

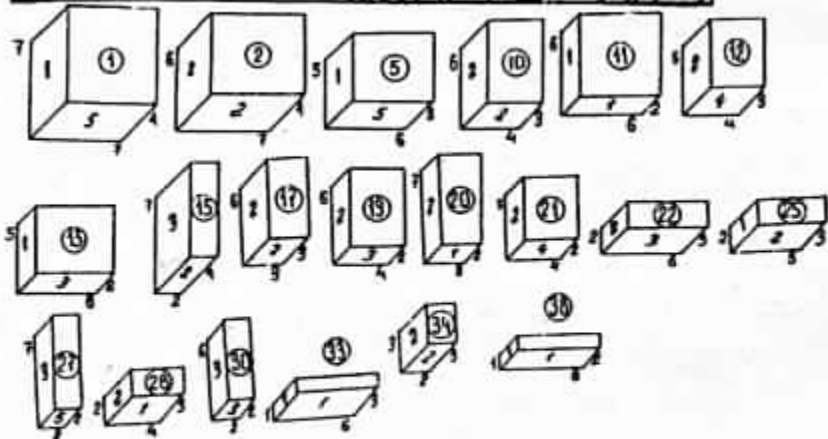


Рис. 4. Фрагмент ландшафтно-екологічної карти Обухівського району (1:50000) з легендою

представлено в легенді карти, що складається з множини тривимірних прямокутних діаграм з довжиною сторін та кольором (бали) трьох сторін, які відповідають бальним ландшафтно-екологічним характеристикам системи (рис. 3).

Синтез результатів ландшафтно-екологічної оцінки території Обухівського адміністративного району відображено на розробленій ландшафтно-екологічній карті (М 1:50000) (рис. 4). Природно-антропогенні геосистеми за сформованими екологічними умовами життєдіяльності населення розподіляються на класи. До класу геосистем із сприятливими умовами належать 15% території, а до класу небезпечних геосистем – тільки 2% (територія промзони). В більшості природно-антропогенних геосистем (65% території) екологічні умови життєдіяльності населення сприятливі або задовільні.

Комплекс результатів ландшафтно-екологічної оцінки геосистем (геохімічний аспект) доцільно застосовувати як інформаційно-методичну основу оптимізації системи природо-користування, перш за все аграрного використання земель.

1. Наука о ландшафте / Арманд Д. Л. – М.: Мысль, 1975. – 286 с.
2. Геохимия природных и техногенных ландшафтов в СССР / Глазовская М. А. – М.: Высшая школа, 1988. – 328 с.
3. Основы ландшафтной экологии / Гродзинський М. Д. – К.: Либідь, 1993. – 224 с.
4. Киевское Приднепровье. Конструктивно-географические основы рационального природопользования в Украинской ССР. – К.: Наукова думка, 1988. – 175 с.
5. Ландшафты пригородной зоны Киева и их рациональное использование. – К.: Наукова думка, 1983. – 244 с.
6. Методичні рекомендації до проведення лабораторних і практичних занять з курсу «Геохімія ландшафтів» / Малишева Л. Л. – К.: Вид-во Київського університету, 1995. – 68 с.
7. Перельман А. И. Геохимия. – М.: Высшая школа, 1989. – 527 с.

Разработана методика ландшафтно-экологической оценки геосистем локального уровня. Методика апробирована на территории Среднего Приднепровья (Обуховский район). Проанализирована ландшафтная структура территории и определены ландшафтно-геохимические характеристики геосистем. Осуществлен анализ видов природопользования, преобразованности геосистем, источников, видов и концентрации загрязнений. Акцент на геохимическом аспекте исследования позволяет оценивать территориальные геосистемы по следующим параметрам влияния химических загрязнений: поступлению в геосистемы, аккумуляции и миграции в геосистемах, переходу в растительность, концентрации, влиянию загрязнений на организм человека в зависимости от видов природопользования. Разработана крупномасштабная (1:50000) оценочная карта природно-антропогенных геосистем района по условиям жизнедеятельности населения.

The complex methods of landscape-ecological assesment of local geosystems have been devised. The methods were evaluated at the territory of the centre of the Dnieper-region (Obukhov district). A landscape structure of territory and landscape-geochemical characteristics of geosystems have been analysed. There was the analysis of kinds of land use, transformation of geosystems, supplies, kinds and concentration of pollutions carried out. The research conducted with an emphasis on geochemical aspect allows to evaluate territory systems by the following parametres

of influence of chemical pollutants: ingress into the geosystems, accumulation and migration in the geosystems, transition to the plants, concentration and influence of pollutions on a human organism according to the kinds of land using. The complex assessment map of the large scale (1:50000) of the nature-antropogenous geosystems of the region in accord with the conditions of human life is created.

## ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ НА ЛАНДШАФТНЫХ ПОЛИГОНАХ ЗА ПЕРИОД ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

*Л. В. Перепелятникова, А. Л. Шевченко, Б. С. Пристер  
Н. П. Омеляненко, Д. В. Чарный, В. И. Шматок,  
Н. Р. Грицюк*

Стационары по исследованию процессов горизонтальной и вертикальной миграции радионуклидов возле сел Копачи (на удалении 5–6 км от аварийного блока) и Залесье (18–20 км) организованы Украинским НИИ сельскохозяйственной радиологии и Украинским НИИ защиты почв от эрозии в 1987 г. с целью проведения научных исследований по программе комплексного радиологического мониторинга почв зоны отчуждения [1], предусматривающего оценку интенсивности вовлечения радионуклидов в процессы водной и ветровой эрозии, вертикального перемещения в почвах, а также поглощения их дикорастущими и культурными растениями.

Стационары расположены на поверхности моренно-водноледникового вала, смыкающегося с первой и второй надпойменными террасами реки Припять. Средняя крутизна склонов 3–5 град. Крутизна склонов Кавуновой Горы (стационар «Копачи») 6,5–7 град.

Начальная плотность загрязнения полигона «Копачи» радионуклидами в 1986 г. составляла 20–40 тБк/км<sup>2</sup>, в 1989 г. – 0,64–3,7 тБк/км<sup>2</sup> по <sup>137</sup>Cs. Плотность загрязнения <sup>137</sup>Cs стационара «Залесье» в 1989 г. была на уровне 0,16–0,50 тБк/км<sup>2</sup>.

Для изучения процессов горизонтальной миграции на стоковых площадках вблизи и на склонах Кавуновой Горы регистрировались объемы жидкого и твердого стоков после весеннего снеготаяния и летне-осенних дождей, механический и минералогический составы почв и стоковых наносов, определялись накопления радиоцезия в планшетах-ловушках, предназначенных для фиксации ветрового перемещения частиц.

В целях установления геохимических барьеров в плане и разрезе почвы типичных ландшафтов были опробованы на микро-

© Л. В. Перепелятникова, А. Л. Шевченко, Б. С. Пристер Н. П. Омеляненко, Д. В. Чарный, В. И. Шматок, Н. Р. Грицюк, 1996



агрегатный и механический, а также минералогический состав каждой фракции.

Интенсивность вымывания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  инфильтрационными водами атмосферных осадков определялась с помощью лизиметров.

Контроль за интенсивностью поступления в грунтовые воды и активностью радионуклидов, сбрасываемых в поверхностные воды, производился на участках транзита и разгрузки грунтового потока (староречья, тальвеги, склоны долин) по скважинам и выходам дренажных коллекторов Копачевской осушительной системы. Пробы воды отбирали в меженный период (лето – начало осени) и после выпадения осенних осадков.

Содержание радионуклидов в поверхностных водах, гидравлически связанных с опробованными грунтовыми, определялось в каналах (ниже выходов коллекторов) и в других искусственных водоемах.

Гамма-спектрометрия растительных и почвенных образцов, а также выделение  $^{90}\text{Sr}$  и бета-спектрометрия производились на приборах ORTEC и РУБ-01П5, объемная активность  $^{90}\text{Sr}$  во всех пробах воды определялась на приборе «Quantulus-1220».

Количество осадков в 1995 г. ненамного – на 15% превышало среднемноголетнее значение. Существенное превышение было лишь в июне 1995 г. – 221% среднемноголетнего.

Жидкий сток на полигоне «Копачи» за период с октября 1994 г. по июнь 1995 г. (7 мес.) по четырем стоковым площадкам составил 3,1–18,0 м<sup>3</sup>/га, твердый сток – 0,06–0,08 т/га. По сравнению с 1989 г. твердый сток на четвертой площадке уменьшился на 37% и более (1,1 т/га в 1989 г. против 0,07 т/га в 1995 г.).

Активность жидкого стока по четырем стоковым площадкам колебалась в пределах 2,1–25,49 Бк/л (табл. 1). Вынос  $^{137}\text{Cs}$  с твердым стоком со стоковой площадки № 4 за 7 месяцев составил 18,2·10<sup>6</sup> Бк/км<sup>2</sup>, или тысячные доли процента от его исходного содержания в почве на октябрь 1994 г.

Интенсивность водно-эрозионных процессов в целом в 1995 г. была незначительной, а доля их участия во вторичном переносе  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  за год (10.1994 г.–10.1995 г.) – около 35% общей составляющей процессов вторичного перераспределения радионуклидов. В сравнении с 1987 г. активность жидкого стока по  $^{137}\text{Cs}$  понизилась на 3–5 порядков (см. табл. 1). Коэффициенты отчуждения уменьшились не столь значительно, что объясняется существенным снижением активности радионуклидов в верхнем, 5-сантиметровом слое почвы.

С января по июнь 1995 г. преобладали ветры восточного направления, в июле и августе – северо-западного. Скорость ветра при этом в зимне-весенний период была в среднем на уровне 2,3–2,8 м/с, летом – 1,6–1,9 м/с, что не приводило к значительному ветровому подъему частиц. Максимальное их выдувание

должно было происходить на восточных, северо-восточных и юго-западных склонах возвышенностей, а также на их вершинах.

Таблица 1. Изменение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в жидком (Бк/л) и твердом (Бк/кг) стоке за годы наблюдений

№ площадки, характер выноса	1987	1989		1991		1993	1994	1995	
	Ак- тив- ность	Ак- тив- ность	Кэффи- циент отчужде- ния, %	Ак- тив- ность	Кэффи- циент отчужде- ния, %	Ак- тив- ность	Ак- тив- ность	Ак- тив- ность	Кэффи- циент отчужде- ния, %
1									
Жидкий сток	21830	114.7	0.0039	...	...	3	...	...	...
Твердый сток	...	117200	0.21–0.36	41	0.2	...	...	...	...
2									
Жидкий сток	122100	16.6	0.0035	...	...	7	...	<2.135	$0.047 \cdot 10^{-3}$
Твердый сток	...	78400	0.32	20	...	...	2.7	...	...
3									
Жидкий сток	96200	...	0.00091	...	...	...	...	25.5	$9.53 \cdot 10^{-3}$
Твердый сток	...	14000	0.26	...	...	...	...	...	...
4									
Жидкий сток	35520	16.76	0.092	...	...	6	1.6	5.2	$0.985 \cdot 10^{-3}$
Твердый сток	...	480000	0.44	40	0.006	...	...	2604.8	...

Перенос почвы, а с ней и радионуклидов в 1995 г. изучался с помощью установленных на уровне земли почвенных планшетов (лотков), которые улавливают не только мелкие (менее 0,1 мм), переносимые по воздуху, но и более крупные (0,5–2,0 мм) частицы, подверженные перекатыванию и сальтации.

Гамма-спектрометрический анализ показал, что распределение  $^{137}\text{Cs}$  в парах почва – песок носит случайный характер: в трех вариантах из шести удельная активность песка по  $^{137}\text{Cs}$  выше, чем почвы, причем в одном случае (южный склон) – в 3,5 раза (табл. 2).

Таблица 2. Удельная активность ветровых наносов по  $^{137}\text{Cs}$ , сконцентрированных в почвенных планшетах, Бк/кг

Место и период отбора проб	Материал планшета	В планшете	На залежной почве	Коэффициент отчуждения, %
«Копачи», октябрь 1994 – август 1995 г., Кавунова Гора, вершина	Почва	281,98	33318	0,8338
	Песок	109,18		0,3228
южный склон	Почва	368,2	143200	0,2571
	Песок	1302,44		0,9067
восточный склон	Почва	245,7	---	---
	Песок	269		---
северный склон	Почва	666	16687	3,9
	Песок	19,19		0,1149
западный склон	Почва	340,4	42500	0,8
	Песок	570		1,341
«Залесье», октябрь 1994–ноябрь 1995 г., водораздельная равнина (западный участок)	Почва	112,11	11248	0,995
	Песок	<31,7		<0,281

Лишь на вершине Кавуновой Горы и на северном ее склоне концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в почве больше – соответственно в 2,58 и 34,7 раза. Видимо, в загрязнении сорбирующего материала планшетов большую роль играет попадание на него и окружающую площадь ливневых осадков. Капли дождя поглощаются в большей степени песком, чем почвой, не закрепленной растительностью, и от более плотной поверхности почвы «отражаются» с большей частотой, «вырывая» при разбрызгивании тонкодисперсные частицы, отложившиеся на поверхности в результате дефляции. Чем длительнее период чередования фаз сухого ветрового переноса и дождевого разбрызгивания (как «вырывания» из планшета, так и набрызгивания с прилегающей площади), тем более стохастическим будет процесс радиоактивного загрязнения наполнителей в лотках и тем более случайной, непоказательной будет картина дифференциации концентрации радионуклидов и для песчаного, и для суглинистого почвенного заполнителя.

Доля радиоактивных частиц, отчуждаемых ветром, в настоящее время снизилась по сравнению с первыми послеварийными годами, сравнима с их долей в 1992 г. (коэффициенты отчуждения на уровне 1%), но больше, чем в 1993 г. (0,3–1% против 0,01–0,001%). Вклад ветропереноса в общую составляющую локальных процессов вторичной миграции (учитывая только приходную статью баланса при накоплении в переувлажненных бессточных понижениях) достигает 30%.

По результатам исследований, перемещение содержащих радионуклиды частиц под действием ветра в 1995 г. происходило, в основном, в виде их перекатывания и сальтации. Накапливались они в краевых частях леса, нижних частях склонов ложбин и на присклоновых участках возвышенностей.

Как следует из данных табл. 3, на автономных и элювиальных ландшафтах активность фракций по  $^{137}\text{Cs}$  возрастает с уменьшением их размера. На участках, представляющих собой области накопления и периодического транзита (сточные пониженные участки, в т. ч. тальвег), в результате сальтации, дефляции, механического скатывания и последующего поверхностного смыва осадками максимальное количество радиоактивных веществ сосредоточилось, преимущественно, на крупных минеральных фракциях верхнего слоя почвы. Из-за низкой способности этой фракции к лессиважу и суффозии максимум активности приходится на верхний слой почвы.

Таблица 3. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  по гранулометрическим фракциям песчаной части проб верхнего слоя почвы (0–10 см) 1995 г.

№ пробы	№ разреза	Размер фракции, мм	Доля фракции в пробе, %	Удельная активность, Бк/кг	% от суммы активности
<b>«Копачи»</b>					
13	1 (лес)	2.0–0.5	3.44	123.21	22.230
		0.5–0.1	63.54	53.65	9.680
		0.1–0.01	25.67	377.4	68.091
17	2 (опушка леса)	3.0–2.0	0.32	1457.8	54.158
		1.0–0.5	4.22	365.19	13.567
		0.5–0.1	45.69	110.26	4.096
		0.1–0.01	38.82	758.5	28.179
20–21	3 (тальвег)	5.0–2.0	1.54	1420.8	88.602
		1.0–0.5	5.31	80.29	5.007
		0.5–0.1	43.54	41.44	2.584
		0.1–0.01	40.06	61.05	3.807
33	5 (вершина горы)	5.0–3.0	2.69	2316.2	3.082
		2.0–1.0	10.43	1602.1	2.132
		1.0–0.5	19.38	4958	6.598
		0.5–0.1	43.06	7437	9.897
		0.1–0.01	11.15	58830	78.290
<b>«Залесье»</b>					
37	6 (подораздел)	1.0–0.5	3.66	83.99	3.099
		0.5–0.1	37.33	65.86	2.430
		0.1–0.01	47.18	1084.1	40.000
		Органика	0.1	1476.3	54.471

Нельзя не учитывать, что радиоактивные вещества, связанные с мелкодисперсной фракцией, вымыты из тальвега временными потоками воды. Невысокое содержание иллита и вермикулита в тальвеговых отложениях обусловило, видимо, соединение  $^{137}\text{Cs}$  с эпидотом (0,16%), гранатом (0,1%), ильменитом (0,09%), гидрогетитом (0,01%) и мусковитом.

Если закономерность концентрирования естественных радиоактивных элементов в тяжелой фракции пород [2] распространяется и на техногенные радионуклиды, то, судя по минеральному составу, их максимальная активность в почве должна быть на вершине горы, что подтверждается бета-спектрометрией (табл. 4). Повышенная ионообменная емкость верхнего слоя почвы на вершине обусловлена аномальным содержанием

Таблица 4. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (единичные пробы) по горизонтам почвенных разрезов, 20.09.1995 г.

№ разреза	Толщина слоя, см	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$
		Бк/кг	%	Бк/кг
<b>«Копачи»</b>				
1	0-3.0	135420	85.75	
	4-7.0	21127	13.4	
	8.0-12.0	902.8	0.57	
	12.0-15.0	367.04	0.23	
	16-20.0	109.9	0.069	
2	0-3.0	26270	80.4	580
	4-7.0	2957	9	
	8.0-12.0	3490	10.6	
3	0-3.0	27676	94.54	231
	4-7.0	1150.7	3.93	
	9-14.0	295.3	1.01	
	15-20.0	114.3	0.39	
	38-43	8.2	0.03	
	45-54	30.6	0.1	
4 (западный склон)	0-3.0	42 550	73.33	
	4-7.0	14652	25.25	
	8-11.0	610.5	1.01	
	12-15.0	171.3	0.29	
	17-21	28.4	0.049	
	46-52	16.24	0.028	
5	0-3.0	33818	79.78	10 474
	4-7.0	7030	16.58	
	8-12.0	1187.2	2.8	
	13-16	324.9	0.77	
	17-21	27.81	0.066	
<b>«Залесье»</b>				
6	0-3.0	10248	65.7	280
	4-7.0	4905	31.47	
	8-13.0	260.1	1.67	
	15-19	132.1	0.85	
	20-24	37.7	0.24	

тяжелой фракции (0,51%) в классе 0,5–0,1 мм и 2,33% в классе 0,1–0,01 мм), в меньшей степени подверженной переносу и представленной биотитом, эпидотом, роговой обманкой, рутилом, гранатом, магнетитом, а также более высоким содержанием глинистых минералов и наименьшим – кварца.

Радионуклиды, связанные с крупнодисперсной фракцией (преимущественно с кварцем и мусковитом), имеющей небольшую удельную поверхность, способны к более быстрому высвобождению и переходу в миграционно активные формы.

На ландшафтно-геохимических барьерах миграция регулируется, как правило, путем изменения геохимических обстановок, способствуя выносу или аккумуляции веществ [3]. Для выяснения путей накопления радионуклидов в основных элементах ландшафта и определения геохимических барьеров был проложен ландшафтный профиль, включающий вершину Кавуновой Горы, нижнюю треть западного склона, тальвег оврага, опушку леса и лес (см. табл. 4).

На вершине Кавуновой Горы содержание  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0–3 см составляло 33,8 кБк/кг. Увеличение этого показателя в таком же слое на перегибе западного склона (трансэлювиально-аккумулятивный ландшафт) связано с вторичным переносом почвенного материала водным и ветровым потоками, гравитацией и последующим переотложением.

Почва разреза, заложенного в тальвеге оврага (бывшее староречье), дерново-слабоподзолистая, но гумусированный горизонт (HE), бывший пахотный, за счет намытости более мощный – 0–33 см. Активность 0–3-сантиметрового слоя значительно меньше активности в предыдущих точках – 27,7 кБк/кг, что объясняется меньшей первоначальной активностью почвы, так как овраг находится с наветренной стороны. Помимо этого, временные транзитные водотоки отчуждали часть радиоцезия к устью оврага.

В лесу активность 0–3-сантиметрового слоя опада хвои составляет 135,4 кБк/кг. Это основной биогеохимический барьер, обусловленный высокоярусной сосновой растительностью, которая способствовала аккумуляции мигрирующих веществ.

Растительность на всех разрезах, кроме леса, – разнотравно-пырейная. В травостое доминирует пырей ползучий с примесью мелколепестника канадского, полевицы белой, осота полевого, репесмары белой и полыни обыкновенной.

В растительных образцах на опушке леса и западном склоне определялась удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . На опушке леса она составляла 65 Бк/кг и 3,5 Бк/кг. Значительно выше содержание этих элементов в растительных образцах западного склона:  $^{137}\text{Cs}$  – 531 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 476,1 Бк/кг. Это объясняется не только высокой их активностью в почве, но и содержанием в более доступных для растений формах. Судя по гранулометрическому составу, с вершины и склона в результате вторичных процессов вынесена большая часть тонкодисперсной

фракции. В водной вытяжке содержится наименьшее количество растворимого калия. В поглощающем комплексе его также немного – 99,6 мг/кг. Поскольку в минеральной фазе почвы значительную долю составляют частицы размером более 0,25 мм с невысокой сорбционной способностью, а содержание конкурирующего элемента в почве невелико,  $^{137}\text{Cs}$  более активно поглощается растительностью.

Низкое содержание глинистых частиц в корнеобитаемом слое почв обусловило интенсивное перемещение радионуклидов в составе суспензий, истинных и коллоидных растворов в вертикальном направлении.

В минеральном составе почв полигонов «Копачи» и «Залесье» преобладает кварц (69–86%), значительно содержание калиевых полевых шпатов (3–11%) и плагиоклаза (2–8%). Глинистые минералы составляют 6–8% на полигоне «Копачи» и 10% в почвах полигона «Залесье». При этом из сорбционно активных по отношению к радиоцезию можно выделить лишь вермикулит (2% в верхней части разрезов № 2 и 3 и 3% – разрезов № 1, 4 и 5). Монтмориллонит встречается лишь в иллювиальных горизонтах (22–33% глинистой фракции). Это и предопределяет низкую поглощательную способность почв по отношению к  $^{137}\text{Cs}$ .

Для исследования многолетнего тренда в 1995 г. продолжались наблюдения за поступлением радионуклидов в лизиметрические, грунтовые и поверхностные воды.

В среднем, в летний период с 1987 по 1995 г., при повышении биологической активности почвы, развитии корневой системы растений и преобладании выпотного режима, когда конвективный перенос при отсутствии осадков направлен преимущественно снизу вверх, отмечалось снижение интенсивности поступления  $^{137}\text{Cs}$  в лизиметрические воды. Изменение концентрации растворимого  $^{137}\text{Cs}$  в лизиметрических водах в связи с изменением количества осадков происходит через 1–1,5 месяца для данного типа почв.

При неравномерном выносе  $^{137}\text{Cs}$  из корнеобитаемого слоя по годам в целом с 1987 г. сохраняется тенденция уменьшения его концентрации в лизиметрических водах (см. табл. 5).

Таблица 5. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в лизиметрических водах, от общего его содержания в почве (%)

Место расположения лизиметра	1987	1988	1989	1991, лето	1991, осень	1992, весна	1992, осень	1993	1994–1995
Залесье («Копачи»), «Залесье»)	3.5–6.3	3.5–6.3	3–5	0.07–0.11	0.37	0.51–0.59	1.9	0.1–1.2	0.01–0.12
Лес («Копачи»)	15.3	15	6–12	0.29	0.33	0.23	0.53	0.16	0.15

Значительный всплеск объемной активности  $^{137}\text{Cs}$  весной 1988 и 1989 г. объясняется повышением количества инфильтровавшихся атмосферных осадков (в 1988 г. на 14,5% больше среднегогодового) и началом деструкции топливных частиц, т. е. увеличением относительного содержания подвижных форм радионуклидов Чернобыльских выпадений. В 1989 г. более высокие (на порядок) концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были характерны для поймы реки Припять и залесенного плато.

Период с 1991 по 1994 г. отличается заметным снижением активности  $^{137}\text{Cs}$  в лизиметрических водах, особенно на залежных участках склонов горы и ложбины. Однако 1995 г. характеризуется некоторым увеличением осенних концентраций  $^{137}\text{Cs}$  (по сравнению с 1993 и 1994 г., что вероятно связано с деструкцией топливных частиц и десорбцией радионуклидов из поглощающего комплекса, приходящейся на 9–10-летний период после выпадений).

Доля радиоцезия, поступающего в лизиметрические воды, по сравнению с общим его содержанием в почве (табл. 6), значительно уменьшалась после более многолетних периодов (1987–1989 гг.).

Некоторое нарастание выноса  $^{137}\text{Cs}$  в 1992 г. сменилось еще более значительным уменьшением этого показателя в 1993–1995 г. (см. табл. 6). Этот же параметр для  $^{90}\text{Sr}$  в 1995 г. был существенно больше: на залежи (старопахотные земли) полигона «Залесье» он составил 3,32% (осень).

Таким образом, концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в лизиметрических водах заметно изменяется в периоды снеготаяния и осадков высокой интенсивности. Закономерности в изменении концентрации этого радионуклида в лизиметрических водах на разных элементах ландшафта, кроме леса, за 10-летний период выявлено не было.

В хвойном лесу степень вымывания  $^{137}\text{Cs}$  почти весь период наблюдений оставалась выше, чем на залежи, очевидно, благодаря дополнительному выщелачиванию кислыми органическими экстрагентами, образующимися при разложении опада. Кроме того, судя по гранулометрическому составу, верхний 10-сантиметровый слой почвы здесь содержит невысокое количество глинистой и мелкопесчаной (0,05–0,01) фракции. Лесная почва характеризуется максимальной среди опробованных участков долей содержания кварца, не способного удерживать  $^{137}\text{Cs}$ , и минимальной долей гумуса, отвечающего также за поглощающую способность почв.

Лизиметрические воды, в отличие от грунтовых, обладают значительно более низкой минерализацией (70–90 мг/л) и преимущественно гидрокарбонатным калиевым составом. Повышению интенсивности вымывания калия из почвы так же как и  $^{137}\text{Cs}$ , способствует низкое рН (5,3–5,7), т. е. кислая реакция воды.



Степень минерализации грунтовых вод составляет 300–1000 мг/л, водородный показатель – 6,4–8,5, состав – преимущественно гидрокарбонатный калиевый. Повышенная концентрация ионов Na, Cl и CO<sub>3</sub> указывает на химическое загрязнение грунтовых вод. Такие показатели мало способствуют растворению радионуклидов из ППК и удержанию их в воде. Поэтому, вероятно, при смыкании лизиметрических (инфильтрационных) вод с грунтовыми часть радионуклидов цезия сорбируется на твердой фазе породы.

Естественно, что в первые годы после аварии (1986–1988 гг.) грунтовые воды, не контактирующие с верхними загрязненными слоями почвы, были гораздо чище лизиметрических (на 2–3 порядка). Лето 1990 г. и весна 1991 г. характеризуются ростом объемной активности <sup>137</sup>Cs в грунтовых водах скважин. Последовавшее за этим уменьшение концентрации (лето 1991 – лето 1992 гг.) сменилось повышением активности с осени 1992 г. Летом и осенью 1993 г. повысилась активность <sup>137</sup>Cs на порядок. При этом объемная активность грунтовой воды по <sup>137</sup>Cs стала выше, чем лизиметрической. Такие процессы происходят при резких подъемах уровня грунтовых вод, что приводит к возникновению десорбционной волны в зоне обычных колебаний капиллярной каймы, до которой поднялся уровень грунтовых вод.

Таблица 6. Объемная активность вод опытных полигонов в 1995 г., Бк/л

Водопункт	Июнь		Август		Сентябрь		Октябрь–ноябрь	
	<sup>137</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	
<i>Лизиметры</i>								
<i>«Копачи»</i>								
южный склон	< 2,916	< 2,54	51,144	2,287	8,511	1,165		
западный склон	< 2,753	< 1,561		4,144	4,82	33,81		
лес				17,32	561,79			
<i>«Залесье»</i>								
северный склон				5,365	9,2874			
<i>Скважины</i>								
<i>«Копачи»</i>								
№ 2		< 3,608	0,9378					0,501
№ 3		< 3,608	1,3264					1,25
<i>«Залесье»</i>								
№ 1		< 2,498	0,3646			2,782	0,088	
№ 2		< 4,403	0,3898			0,751	0,249	
№ 3		< 2,498	6,5382			1,727	1,6632	
№ 4		< 1,661	0,2084			0,41	0,1732	

В 1994–1995 гг. уровни активности грунтовых и лизиметрических вод по  $^{137}\text{Cs}$  в целом сравнялись, хотя аномальные концентрации в лизиметрических водах были на порядок выше таковых в грунтовых. В среднем концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в грунтовых водах в 1995 г. была в 2,3–5,8 раза, а  $^{90}\text{Sr}$  – в 5–46 раз ниже, чем в лизиметрических водах на близких по плотности загрязнения участках (табл. 6).

Для определения количества радионуклидов, выносимых с поверхностным и грунтовым потоками с водосборной площади урочища Борщи, входившего в работавшую до 1986 г. Копачевскую осушительную систему, проведены замеры расхода воды в дренажных каналах и отобраны пробы для определения удельной и объемной активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ .

В октябре 1995 г. концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в истоках МК-2 была выше, чем в нижней части канала, в 1.35 раза, а  $^{90}\text{Sr}$ , наоборот, – ниже в 4.4 раза; активность поверхностной воды по  $^{137}\text{Cs}$  в истоках (выше выходов дренажных коллекторов) в 6–23 раза, чем дренажных вод, и сравнима с последними в средней, проточной части канала, т. е. в водах рек и каналов в меженный период происходит разбавление концентрации  $^{137}\text{Cs}$ , создаваемой поверхностным стоком и десорбцией из донных отложений за счет грунтового стока. Хотя концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в дренажных водах в 4.5–10 раз ниже, чем в поверхностных, к нижней части водостока объемная активность этого нуклида увеличилась.

Действующий гончарный дренаж способствует интенсификации процесса естественного дренирования грунтовых вод малыми реками и каналами. Постоянный приток воды в канал приводит к поддержанию уровня воды в нем выше шлюзовых заслонок даже в меженный период.

Вынос радионуклидов из дренажной сети в октябре 1995 г. приведен в табл. 7.

Таблица 7. Вынос радионуклидов грунтовым стоком из дренажных коллекторов и поверхностными водами МК-2 (ур. Борщи) Копачевской осушительной системы, (Бк/сут) · 10<sup>3</sup>

Водопункт	Водосбор	Расход воды, л/с	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Истоки МК-2	Торцовая часть МК-2	0.150	307	40
Дренажный коллектор				
ДК-1	Правый	0.170	59.5	9.96
ДК-3	Левый	0.019	3.08	0.1
ДК-4	Правый	0.042	3.52	0.457
Всего		0.710		
МК-2, шлюз № 2	Левый+правый	4.8	1509.5	2061.1
МК-2, перед впадением в водоприемник	Левый+правый	82.4	124588.8	95399.4

Максимальный годовой расход (1995 г.) в створе у трассы Чернобыль – Припять зафиксирован в марте – 62 л/с, при скорости потока 0,61 м/с.

Таким образом, об интенсивности вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  можно судить по его процентному послойному распределению в разрезе, поступлению в лизиметрические и грунтовые воды. По этим параметрам среди опробованных элементов ландшафта наиболее интенсивной вертикальной миграцией  $^{137}\text{Cs}$  отличаются лес, вершина и западный склон горы, а также водораздел полигона «Залесье». Тальвег исходя из сравнительного анализа водных вытяжек в маловодные годы в большей степени выступает как область аккумуляции, а не транзита. Во влажные периоды здесь происходят вымывание и перенос тонкодисперсной фракции. В минеральном составе почв в тальвеге ложбины и на вершине холма обнаружено повышенное содержание тяжелой электромагнитной фракции, что свидетельствует о выносе частиц как в горизонтальном, так и в вертикальном направлении. На вершине холма вертикальное перемещение происходит в виде лессиважа или суффозии.

Хотя миграция  $^{137}\text{Cs}$  за счет ветрового и водно-эрозионного переноса по сравнению с первыми послеаварийными годами стала менее интенсивной, эти процессы продолжают влиять на перераспределение радиоактивных веществ путем их переотложения на ландшафтно-геохимических барьерах.

В настоящее время среди процессов вторичного перераспределения активности на первый план выходят процессы миграции мобильных форм радионуклидов, их перенос грунтовыми и поверхностными водами. Исходя из оценки суточного выноса радионуклидов грунтовыми и поверхностным стоками дренажных каналов и малых рек, их перемещение водными потоками играет доминирующую роль среди путей транзита радионуклидов за пределы зоны отчуждения. Процессы, связанные с деструкцией топливных частиц, приводят к увеличению поступления радионуклидов, особенно  $^{90}\text{Sr}$ , в биологические объекты.

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. Горев Л. М., Пелешенко В. І., Хильчевский В. К. Радиоактивність природних вод. – Київ: Вища школа, 1993. – С. 25–28.

3. Полюнов Б. Б. Геохимические ландшафты // Избранные труды. – М.: Изд-во АН СССР, 1956. – С. 350–478.

За допомогою ландшафтно-геохімічних закономірностей розповсюдження хімічних елементів можна пояснити особливості змін параметрів, що характеризують горизонтальний та вертикальний перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$ , що відбувся за 9 років після аварії на ЧАЕС.

В автономних ландшафтах активність фракцій за  $^{137}\text{Cs}$  підвищується із зменшенням їх розміру, на ділянках акумуляції і транзиту найбільше  $^{137}\text{Cs}$  містять переважно великі мінеральні фракції.

Активність  $^{137}\text{Cs}$  в рідкому стої і стоківих ділянках полігону «Копачі» в 1995 р. коливалась в межах 2,1–25,5 Бк/л, тверді наноси містили тисячні частки від вихідного вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті.

Порівняно з 1987 р. активність рідкого стоку по  $^{137}\text{Cs}$  зменшилась в  $10^3$ – $10^5$  разів, твердого – в  $10^4$ ; активність вітряних наносів – в 3–10 разів; кількість  $^{137}\text{Cs}$ , що надходить в лізіметричні води, зменшилась у 100 разів. В 1995 р. активність  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунтових водах була в 2,3–5,8 разів, а  $^{90}\text{Sr}$  – до 46 разів нижче, ніж в лізіметричних. З процесів вторинного переносу радіонуклідів переважає вертикальна міграція та переміщення потоками поверхневих і ґрунтових вод.

The knowledge of landscape–geochemical distribution of elements enables to explain laws of the change of parameters describing horizontal and vertical redistribution of  $^{137}\text{Cs}$  which has taken place 9 years after the accident at Chernobyl NPP.

In independent landscapes the activity of  $^{137}\text{Cs}$  fractions increases with the decrease of their size, on the plots of accumulative formation and transit mainly large mineral fractions have maximum specific activity.

The activity of  $^{137}\text{Cs}$  in liquid drain from the platforms of runoff on «Kopachy» site in 1995 varied from 2,1 to 25,5 Bq/L, solid sediments contained thousand shares of percent from the initial content of  $^{137}\text{Cs}$  in soil.

In comparison with 1987, the  $^{137}\text{Cs}$  activity in liquid drain has decreased by 3–5 orders of magnitude, solid – by 2 orders, activity of wind sediments – by 3–10 times; the quantity of  $^{137}\text{Cs}$  in the water of lysimeters has decreased by 100 times. In 1995 the activity of  $^{137}\text{Cs}$  in ground waters was 2,3–5,8 times lower and that of  $^{90}\text{Sr}$  – to 46 times lower than in the water of lysimeters. Among the processes of radionuclides resuspension, vertical migration and transport by the flows surface and ground waters prevail.

## ОЦІНКА ЗАПАСУ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН В ЛІСОВИХ БІОЦЕНОЗАХ ПОЛІССЯ

*С. М. Луїдін, О. М. Кадигрїб, В. П. Процак, В. П. Ланшин,  
М. В. Ковтун*

На забруднених радіоактивними речовинами лісових масивах, розташованих в зонах відчуження та відселення, практично не провадиться санітарна рубка, вони захаращені хмизом та іншим горючим матеріалом, що збільшує вірогідність виникнення пожеж. Це зумовлює необхідність вивчення запасу радіонуклідів в лісових біоценозах з метою прогнозування вторинного перерозподілу внаслідок пожеж.

Для проведення дослідницьких робіт по вивченню цього питання були вибрані ділянки штучних лісонасаджень в Луб'янському радіологічному лісництві Поліського району, які, за попередніми даними, мали досить високу щільність забруднення ґрунту радіоцезієм. Це дві типові для Полісся лісопосадки в 47 та 54 кварталах лісу з розмірами в 1 га кожна.

Вибрана в 54 кварталі ділянка має такі характеристики: сосновий ліс 45-річного віку; середня висота дерев – 13 м (10–16 м); діаметр – 14 см (8–20 см), відстань між деревами – близько 2 м (в рядах 1–3 м, між рядами – 2–4 м). Кількість дерев на 100 м<sup>2</sup> коливається від 25 на галявинах та вирубаних ділянках, до 43 в гушавині (площа галявин досягає 15% від загальної площі майданчика). На 1 га площі припадає близько 3500 дерев. Деревина має середню за густотою крону. На кожне дерево припадає 5–10 м сухих гілок діаметром 3–5 см. Підлісок займає близько 200 м<sup>2</sup> загальної площі і представлений переважно соснами 2–4-метрової висоти з середнім діаметром 4 см.

Потужність підстилки коливається від 2 до 5 см. В деяких місцях (переважно на галявинах) 5–8% площі займає зелений мох з потужністю від 5 до 15 см. На поверхні підстилки трапляються сухі гілки та шишки. Кількість шишок на 1 м<sup>2</sup> коливається від 25 на галявинах до 200 в гушавині.

Вибрана в 47 кварталі ділянка має такі характеристики: сосновий ліс 30–40-річного віку складається із двох видів: сосна звичайна (30% території ділянки) та сосна Банкса – (70%). Сосни різних порід ростуть рядами: 1 ряд сосни звичайної, 2 ряди сосни Банкса; дерева сосни звичайної мають середній діаметр 16 см (12–22 см), середню висоту 14 м (12–15 м). Сосна Банкса – середній діаметр 11 см (8–14), середня висота 9 м (7–12 м), крона сосни густа та розгалужена; відстань між соснами в рядах від 50 см до 2 м, між рядами – 2,5–3 м. За запасами хвої та деревини обидва види сосни приблизно рівні, а за кількістю дерев співвідношення 75 на 25% (на користь сосни Банкса). Кількість дерев на 100 м<sup>2</sup> становить близько 50 штук (на 1 га – 5000 дерев); на кожну сосну Банкса припадає по 10–15 м сухого гілля діаметром близько 2 см. Підлісок займає до 25% території і представлений переважно порослю сосни Банкса висотою 3–5 м і діаметром 2–5 см. Підстилка добре виражена і місцями має потужність до 7 см (в середньому 5 см). На 1 м<sup>2</sup> припадає близько 100 сухих шишок.

В результаті проведених дослідницьких робіт встановлено, що забруднення елементів фітоценозу на даних лісових ділянках зумовлене ізотопами <sup>134</sup>Cs і <sup>137</sup>Cs. Вклад інших радіонуклідів в загальне забруднення в порівнянні з <sup>137</sup>Cs незначний, тому надалі забруднення будемо розглядати за вмістом даного ізотопу.

Розподіл <sup>137</sup>Cs в елементах лісового фітоценозу тісно пов'язаний з його біологічним циклом. Первинна забрудненість крони дерев, хвої та кори призвела до того, що в результаті процесів оновлення стара забруднена біомаса перемістилася в підстилку, де і акумулювалася. Так, на сьогоднішній день, забруднення деревини, хвої та кори зумовлюється майже повністю кореневим надходженням радіонуклідів (табл. 1).

Таблиця 1. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в елементах фітоценозу на експериментальних ділянках

Елемент фітоценозу	Ділянка 1		Ділянка 2	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Хвоя 1-річна	6800		16570	
Хвоя 2-річна	3425		12035	
Середнє	5112	2	14832	1
Гілля	738	<1	733	<1
Кора				
низ	6408		8680	
середина	1375		2255	
верх	1255		2160	
Середнє	3012	1	4365	<1
Луб				
низ	1900		2660	
середина	2000		2860	
верх	1246		2610	
Середнє	1715	<1	2710	<1
Деревина				
низ	615		886	
середина	500		1235	
верх	670		1200	
Середнє	595	<1	1107	<1
Середнє в дереві	11172	4	23747	2
Хмиз	2330	1	3409	<1
Шишки	3116	1	16248	1.3
Підлісок	—		6370	<1
Мох	97194	35	—	
Підстилка:	163156	59	1080472	96
верхній горизонт	1192	—	7147	—
ферментативний горизонт	12064	—	73325	—
гумусний горизонт	150000	—	1000000	—
Середнє	54385		360157	
Сумарна активність в елементах фітоценозу	276968	100	1130606	100

З табл. 1 видно, що вміст  $^{137}\text{Cs}$  найбільший в підстилці і становить 94% для ділянки 1 та 96% для ділянки 2 (на ділянці 1 мох враховувався разом з підстилкою, оскільки місцями повністю її заміщає або входить до її складу). Отримані результати не мають суттєвих відмінностей від матеріалів досліджень, виконаних іншими авторами [1–6].

За результатами спектрометричного аналізу зразків ґрунту (до верхнього 5-сантиметрового шару ґрунту входять всі горизонти підстилки) встановлено, що щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на ділянці 1 коливається в межах 710–1530 КБк/м<sup>2</sup>, а на ділянці 2 – від 1190 до 3640 КБк/м<sup>2</sup>. Треба зазначити, що на ділянці 2 значення щільності забруднення в двох точках (3530 і 3640 КБк/м<sup>2</sup>) є аномальними. В цілому, середня щільність забруднення ділянки 1 становить  $1101 \pm 196$  КБк/м<sup>2</sup>, а ділянки 2 –  $2148 \pm 441$  КБк/м<sup>2</sup>. Забруднення ділянки 1 має рівномірніший характер. На ділянці 2, якщо відкинути кілька аномальних значень, що різко виділяються на загальному фоні, забруднення теж досить рівномірне, хоч і має більші градієнти відносно ділянки 1.

Забруднення ґрунту на ділянках добре описується логнормальним законом розподілу ймовірностей. Це свідчить про те, що і в лісових масивах процеси перерозподілу радіонуклідів в системі ґрунт + підстилка підпорядковані тим самим законам, що і на відкритій місцевості (рис. 1, 2).

Обидві ділянки мають помітні неоднорідності в забрудненні, що пояснюється складними процесами первинного забруднення радіоактивними речовинами лісового біоценозу та перерозподілом радіонуклідів в його компонентах, але забруднення ґрунту можна вважати досить однорідним.

Сумарне забруднення ґрунту та підстилки  $^{137}\text{Cs}$  в 20-сантиметровому шарі коливається в широких межах: на ділянці 1 від 99 до 422 КБк/кг і від 106 до 495 КБк/кг на ділянці 2. Найбільше  $^{137}\text{Cs}$  міститься в лісовій підстилці: близько 85% загального запасу радіонуклідів в ґрунті для ділянки 1 та 80% для ділянки 2 (табл. 2).

Таблиця 2. Запас  $^{137}\text{Cs}$  в системі ґрунт + підстилка, % від загальної активності

Інтервал, см	Ділянка 1	Ділянка 2
Підстилка	85.0±4.7	80.3±5.0
0–2	11.8±4.2	15.2±3.5
2–4	1.4±1.0	2.7±1.3
4–6	0.8±0.5	1.1±0.5
6–8	0.6±0.4	0.4±0.2
8–10	0.3±0.2	0.2±0.2
10–15	<0.01	<0.01
15–20	<0.01	<0.01

Міграція радіоцезію по профілю лісового ґрунту на вибраних ділянках відбувається надзвичайно повільно (про що свідчить запас його в шарах), і на глибині понад 5 см спостерігається глобальний рівень забрудненості. Розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  в

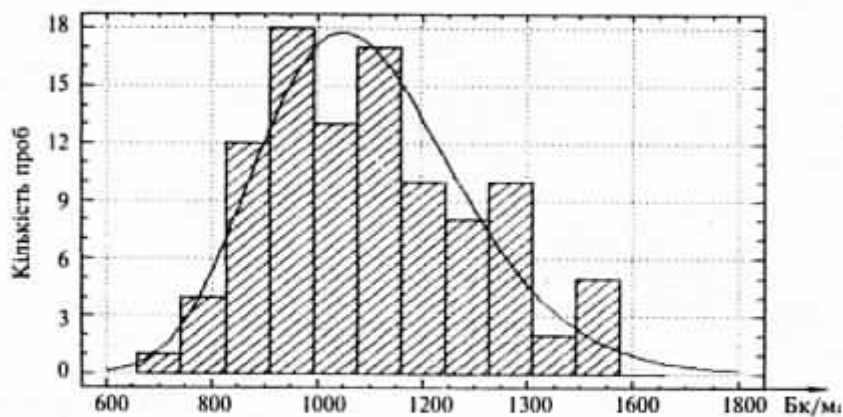


Рис. 1. Розподіл щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на ділянці 1.

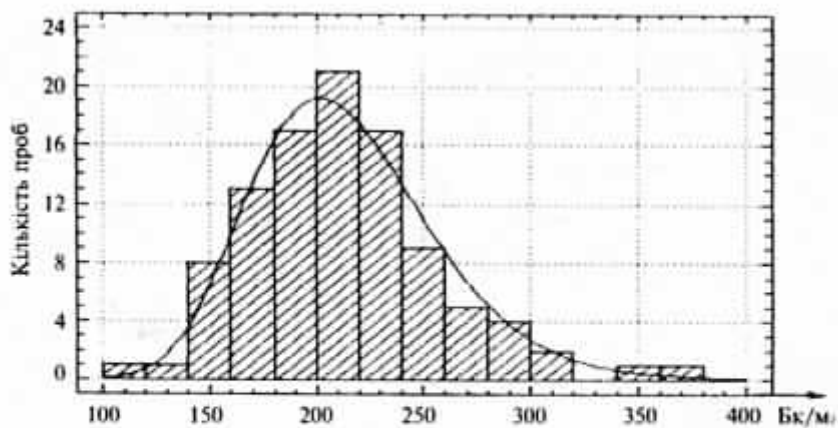


Рис. 2. Розподіл щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на ділянці 2.



горизонтах підстилки на експериментальних ділянках незалежно від загальної активності всієї підстилки досить добре узгоджується для обох ділянок. У верхньому горизонті підстилки він становить близько 1–2%, у ферментативному – близько 10%, а найбільший запас  $^{137}\text{Cs}$  (87 і 89%), відмічений в гумусному горизонті (табл. 3).

Таблиця 3. Розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  в шарах підстилки

Підстилка	Ділянка 1		Ділянка 2	
	КБк/кг	%	КБк/кг	%
Верхній шар	3.25	2	8.71	1
Середній шар	20.80	11	86.40	10
Нижній шар	162.72	87	754.0	89
Всього	186.77	100	849.11	100

Наведені дані свідчать, що в системі ґрунт + підстилка найбільша концентрація радіонуклідів спостерігається у верхньому (0–2 см) шарі ґрунту і нижньому шарі підстилки: 95–97% загального вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в системі (табл. 3). На глибині понад 10 см вміст радіоцезію не перевищує 0.1%. На обох ділянках шар гумусовий горизонт + 0–2 см ґрунту не перевищує 3 см і при тому, що товщина підстилки коливається від 2 до 5 см, означений шар може згоріти під час пожежі.

Для ділянки 1 основним елементом лісу є сосна звичайна. Вік насаджень становить 45 років. Підрахунок показав, що на 1 га вибраної ділянки приблизно 3500 дерев. Маючи середній діаметр стовбурів 15 см і довжину 13 м, повноту насаджень згідно з таксаційним описом – 0.8, та результати, отримані в роботі В. Молчановим [7] для бур'яну-зеленомошника, ми обчислили запас хвої та охвосних гілок на одному дереві для даного віку та типу насаджень: для хвої  $1,8 \pm 0,23$  кг, для гілок –  $0,4 \pm 0,07$  кг. Отже, на 1 га даного лісонасадження запас хвої та охвосних гілок становитиме  $7,7 \pm 1,05$  т/га. Кількість кори на середньому дереві згідно сортиментних таблиць для таксації лісу становить 7 кг, лубу 2.3 кг, об'єм стовбура без кори –  $0.13 \text{ м}^3$ . Об'ємна вага підстилки для даного типу насаджень за Н. П. Курбатьким [8] коливається від 36 до  $75 \text{ г/дм}^3$ . На  $1 \text{ м}^2$  лісового насадження даного типу вага підстилки коливається від 1,5 до 3,5 кг, в середньому по ділянці – близько 2,5 кг.

Для ділянки 2 основними елементами насадження є сосна звичайна (приблизно 30% насаджень) та сосна Банкса (приблизно 70% насаджень). Вік лісу 30 років, кількість дерев приблизно 5000 на 1 га. За загальною масою хвої та деревини обидві сосни мають приблизно однакове значення. Запас хвої та охвосних гілок на цій ділянці становить приблизно 7,5 т/га; кількість кори на середньому дереві – 6 кг, лубу – 2 кг, об'єм

стовбура без кори –  $0,1 \text{ м}^3$ . Об'ємна вага підстилки на ділянці 2 досягає від 30 до  $50 \text{ г/дм}^3$ , тобто на  $1 \text{ м}^2$  припадає близько 2 кг підстилки.

На основі отриманих даних та результатів гамма-спектрометрії елементів лісового фітоценозу (табл. 1) обчислюємо запас  $^{137}\text{Cs}$  в кожному елементі на кожній ділянці (табл. 4).

Таблиця 4. Запас  $^{137}\text{Cs}$  в елементах біоценозу

Елемент	Ділянка 1		Ділянка 2	
	МБк/га	%	МБк/га	%
Хвоя	45	1	117	0.5
Кора	74	2	130	0.3
Луб	14	<1	27	<0.5
Деревина	93	2	86	<0.5
Підстилка	4079	93	21609	98
Хмиз	41	1	68	<0.5
Шишки	9	<1	49	<0.5
Мох	49	1	–	<0.5
Всього у фітоценозі	4394	100	22086	100

Таким чином, середня щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на вибраних лісових ділянках становить: на ділянці 1 –  $1101 \pm 196 \text{ КБк/м}^2$ , а на ділянці 2 –  $2148 \pm 441 \text{ КБк/м}^2$ . Максимальний вміст  $^{137}\text{Cs}$  спостерігається в мінеральній частині ґрунту (в шарі 0–2 см). Найбільша кількість  $^{137}\text{Cs}$  – 87% і 89% (відповідно для ділянки 1 та ділянки 2) спостерігається в гумусному горизонті підстилки.

Загальний запас  $^{137}\text{Cs}$  в елементах біоценозу для ділянки 1 становить 4394 МБк/га, для ділянки 2 – 22086 МБк/га. Найбільше його в підстилці – 93% та 98% відповідно.

Отримані результати дозволяють оцінити можливий перерозподіл та вторинний перенос радіонуклідів під час пожеж певного типу на лісових масивах з урахуванням природно-кліматичних умов.

1. Кучма Н. Д. и др. Радиозкологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем зоны отчуждения. – Киев, 1994. (Препр / НПО «Припять»).

2. Кабашикова Г. И. Накопление радионуклидов в компонентах лесного фитоценоза // Радиобиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: Всесоюзная конференция, Минск, 1991 г. – Минск, 1991. – С. 16–17.

3. Абатуров Ю. Д., Абатуров А. В., Быков А. В. Состояние сосновых лесов в ближней зоне ЧАЭС // Биологические и радиологические аспекты последствий аварии на ЧАЭС. – М., 1990. – С. 16.

4. Федотов И. С. Распределение радионуклидов в элементах лесового фитоценоза 30-км зоны ЧАЭС // Чернобыль-88: докл. I Всесоюз. сов. по результатам ЛПА на ЧАЭС. – Чернобыль, 1989. – С. 117–120.

5. Иркиенко С. П. и др. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  основными лесообразующими породами Полесья Украины // Чернобыль-94: Тез. докл. – Зеленый Мыс, 1994. – С. 168.

6. Марташов В. З., Смирнов Е. Г. и др. Оценка содержания и поведения долгоживущих радионуклидов и состояния дикой природы в районе ЧАЭС // Чернобыль-92: докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – Зеленый Мыс, 1992, Т. 4, ч. 1. – С. 34–40.

7. Молчанов В. П. Определение запасов горючих материалов в пологе сосновых насаждений // Современные вопросы охраны лесов от пожаров и борьба с ними. – М., 1965. – С. 108–118.

8. Курбатский Н. П. Исследование количества и свойства лесных горючих материалов // Вопросы лесной пирологии. – Красноярск, 1970. – С. 5–58.

В результате проведенных работ на двух экспериментальных лесных участках оценен запас и распределение  $^{137}\text{Cs}$  в элементах биоценоза. Установлено, что больше всего  $^{137}\text{Cs}$  находится в лесной подстилке (около 95% общего запаса во всем биоценозе).

Полученные данные позволяют производить оценку перераспределения и вторичного переноса радионуклидов во время пожаров на лесных массивах с учетом природно-климатических условий.

Contents and distributions of  $^{137}\text{Cs}$  in the elements of a biocenosis were estimated during the experimental works carried out at the two forest sites. It was shown that  $^{137}\text{Cs}$  is mainly located in the forest litter (about 95% of the total amount in all biocenosis).

Obtained data allow us to assess the retention and secondary transfer of the radionuclides during the forest fires taking into account the climate conditions.

## СОЗДАНИЕ ОБЪЕМНОГО КОНТРОЛЬНОГО ОБРАЗЦА ДЛЯ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИИ НА ОСНОВЕ РАСТИТЕЛЬНОЙ ПРОДУКЦИИ

*А. А. Позняков, А. М. Семенютин*

При определении удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственной продукции и продуктах питания важное значение имеет гарантия получения достоверных результатов. Помимо обеспечения исправного состояния и правильной калибровки спектрометрической аппаратуры, необходимо периодическое подтверждение достоверности результатов, получаемых в промежуточных поверках. К искажению результатов могут привести случайные и систематические погрешности, обусловленные изменением параметров аппаратуры, фоновых показателей из-за загрязнения детектора и системы защиты, неполным соблюдением требований методики, недостаточной подготовкой оператора.

Одним из наиболее простых способов подтверждения достоверности результатов является периодическое воспроизведение активности контрольных образцов.

Требования к контрольным образцам заключаются в следующем. Радионуклиды в образцах должны быть равномерно распределены по объему и прочно связаны с веществом-носителем, не сепарироваться при механических, температурных и других воздействиях. Большинству из этих требований удовлетворяет водный раствор радионуклидов. Однако даже при его подкислении возможна частичная сорбция радионуклидов на поверхностях измерительных емкостей, что недопустимо.

Оптимальным образцом можно считать растительную продукцию, например зерно, куда радионуклиды попадают из загрязненной почвы в процессе развития культуры. Получить такой образец можно двумя путями: поиском продукции, выращенной на загрязненной в достаточной степени почве, либо целенаправленным ее выращиванием. Оба пути достаточно трудоемки, прежде всего потому что на загрязненных выше определенного уровня почвах сельское хозяйство не ведется; коэффициенты же перехода цезия из почвы в зерновые культуры невысоки. Поэтому наиболее вероятным способом получения контрольного образца должно быть, по-видимому, искусственное наполнение радионуклидами носителя с помощью специальной технологии [1].

В соответствии с технологией приготовления контрольного образца  $^{137}\text{Cs}$  искусственно вносился в зерно злаковых культур из насыщенного раствора. Процесс должен происходить в оптимальных условиях с тем, чтобы радионуклид распределился по всему объему, а не по поверхности зерен; зерно не проросло (во избежание потерь активности, не пропорциональных массе при эксплуатации); коэффициент накопления достиг максимума; стал возможным прогноз величины удельной активности радионуклида в источнике; по возможности уменьшились затраты времени и труда.

Для решения поставленных задач был спланирован и проведен неполный факторный эксперимент [2-4] на полуреплике с небольшими навесками зерна яровой и озимой пшеницы (см. таблицу) с учетом четырех двухуровневых факторов: А – временной (погружение в раствор на 7 и 29 ч); В – кислотность 1- и 5%-го растворов (предполагалось влияние этого фактора на поверхностную сорбцию цезия) соляной кислоты; С – объем раствора (20 и 40 мл на 32-граммовые навески зерна) при одинаковой удельной активности; D – исходное состояние зерна (сухое или набухшее после предварительного замачивания в воде на одни сутки). Символом «ave» обозначено среднее влияние всех факторов. Эффект обработки зерна оценивался по соотно-

шению, выраженному в процентах, активности зерна и активности раствора (знаки «+» и «-» указывают на положительное и отрицательное влияние).

Активность зерна по отношению к активности раствора, %

Образец	Факторы + их сочетание							
	ave + ABCD	A + BCD	B + ACD	AB + CD	C + ABC	AC + BD	BC + AD	D + ABC
Озимая пшеница	+8.7	+6.5	-0.18	-1.8	-4.3	-0.7	+2.3	+6.7
Яровая пшеница	+7.3	+3.6	-3.1	-4.8	-7.3	-3.6	-0.6	+3.8

Накопление цезия всем объемом зерна наиболее интенсивно при включении биохимических и физиологических процессов в зерне в ходе развития. Однако при этом зерно прорастает, что приводит к нарушению кондиции образца. При замедлении указанных процессов, например, при полном погружении зерна в раствор, насыщение будет происходить преимущественно лишь за счет физико-химической сорбции, а степень объемного накопления радионуклида при этом будет крайне недостаточной. Чтобы сохранить зерно непроросшим и обеспечить интенсивное и равномерное его насыщение, необходимо создать и поддерживать искусственно при постоянном визуальном контроле условия, при которых оно будет развиваться, но не прорасти. Существенно ускорить процесс насыщения позволяет предварительное увлажнение зерна. После насыщения по объему важно было максимально уменьшить активность цезия, сорбированного на поверхности зерна. Для этого все навески зерна после эксперимента были дважды обработаны в течение 2,5 ч раствором соляной кислоты (рН 2.0), что приводило к гибели зерна и уменьшению шелушения.

В рамках проведенных исследований нельзя решать задачи оптимизации, допустимо оперировать лишь отмеченными в экспериментах уровнями факторов: верхним – факторы времени и состояния, нижним – кислотность и объем. По прогнозу, в этих условиях коэффициент накопления зерном цезия из раствора составляет 10–15% с учетом последующего кислотного смыва. Доля сорбированного на поверхности зерна радионуклида в этих условиях минимальна (по сравнению с другими вариантами условий меньше в 1.5–2.5 раза) и составляет 35%, а обработка раствором кислоты способствует практически полному его смыву.

Обработанная технология была применена для изготовления в качестве источника излучения с прогнозируемым содержанием цезия достаточно большой навески (объемом около 8 л)

зерна ржи. При этом велся периодический спектрометрический и систематический визуальный контроль за степенью насыщения и физическим состоянием зерна, что позволило добиться необходимого качества источника. Проверка в 1995 г. образца, приготовленного в 1993 г., показала неизменность его кондиции и величины активности  $^{137}\text{Cs}$ .

Таким образом, для изготовления объемного источника цезия на основе зерна сельскохозяйственных культур необходим подбор оптимальных условий внесения радионуклида для каждого вида, а, может быть, и сорта культур в процессе эксперимента. Поскольку параметры процесса поступления радионуклида из раствора не являются строго контролируруемыми, величина удельной активности должна отслеживаться по результатам гамма-спектрометрического анализа.

1. Ю. И. Брегадзе, Э. К. Степанов, В. П. Ярына. Прикладная метрология ионизирующих излучений. – М.: Энергоатомиздат, 1990.
2. С. М. Ермаков, А. А. Жигаловский. Математическая теория оптимального эксперимента. – М.: Наука, 1987.
3. В. В. Налимов. Теория эксперимента. – М.: Наука, 1971.
4. Д. Финни. Введение в теорию планирования эксперимента. – М.: Наука, 1970.

Одним з методів гарантії якості результатів радіологічного контролю є періодичне відтворення активності контрольних зразків радіометричною апаратурою. В роботі вивчена можливість приготування контрольного зразка методом насичення зерна злакових культур з розчину радіонукліду. В ході роботи були вирішені питання поєднання суперечних вимог максимального рівномірного насичення з початком вегетації зерна рослини та втрати його кондиції в процесі проростання. Досліджувався вплив чотирьох факторів: час насичення, кислотність, об'єм розчину та фізіологічний стан зерна. Додаткова процедура зняття радіонукліду, сорбованого на поверхні зерна шляхом травлення в кислоту, дозволила зафіксувати активність, набрану всім об'ємом зерна, та зупинити процес його розвитку. На основі відпрацьованої технології виготовлено контрольний зразок великого об'єму, незмінність основних показників якого була підтверджена після тривалого зберігання та використання.

One of the methods of guarantee of the of radiological control analysis quality is the periodic render of the control samples activity by radiometric apparatuses. Possibility of the control sample preparation by the metod of cereal grain saturation from radionuclide solution was studied. Through the study problems of the compatibility of conflicting demands of the maximum evenly saturation and the beginning of plant grain vegetation with loss of its condition during germination were solved. Four factors action was under investigation: time of saturation, acidity, volume of solution and physiological stage of grain. Supplementary procedure of the adsorbed radionuclide removal from the grain surface by acid etching has allowed to settle only activity absorbed in total grain volume and stop its development. The control sample was made by means of the elaborated technique. The stability of its main characteristics after long storage and utilisation was confirmed.

## АНОМАЛИИ АЭРОИОННОГО КЛИМАТА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*Б. С. Пристер, А. С. Соболев, М. А. Чмырев, П. П. Голокоз,  
А. В. Коваленко, Н. Ф. Коломиец*

Основным источником образования аэроионов в природе является ионизирующая радиация [1, 2]. Возможно предположить, что при загрязнении окружающей среды искусственными радионуклидами произойдет деформация аэроионного климата и, следовательно, нарушатся условия жизнеобитания человека и животных. Изменение плотности ионизации воздуха можно отнести к вторичному действию радиоактивных веществ на организм животных.

В естественных условиях живые организмы находятся под воздействием аэроионов обеих полярностей, причем положительных ионов обычно на 10–20% больше, чем отрицательных. Это, по-видимому, связано с отрицательным потенциалом земли и, как следствие, направленным дрейфом положительных аэроионов к земле, а отрицательных – от земли. Для целенаправленного воздействия на живые организмы используются генераторы аэроионов необходимой полярности и подвижности.

С учетом огромного влияния аэроионов на организм человека и животных [1–4] была поставлена задача: проследить за деформацией аэроионного климата под воздействием радиоактивных веществ, загрязнивших окружающую среду вследствие аварии на ЧАЭС.

При воссоздании полной картины деформации аэроионного климата обычно пользуются специальными дифференциальными счетчиками (спектрометрами) аэроионов. Однако, учитывая поисковый характер исследований, можно применять более простой, но достаточно точный универсальный переносной счетчик аэроионов УТ-7905 (Эстонский университет, 1980). Данный прибор предназначен для измерения и непрерывной регистрации условной концентрации аэроионов. Прибор имеет 50 номиналов предельной подвижности ( $K_0$ ) от 8 до  $0.0001 \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$  и 35 диапазонов условной концентрации ионов  $P(K_0)$  от 100 до  $3 \cdot 10^9$  электрических зарядов в  $1 \text{ см}^3$ . Прибором с такой чувствительностью можно измерять как слабую естественную ионизацию воздуха, так и концентрацию аэроионов вблизи мощных искусственных ионизаторов. Условные концентрации аэроионов  $P(K_0)$  принимались за истинные с подвижностью выше  $K_0$ , т. е.:

$$n(K_0) \cong P(K_0) .$$

Измерения проводились на высоте 1 м над поверхностью земли. Технические условия измерений (соединительные кабели, заземляющее устройство и электростанция АБ-2-0/230) не менялись в течение всего периода исследований.

Сравнительная оценка пунктов постоянного контроля по интенсивности гамма-излучения производилась радиометром СРП-68-01. Относительная влажность воздуха определялась гигрометром психрометрическим ВИТ-2.

Метрологический анализ условий измерения концентрации аэроионов показал, что при числе измерений одной величины  $n = 10$  с доверительной вероятностью 0,95 ошибка определяется характеристиками прибора и не превышает 20%.

Измерения аэроионного климата проводились в радиоактивно загрязненных районах Киевской области – Иванковском, Полесском и Чернобыльском, а также в «чистых» районах Черниговской области – Прилуцком и Ичнянском. Все районы находятся на одной широте и имеют одинаковые природно-климатические условия. Выбор пунктов постоянного контроля обусловлен результатами спектрального анализа загрязнений, интенсивности гамма-излучения и концентрации аэроионов различной полярности.

Концентрация аэроионов измерялась при двух предельных значениях подвижности:

$$K_{01} = 0.32 \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с} \text{ и } K_{02} = 0.32 \cdot 10^{-3} \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}.$$

Такое ограничение предельной подвижности обусловлено техническими особенностями прибора и литературными данными [5].

В табл. 1 представлены результаты измерений концентрации аэроионов в «чистых» зонах.

Таблица 1. Концентрация ионов в воздухе помещений, находящихся на «чистых» территориях, эл. зарядов/см<sup>3</sup>

Пункт контроля	Дата и время измерения	P(K <sub>0</sub> )	K <sub>01</sub> =0.32 см <sup>2</sup> /В·с		K <sub>02</sub> =0.32·10 <sup>-3</sup> см <sup>2</sup> /В·с	
			Концентрация	$\frac{P^+ - P^-}{P^-}$ , %	Концентрация	$\frac{P^+ - P^-}{P^-}$ , %
Ичнянский р-н	10.09.95, 16 ч 45 м	$\frac{P^+}{P^-}$	$1.40 \cdot 10^3$ $1.20 \cdot 10^3$	16.0	$8.25 \cdot 10^3$ $8.25 \cdot 10^3$	0.0
г. Киев, просп. Науки	19.10.95, 15 ч 00 м	$\frac{P^+}{P^-}$	$1.97 \cdot 10^3$ $1.57 \cdot 10^3$	25.0	$1.70 \cdot 10^4$ $1.45 \cdot 10^4$	17.0



Поскольку превышение концентрации положительных аэроионов над концентрацией отрицательных лежит в пределах ошибки измерений, можно говорить лишь о тенденции некоторого превышения концентрации положительных над концентрацией отрицательных ионов в «чистой» зоне [5, 6], где эта разница оценивается 10–20%. Здесь и далее  $P_{cp}(K_0)$  – это среднее арифметическое результатов 10 измерений величины условной концентрации аэроионов с подвижностью  $K_0$ .

В табл. 2 представлены результаты измерения концентрации аэроионов в одном пункте контроля (с. Рудня-Тальская Ивановского района) в разное время года, но в одно время суток.

Таблица 2. Концентрация положительных ионов в воздухе в с. Рудня-Тальская, эл. зарядов/см<sup>3</sup>

Время года*	$K_{01}=0.32 \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$	$K_{02}=0.32 \cdot 10^{-3} \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$	Гамма-фон, мкР/ч
Лето, 01.06.95	$1.50 \cdot 10^3$	$1.25 \cdot 10^4$	30–35
Осень, 11.10.95	$0.50 \cdot 10^3$	$1.30 \cdot 10^4$	30–35

\*В одно и то же время суток.

Эти результаты подтверждают известный факт, что легких аэроионов летом больше, чем зимой. В то же время постоянство концентрации тяжелых аэроионов (а это, по существу, сумма концентраций тяжелых и легких аэроионов) говорит о том, что вероятный механизм годичных колебаний концентрации – коагуляция легких аэроионов с их превращением в тяжелые. Кроме этого, летом наблюдается превышение концентрации легких положительных ионов над концентрацией отрицательных на 88%, а осенью – тяжелых на 61%, из чего можно сделать предварительный вывод, что аномалии соотношения аэроионов более опасны для живых организмов в холодное время года.

Из табл. 3 видно, что в одном и том же пункте постоянного контроля преобладание концентрации положительных аэроионов иногда может и не наблюдаться, видимо, потому, что в механизме образования такого рода аномалий задействованы и погодные условия.

Концентрация аэроионов изменяется и в течение суток. Например, в пгт Полесское в марте 1995 г. наблюдалось снижение концентрации легких положительных аэроионов с  $2.6 \cdot 10^4$  эл. зарядов/см<sup>3</sup> в 9 ч утра до  $0.8 \cdot 10^4$  эл. зарядов/см<sup>3</sup> к 12 ч, а тяжелых положительных – с  $7.5 \cdot 10^4$  до  $4.3 \cdot 10^4$ .

Таблица 3. Концентрация аэроионов в некоторых пунктах контроля по сезонам года, эл. зарядов/см<sup>3</sup>

Пункт контроля; гамма-фон, мкР/ч	Дата изме- рения	$K_{01}=0.32 \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$			$K_{02}=0.32 \cdot 10^{-3} \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$		
		$P^+(K_0)$	$P^-(K_0)$	$P^+ - P^-$	$P^+(K_0)$	$P^-(K_0)$	$P^+ - P^-$
с. Рудня-Тальская, Иванковский р-н; 30-35	17.03	$1.6 \cdot 10^4$	$7.6 \cdot 10^3$	10	$1.1 \cdot 10^5$	$8.1 \cdot 10^4$	37
	01.06	$2.1 \cdot 10^3$	$1.2 \cdot 10^3$	88	$1.3 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^4$	10
	30.08	$0.6 \cdot 10^3$	$0.5 \cdot 10^3$	24	$1.7 \cdot 10^4$	$1.0 \cdot 10^4$	61
	28.09	$2.0 \cdot 10^3$	$1.6 \cdot 10^3$	22	$1.2 \cdot 10^4$	$0.5 \cdot 10^4$	42
	17.10	$1.9 \cdot 10^3$	$1.6 \cdot 10^3$	23	$2.0 \cdot 10^4$	$1.4 \cdot 10^4$	45
г. Чернобыль*; 22-25	28.09	$2.7 \cdot 10^3$	$1.2 \cdot 10^3$	115	...	...	...
	—	$1.8 \cdot 10^3$	$1.2 \cdot 10^3$	48	$5.5 \cdot 10^3$	$3.7 \cdot 10^3$	42
с. Рудня-Ильине- цкая, 30-километро- вая зона; 22-25	01.06	$2.2 \cdot 10^3$	$1.5 \cdot 10^3$	42	$1.8 \cdot 10^4$	$1.3 \cdot 10^4$	36
	30.08	$1.4 \cdot 10^3$	$1.2 \cdot 10^3$	17	$1.7 \cdot 10^4$	$0.9 \cdot 10^4$	98
	27.09	$1.7 \cdot 10^3$	$1.7 \cdot 10^3$	...	$1.7 \cdot 10^4$	$0.8 \cdot 10^4$	100
	17.10	$2.4 \cdot 10^3$	$2.0 \cdot 10^3$	24	$1.7 \cdot 10^4$	$1.5 \cdot 10^4$	15

\*Измерения проведены в помещении с открытым и закрытым окном

Наблюдались суточные изменения концентрации как легких, так и тяжелых аэроионов, поэтому можно предположить, что в этом случае над коагуляцией преобладают другие механизмы (например, ионизация и уравнивающая этот процесс рекомбинация ионов).

В табл. 4 приведены результаты исследований в двух наиболее загрязненных пунктах постоянного контроля (пгт Полесское и с. Диброва). Исходя из данных таблицы, можно сделать вывод, что с увеличением интенсивности гамма-излучения загрязнений наблюдается рост концентрации только легких аэроионов, для тяжелых же возможна даже обратная зависимость.

Таблица 4. Концентрация аэроионов в зависимости от интенсивности гамма-излучения, эл. зарядов/см<sup>3</sup>

Пункт контро- ля; гамма-фон, мР/ч	Дата изме- рения	$K_{01}=0.32 \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$			$K_{02}=0.32 \cdot 10^{-3} \text{ см}^2/\text{В}\cdot\text{с}$		
		$P^+(K_0)$	$P^-(K_0)$	$P^+ - P^-$	$P^+(K_0)$	$P^-(K_0)$	$P^+ - P^-$
пгт Полесское; 190-200	27.09*	$2.0 \cdot 10^3$	$1.4 \cdot 10^3$	45	$1.2 \cdot 10^7$	$1.1 \cdot 10^7$	4
	17.10**	$3.4 \cdot 10^3$	$2.8 \cdot 10^3$	18	$2.3 \cdot 10^5$	$2.1 \cdot 10^5$	19
	17.10	$2.9 \cdot 10^3$	$2.3 \cdot 10^3$	22	$1.9 \cdot 10^4$	$2.2 \cdot 10^4$	-12
с. Диброва; 1.3-1.5	27.09	$5.2 \cdot 10^3$	$4.5 \cdot 10^3$	15	$2.0 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^4$	26
	17.10	$5.0 \cdot 10^3$	$5.3 \cdot 10^4$	-6	...	...	...

\*пер. Жовтневый

\*\*Физиологический двор опытного хозяйства «Радиоэколог»

По данным табл. 3 и 4 можно сделать вывод о наличии локализованных в пространстве (расстояние между точками контроля в пгт Полесское порядка 2 км) областей с аномально высокой концентрацией аэроионов.

Таким образом, в аэроионном климате радиоактивно загрязненных территорий наблюдаются аномалии двух типов:

1) высокая концентрация, в основном, тяжелых аэроионов; такие аномалии пространственно локализованы;

2) значительное (до 150%) превышение концентрации положительных аэроионов над концентрацией отрицательных.

Однако данных, полученных в настоящее время, недостаточно, чтобы судить о пространственном распределении такого рода аномалий, а тем более о динамике временных пространственных изменений аномалий обоих типов. Как видно из приведенных результатов, эти аномалии могут быть пространственно совмещены. Наблюдаемая для сильно загрязненных участков прямая зависимость концентрации аэроионов от интенсивности гамма-излучения в диапазоне 10 мкР/ч–3 мР/ч не подтверждается, а для тяжелых аэроионов в аномальных точках может быть даже обратная зависимость, что указывает на присутствие более эффективных механизмов аэроионизации, например, ударного.

Поэтому необходимо более детальное изучение нуклидного состава загрязнений в целях выявления наличия радиоактивных бета-излучателей, таких как тритий, прометий-147, стронций-90.

Хотя механизм образования аномалий пока не поддается объяснению, наличие их на загрязненной территории и отсутствие (по результатам исследований на сегодняшний день) в «чистых» районах говорят о том, что первопричина аномалий аэроионного климата – радиоактивное загрязнение. Это косвенно подтверждают и анализы проб грунта, дернины и растительности в районе аномалий, где обнаружена повышенная концентрация бета- и гамма-излучающего  $^{137}\text{Cs}$ .

Выяснение механизма образования такого рода аномалий в аэроионном климате загрязненных территорий может существенным образом изменить подходы и критерии определения допустимых дозовых нагрузок для людей и животных.

1. Чижевский А. Л. Аэроионификация в народном хозяйстве. – М.: Стройиздат, 1989. – 485 с.

2. Лившиц М. Н. Аэроионификация. Практическое применение. – М.: Стройиздат, 1990.

3. Волков Г. К. Аэроионизация в животноводстве и ветеринарии. – М.: Колос, 1969. – 92 с.

4. Чернявский Е. А. Физико-химическая концепция атмосферной ионизации и баллоэлектрического эффекта при гидроаэроионизации // Аэроионизация и гидроаэроионизация в медицине: Мат. Всесоюз. конф., 25–29 мая 1960 г. – Ташкент: Медгиз УзССР, 1962. – С. 17–29.

5. Милх А. А. Ионизация воздуха и ее гигиеническое значение. – М., 1963.

6. Имянитов И. М. Приборы и методы для изучения электричества атмосфер. – М., 1957.

Радиоактивні речовини аварійного викиду Чорнобильської АЕС є джерелом підвищеної іонізації повітряного середовища. В дослідженнях вивчали деформації і аномалії аероіонного клімату територій, які по-різному були забруднені радіонуклідами.

У повітряному середовищі забруднених територій спостерігали аномально високу концентрацію аероіонів, особливо важких, та аномальне перевищення концентрації позитивних іонів над негативними. Аномалії обох типів можуть бути суміщені і локалізовані у просторі. Відмічено добові зміни концентрації легких та важких аероіонів, що свідчить про існування різних механізмів іонізації.

Не підтверджується прямий взаємозв'язок гамма-випромінювання в діапазоні 10 мкР/год–3 мР/год та концентрації аероіонів. Вивчали зв'язок рівнів аероіонізації з нуклідним складом, елементним розподілом та щільністю забруднень.

Природа утворення аномалій поки що не встановлена. Але наявність аномалій аероіонного клімату в забруднених районах та відсутність їх у чистих свідчить про те, що основною причиною іонного збурення повітряного середовища є радиоактивне забруднення.

Radioactive material of Chernobyl NPP accidental release is the source of increased ionization of air. The purpose of the research was to investigate the deformations and anomalies of aeroion climate for the territories contaminated with radionuclides to a different extent.

Abnormally high concentration of aeroions, especially heavy ones, and increased concentration of positive ions as compared to the negative ones was observed in the air media of contaminated territories. Anomalies of both types are localised in the space and can be combined.

Daily changes of the concentration of light and heavy aeroions which testifies to the existence of various ionization mechanisms were recorded. The direct connection of gamma-irradiation within the range 10 mcR/h–3 mR/h and the concentration of aeroions was not confirmed. Interconnection of aeroionization levels and nuclides composition, elements distribution and contamination density was investigated.

Nature of anomalies formation is not clarified yet. But the presence of anomalies of aeroion climate in contaminated districts and absence of it in clean areas demonstrates that radioactive contamination is the main reason of increased ionisation of air media.

# Раздел II. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВЕДЕНИЯ РАСТЕНИЕВОДСТВА

## НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ НАУЧНОГО СОПРОВОЖДЕНИЯ ВЕДЕНИЯ РАСТЕНИЕВОДСТВА НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ

*П. Ф. Бондарь*

В процессе разработки рекомендаций по ведению растениеводства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, выполнялись научные исследования с целью решения комплекса задач по оценке и улучшению радиологической обстановки на сельскохозяйственных угодьях.

### 1. Оценка радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях

а). *Оценка плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий.* В связи с большой пестротой уровней загрязнения полей в пределах хозяйства и даже поля потребовалось сплошное радиобиологическое обследование каждого поля, каждого пастбища. Решить эту задачу в короткие сроки и с надлежащей достоверностью путем спектрометрических измерений было не реально из-за необходимости отбора огромного количества проб.

В институте была разработана методика оценки уровней загрязнения полей на основе данных наземной гамма-съемки [1, 2], по которой (с привлечением радиологических отделов ОПИСХ) за 3 мес. в 1989 г. было проведено сплошное обследование сельхозугодий наиболее загрязненных районов Киевской, Житомирской, Черниговской, Ривненской и Черкасской областей. Были составлены картограммы загрязнения полей в каждом хозяйстве, что позволило наиболее загрязненные земли вывести из сельскохозяйственного производства, а оставшиеся использовать с учетом реальной радиационной обстановки. Внедрение методики позволило решить задачу в короткие сроки с высоким качеством и значительным экономическим эффектом.

б). *Оценка радионуклидного состава выпадений на загрязненной территории.* Для оценки возможных уровней загрязнения урожая были также необходимы сведения о радионуклидном составе выпадений и его изменении по территории. Исследования показали, что изменения радионуклидного состава выпадений значительно меньше, чем изменения плотности загрязнения почвы. Одинаковым радионуклидным составом выпадений характеризуются большие территории (административные ра-

ионы) [2]. Радионуклидный состав выпадений учитывался при радиологическом обследовании сельхозугодий.

в). *Оценка относительной биологической доступности (ОБД) радиоцезия в выпадениях на разных направлениях и расстояниях от ЧАЭС.* Решение этой задачи было необходимо по двум причинам. Первая – уровни загрязнения продукции растениеводства зависят не только от плотности загрязнения почвы, но и от биологической доступности радионуклида в почвах, которая в значительной степени может зависеть от биологической доступности радионуклида в самих выпадениях. Вторая – информация о биологической доступности радионуклида в выпадениях в данный момент позволяет оценить возможность изменения (увеличения) уровней загрязнения урожая в будущем. Исследования показали, что уже в 1988–1989 гг. биологическая доступность радиоцезия в выпадениях была сопоставима с биологической доступностью радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме (радиоцезий в водном растворе биологически доступен на 100%), ОБД радиоцезия в 30-километровой зоне составила 63%, за ее пределами – в среднем 73% [3]. В 1992 г. биологическая доступность радиоцезия в выпадениях относительно биологической доступности радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме, составила в пределах 30-километровой зоны 87%, за ее пределами – 92% [4]. Отсюда следует, что уровни загрязнения продукции растениеводства определяются и будут определяться в дальнейшем плотностью загрязнения и агрохимическими свойствами почв, биологическими особенностями культур, а также изменениями погодных условий по годам и практически не будут зависеть от изменения ОБД радиоцезия в самих выпадениях.

г). *Оценка уровней загрязнения урожая в зависимости от биологических особенностей сельскохозяйственных культур.* В одних и тех же почвенно-климатических условиях и при одной и той же плотности загрязнения почвы уровни радиоактивного загрязнения урожая разных культур различны. Однако на момент аварии не были изучены количественные характеристики уровней загрязнения радиоцезием урожая наиболее распространенных культур. А в почвенно-климатических условиях Полесья такие исследования вообще не проводились. В связи с этим были выполнены исследования на опытном поле УкрНИИСХР, расположенном на загрязненной территории в зоне отселения Полесского района Киевской области. В реальных почвенно-климатических условиях при реальном радиоактивном загрязнении почвы были получены количественные характеристики уровней загрязнения урожая зерновых и зернобобовых, овощных культур и картофеля, некоторых технических и кормовых культур. Всего было изучено 60 культур и 40 сортов [5, 6]. Установлено, что меньшими уровнями накопления радиоцезия в урожае характеризуются зерновые культуры (кроме овса и

гречихи). При выращивании этих культур на почвах с плотностью загрязнения до  $15 \text{ Ки/км}^2$  накопление радиоцезия в урожае не будет превышать ВДУ-91.

Более высокими уровнями загрязнения урожая характеризуются овес, гречиха и зернобобовые культуры: в среднем на порядок выше, чем зерновых. Особенно высоким уровнем накопления радиоцезия в зерне отличается люпин. Коэффициент перехода радионуклида в зерно люпина превышал минимальное значение  $K_p$  для зерновых в 65–96 раз. Исходя из установленных максимальных уровней загрязнения урожая в разные годы, предельно-допустимые уровни загрязнения почвы составляют: для овса —  $10 \text{ Ки/км}^2$ , гречихи и зернобобовых (кроме люпина) —  $6\text{--}8 \text{ Ки/км}^2$ . Накопление радиоцезия в зерне люпина в количестве  $370 \text{ Бк/кг}$  может наблюдаться при плотности загрязнения почвы  $1\text{--}2 \text{ Ки/км}^2$ .

Уровни загрязнения урожая овощных культур различаются в 20 раз. Однако в целом овощные культуры и картофель характеризуются низким накоплением радиоцезия в урожае и могут выращиваться при плотности загрязнения почвы до  $15 \text{ Ки/км}^2$ .

Сравнительно невысокими уровнями загрязнения характеризуются такие технические культуры, как лен (зерно и соломка), сахарная свекла, в несколько больших количествах накапливается радиоцезий в семенах подсолнечника и редьки масличной. Однако все эти культуры могут выращиваться при плотности загрязнения почвы до  $15 \text{ Ки/км}^2$ . Полученная информация необходима для правильного размещения культур на загрязненных сельхозугодьях.

д). *Уровни загрязнения продукции на приусадебных участках.* Определялся уровень загрязнения урожая сельскохозяйственных культур, выращенных на приусадебных участках населенных пунктов Полесское, Грезля, Жовтневе Полесского района Киевской области, расположенных на западном следе, при плотности загрязнения почвы от 5 до  $70 \text{ Ки/км}^2$ . Установлено, что при одной и той же плотности загрязнения почвы он в 5–10 раз ниже по сравнению с продукцией, выращенной в условиях полевых опытов [5]. Этот факт можно объяснить более высокой окультуренностью почв на приусадебных участках по сравнению с почвами полей полевого севооборота.

Уровни загрязнения урожая всех культур на приусадебных участках были ниже и значительно ниже ВДУ. При средней плотности загрязнения их почвы  $45 \text{ Ки/км}^2$  среднее содержание радиоцезия в продукции растениеводства составило  $50 \text{ Бк/кг}$ , или 8,3% ВДУ ( $600 \text{ Бк/кг}$ ).

**2. Изучение эффективности мероприятий, направленных на снижение уровней загрязнения продукции.**

В 1986–1987 гг. практически на всех сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, было проведено известкование почв. В связи с этим возникла задача раз-

работки мероприятий по дополнительному снижению уровней загрязнения урожая на уже известкованных почвах с помощью удобрений и других мелиорантов.

а). *Влияние дополнительного внесения мелиорантов в известкованную почву на накопление радиоцезия в урожае.* В 1987 г. в известкованную почву дополнительно вносились известь, цеолит, гумат натрия, доломитовая мука. При выращивании разных культур в первые пять лет не наблюдалось дополнительного снижения уровней загрязнения урожая. В последние годы получена информация о том, что при дополнительном внесении мелиорантов со временем снижается отрицательное влияние азота [7]. Однако при своевременном периодическом известковании почв дополнительное внесение мелиорантов неэффективно.

б). *Влияние разных видов удобрений на накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур.* По результатам проведенных исследований, применение одних азотных удобрений в дозе 120 кг/га приводит к увеличению накопления радиоцезия в урожае в 1,5–2 раза. Фосфорные удобрения в той же дозе практически не оказывали влияния на накопление радионуклида в урожае. Калийные удобрения в дозе 120 кг/га способствовали снижению уровней загрязнения урожая всех культур почти в 2 раза. При совместном применении азотных и калийных удобрений, а также полного минерального удобрения в ряде случаев не наблюдалось снижение уровней загрязнения урожая по сравнению с контрольным вариантом [5,7]. Этот факт можно объяснить тем, что при совместном применении азотных и калийных удобрений положительное влияние калия нивелируется отрицательным влиянием азота.

в). *Изучение эффективности разных доз калийных удобрений и оптимальных соотношений между калием и азотом в удобрениях.* Одним из факторов, определяющих уровень накопления в растениях радиоцезия из разных почв, является соотношение доступных форм радионуклида и калия в этих почвах [8]. Основным механизмом положительного влияния калийных удобрений на накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур (снижения его уровня) является изменение соотношения между доступными формами цезия и калия путем увеличения содержания в почвах калия. Эффективность одной и той же дозы калийного удобрения на разных почвах различна. Чем ниже содержание обменного калия в почве, тем выше эффективность данной дозы удобрений.

На одной и той же почве изменение эффективности разных доз калийных удобрений носит криволинейный гиперболический характер, при этом приращение эффективности каждой последующей дозы удобрений снижается. И теоретически,



и экспериментально установлено, что максимальное практически значимое снижение уровней загрязнения урожая на почвах с содержанием обменного калия до 10 мг/100г достигается при дозах калийного удобрения, равных 300–400 кг/га. При содержании в почвах калия выше 10 мг/100г эффективность калийных удобрений резко снижается [9].

При совместном применении калия и высоких доз азота эффективность калийных удобрений резко снижается. Установлено, что для зерновых культур в составе полного минерального удобрения доза калия должна быть в 2–2,5 раза выше дозы азота. Для бобовых культур отрицательное влияние азота проявляется в меньшей степени.

Увеличение дозы калия или применение фосфорно-калийных удобрений приводило к снижению уровня загрязнения урожая овощных культур в 2 раза. При выращивании овощных культур наибольший эффект получен в результате совместного применения минеральных удобрений и навоза.

г). *Накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от агрохимических свойств почв.* В Полесье преобладают в основном легкие дерново-подзолистые почвы. В то же время большая часть территории Украины представлена черноземами, серыми лесными и другими почвами, значительно различающимися по агрохимическим свойствам. Проведение исследований на этих почвах в естественных условиях затруднено из-за низких уровней их загрязнения. Для изучения количественных характеристик и закономерностей загрязнения урожая в зависимости от агрохимических свойств почв были завезены почвы из 10 областей Украины. Анализ показал, что уровни загрязнения урожая в зависимости от агрохимических свойств почв различаются по стронцию и цезию в 50–100 раз. При этом максимальный переход радионуклидов в урожай наблюдается на дерново-подзолистых почвах Полесья.

Таким образом, организация ведения растениеводства на загрязненной территории с учетом плотности загрязнения каждого поля, радионуклидного состава выпадений, агрохимических свойств почв, биологических особенностей растений при правильном применении удобрений и мелиорантов позволяет в значительной степени снизить уровень загрязнения продукции [10].

1. Лоцилов Н. А., Пристер Б. С., Бондарь П. Ф. и др. Экспресс-методика оценки плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий радиоактивными изотопами цезия по данным гамма-съемки на местности с учетом радионуклидного состава выпадений и распределения радионуклидов по профилю почвы. — К., 1989.

2. Лоцилов Н. А., Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А. Научно-экспериментальное обоснование экспресс-методики оценки загрязнения сельскохозяйственных

угодий радиоактивными изотопами цезия // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1991. – С. 15.

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 радионуклидному загрязнению // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1991. – С. 74.

4. Бондарь П. Ф., Лощилов Н. А., Озорнов А. Г. Динамика относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1993. – Вып. 3. – С. 93.

5. Бондарь П. Ф., Лощилов Н. А., Дутов А. И. и др. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1991. – Вып. 1. – С. 88.

6. Бондарь П. Ф., Лощилов Н. А., Терещенко Н. Р., Масло А. В. Накопление цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур на дерново-подзолистой супесчаной почве Полесья Украины // Агротехника. – 1994. – № 5. – С. 74.

7. Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Параметры перехода радиоцезия в урожай овса на производственной почве в зависимости от применения минеральных удобрений и химических мелиорантов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1992. – Вып. 2. – С. 125.

8. Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Влияние различных доз калийных удобрений на поступление цезия-137 в урожай овса // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1992. – Вып. 2. – С. 121.

9. Бондарь П. Ф. Оценка эффективности калийных удобрений как средства снижения загрязнения урожая радиоцезием // Агротехника. – 1994. – № 1. – С. 76.

10. Рекомендації по веденню сільського і лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення території України в результаті аварії на Чорнобильській АЕС на період 1994-1995 роки / Під ред. Лощилова М. О., Прістера Б. С., Ляшенка С. О. – Київ, 1994. – 180 с.

В процесі організації ведення рослинництва на забрудненій території вирішувались такі наукові питання: розробка і впровадження методики суцільного радіологічного обстеження кожного поля, пасовища, сінокошу шляхом надземної гамма-зйомки; оцінка радіонуклідного складу випадів на забрудненій території; оцінка біологічної доступності радіоцезію у випадках в різних напрямках і відстанях від ЧАЕС; кількісна характеристика рівнів забруднення урожаю в залежності від біологічних особливостей культур та агрохімічних властивостей ґрунтів; оцінка рівнів забруднення продукції рослинництва на присадибних ділянках; розробка контрзаходів, які знижують рівні забруднення врожаю. Коротко викладаються методи проведення досліджень та їх результати.

During the plant-growing process organization on contaminated territories the following problems were elaborated: working out and implementation of the methodically compact radiological survey on each field, pasture, hay-land by means of gamma-survey; estimation of the radionuclide composition of fall-outs on the contaminated territory, assesment of the biological availability of radiocesium in fall-outs in different directions and distances from ChNPP, quantitative characteristic of yield contamination depending on biological peculiarities of crops and agrochemical properties of soils, assesment of the contamination of plants products in private farms, elaboration of countermeasures reducing levels of the yield contamination. Methods of experiment and results are described shortly.

# ТЕОРЕТИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ МЕТОДИК ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ РАЗНЫХ ФАКТОРОВ НА ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ НАКОПЛЕНИЯ ИХ В УРОЖАЕ

П. Ф. Бондарь

Большое количество опубликованных к настоящему времени работ посвящено изучению закономерностей миграции в звене почва – растение наиболее важных продуктов деления радиоактивных изотопов стронция и цезия. Радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  являются долгоживущими и при определенных условиях могут обладать высокой миграционной способностью в звене почва – растение [1–7].

В природных условиях накопление этих радионуклидов в урожае одной и той же культуры может различаться до двух порядков величин и более. В то же время используемые разными авторами методы оценки влияния отдельных факторов на поступление радионуклидов в растения различны, что часто приводит к противоречивым и неадекватным действительности выводам.

При изучении причинно-следственных связей между накоплением радионуклидов в растениях и природными факторами во всех случаях необходимо исходить из общеизвестных положений о соотношениях радионуклида и его неизотопного носителя в почве и растениях [8] и вытекающих из этих положений изложенных ниже логических построений, что позволит избежать необоснованного толкования экспериментальных данных и лучше понимать механизмы влияния разных факторов на поступление радионуклидов в растения. Исходя из существующего в настоящее время положения, что неизотопным носителем радиоцезия является калий, а радиостронция – кальций, и учитывая, что соотношение радионуклид/носитель в растениях  $\text{Cs}_p/\text{K}_p$  и  $\text{Sr}_p/\text{Ca}_p$  может отличаться от соотношения этих элементов в почве  $\text{Cs}_n/\text{K}_n$  и  $\text{Sr}_n/\text{Ca}_n$ , можно записать следующие равенства:

для  $^{137}\text{Cs}$

$$\frac{^{137}\text{Cs}_p}{\text{K}_p} = f \frac{^{137}\text{Cs}_n}{\text{K}_n}; \quad (1)$$

для  $^{90}\text{Sr}$

$$\frac{^{90}\text{Sr}_p}{\text{Ca}_p} = f \frac{^{90}\text{Sr}_n}{\text{Ca}_n}. \quad (2)$$

Равенства (1) и (2) будут справедливы при любых изменениях соотношения радионуклид/носитель в растениях по сравнению с соотношением этих элементов в почве, так как в каждом конкретном случае коэффициент пропорциональности  $f$  будет

иметь новое значение. Нетрудно убедиться, что коэффициент пропорциональности  $f$  в уравнениях (1) и (2) равен известному показателю, называемому в литературе наблюдаемым отношением (НО).

$$\text{НО} = \frac{{}^{137}\text{Cs}_p / K_p}{{}^{137}\text{Cs}_n / K_n}; \quad (3)$$

$$\text{НО} = \frac{{}^{90}\text{Sr}_p / \text{Ca}_p}{{}^{90}\text{Sr}_n / \text{Ca}_n}. \quad (4)$$

Заменяя коэффициент пропорциональности  $f$  на НО, уравнения (3) и (4) преобразовываем к виду

$${}^{137}\text{Cs}_p = \text{НО} \cdot K_p \frac{{}^{137}\text{Cs}_n}{K_n}; \quad (5)$$

$${}^{90}\text{Sr}_p = \text{НО} \cdot \text{Ca}_p \frac{{}^{90}\text{Sr}_n}{\text{Ca}_n}, \quad (6)$$

где  ${}^{137}\text{Cs}_p$ ,  ${}^{90}\text{Sr}_p$  и  ${}^{137}\text{Cs}_n$ ,  ${}^{90}\text{Sr}_n$  – содержание каждого радионуклида соответственно в растениях и почве, Бк/кг; НО – наблюдаемое отношение, рассчитанное по соответствующему радионуклиду и его носителю;  $K_p$ ,  $\text{Ca}_p$  и  $K_n$ ,  $\text{Ca}_n$  – содержание К и Са соответственно в растениях и почве, г/кг.

Содержание радионуклида в растениях изменяется в зависимости от почвенно-климатических условий. Соответственно изменяются абсолютные значения параметров правой части уравнений (5), (6), но в общем виде эти уравнения будут справедливы в каждом конкретном случае при любых изменениях почвенных и климатических факторов, оказывающих влияние на накопление радионуклида в растениях. То есть, влияние всех факторов на накопление радионуклида в растениях отражается посредством изменения только трех величин правой части уравнения – наблюдаемого отношения (НО), содержания носителя в растениях (К или Са) и нормированного по носителю уровня загрязнения почвы ( ${}^{137}\text{Cs}_n / K_n$  или  ${}^{90}\text{Sr}_n / \text{Ca}_n$ ), которые будем называть «обобщающими показателями», т. е. показателями, изменения которых характеризуют обобщенное (суммарное) влияние группы факторов на тот или иной механизм поступления радионуклида в растения.

В связи с этим представляется целесообразным рассмотреть, под влиянием каких факторов (или групп факторов) может изменяться каждая из переменных величин правой части уравнения (5) или (6) (см. рисунок). В уравнении (5) нормированное по К содержание  ${}^{137}\text{Cs}$  в почвах ( ${}^{137}\text{Cs}_n / K_n$ ) – величина, зависящая от уровней загрязнения почв радиоцезием и содер-



Схема зависимости параметров уравнения от разных факторов

жания в них обменного К, а при равных уровнях загрязнения — только от содержания обменного К.

Механизм влияния изменений нормированного по носителю уровня загрязнения почв на накопление радионуклида в растениях сводится к изменению соотношения радионуклид/носитель в почве, т. е. при одинаковой плотности загрязнения увеличение содержания носителя в почве приводит к неизотопному разбавлению радионуклида. В результате неизотопного разбавления радионуклида в почвах с одним и тем же количеством носителя в растениях поступает разное количество радионуклида. При прочих равных условиях накопление радионуклида в растениях обратно пропорционально содержанию носителя в почве.

Следовательно, изменение нормированного по калию содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почвах отражает влияние обменного К как неизотопного носителя  $^{137}\text{Cs}$  на накопление последнего в растениях. Так как для расчетов по уравнениям (5), (6) используются фактические данные о содержании в почве радионуклида и его носителя, то этот параметр не зависит от остальных факторов, а следовательно, и не отражает влияния их на поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения.

Нормированное по калию содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве при уровне ее загрязнения, равном единице, есть величина, обратная содержанию обменного калия в почве, т. е. последняя величина ( $1/K_n$ ) имеет вполне конкретный смысл. При попытке заменить величину содержания обменного калия в почве любой другой, в том числе и коррелирующей с К почвы (содержание гумуса, емкость поглощения, кислотность почвенного раствора и т. д.), уравнение (5) теряет смысл, то есть величины, обратные содержанию в почвах гумуса, емкости поглощения почв не имеют смысла и не могут быть использованы для объяснения механизма поступления  $^{137}\text{Cs}$  в растения по аналогии с величиной, обратной содержанию в почве К.

Можно отметить, что в литературе часто указывается на зависимость накопления радионуклида в растениях от механического состава почв. С механическим составом тесно связаны многие агрохимические показатели почв, в том числе содержание неизотопных носителей радионуклидов — обменных калия и кальция. Однако механизм влияния различий собственно механического состава почв на накопление радионуклидов в растениях сводится к разной степени закрепления радионуклидов в этих почвах, т. е. может проявляться только через изменения подвижности радионуклидов в почвах и их биологической доступности для растений.

Следовательно, влияние всех факторов на накопление  $^{137}\text{Cs}$  в урожае, за исключением содержания обменного калия в почве как неизотопного носителя этого радионуклида, в уравнении (5) может отражаться изменением только двух переменных —  $K_p$  и НО.

Следующий параметр – содержание К в растениях – зависит от видовых особенностей растений и отражает влияние почвенных и климатических условий на их рост и развитие. Но так как от поступления К в растения зависит поступление  $^{137}\text{Cs}$ , то этот параметр отражает влияние видовых особенностей и условий роста и развития растений на накопление в них  $^{137}\text{Cs}$ .

Известно, что поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения зависит от подвижности его в почве и доступности для растений. Однако различная подвижность ультрамикрочастиц  $^{137}\text{Cs}$  не может оказать сколько-нибудь существенного влияния на поступление в растения макроколичеств К [9]. То есть содержание К в растениях, как и первая переменная величина (нормированное по калию содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве), не зависит от биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  для растений, а следовательно, и не отражает влияния этого фактора на накопление радионуклида в растениях. Но так как уравнение (5) в каждом конкретном случае отражает влияние всех без исключения факторов на накопление  $^{137}\text{Cs}$  в растениях, то зависимость поступления этого радионуклида в растения от его доступности может отражаться изменением только одной переменной величины уравнения – наблюдаемого отношения. Таким образом,  $\text{НО}$  является единственным показателем, пределы изменения которого отражают варибельность уровней загрязнения растений за счет различий биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$ , обусловленных влиянием изменений почвенных и климатических факторов.

Следует, по-видимому, различать собственно биологическую доступность радионуклида для корневой системы и общую биологическую доступность для определенных органов растений. Собственно биологическая доступность радионуклида проявляется на самом первом этапе поглощения его корневой системой растения из почвы и зависит от содержания в почве радионуклида в подвижных, доступных для данного растения формах, и биологических особенностей растений, проявляющихся в разной их способности поглощать элементы минерального питания и, возможно, радионуклиды из одной и той же почвы.

Различают неметаболическое, или первичное, и метаболическое поглощение ионов [10], в том числе, должно быть, и радионуклидов. Неметаболическое поглощение – связывание ионов минеральных солей поверхностными образованиями клеток корня – подчиняется физическим и химическим закономерностям и не зависит от интенсивности метаболизма, происходящего в корневой системе. Неметаболическое поглощение радионуклида зависит от его подвижности в почве, которая, в свою очередь, зависит от физико-химических свойств и радионуклида и почвы, и корневых выделений, способных вытеснять радионуклид из почвенно-поглощающего комплекса. Пер-

вичным поглощением создаются необходимые условия для метаболического поглощения элементов.

Метаболическое поглощение — поступление веществ в живую клетку — характеризуется ярко выраженной избирательностью. В результате метаболического поглощения в процессы обмена вовлекаются необходимые для растения ионы [10]. При метаболическом поглощении может иметь место дискриминация радионуклида, а снижение накопления его в последующих звеньях будет обусловлено различиями физико-химических свойств радионуклида и его неизотопного носителя при одинаковой доступности этих элементов для корней (одинаковое неметаболическое поглощение элементов).

В связи с этим под собственно биологической доступностью следует понимать интенсивность первичного поглощения радионуклида корнями неметаболическим путем. Для оценки собственно биологической доступности радионуклида относительно доступности его неизотопного носителя необходимо рассчитать значение НО для звена почва — часть корневой системы, обеспечивающей неметаболическое поглощение радионуклида и его носителя (клеточные оболочки, пектино-целлюлозные мембраны, менее строго — корневые волоски), что практически пока неосуществимо.

Поступление радионуклида в корневую систему и в надземную часть растения и соотношение в них радионуклид/носитель зависят не только от собственно биологической доступности радионуклида для корневой системы данного растения в данной почве, но и от возможной дискриминации одного из элементов при метаболическом (избирательном) их поглощении и движении в надземные органы. Наблюдаемое отношение зависит также от поступления носителя из-под пахотного горизонта вследствие распределения в нем какой-то части корневой системы растения.

Таким образом, наблюдаемое отношение, рассчитанное для звена почва — корни в целом или почва — вегетативная масса, характеризует соотношение радионуклид/носитель в данной части растения относительно соотношения этих элементов в почве с учетом собственно биологической доступности радионуклида, дискриминации одного из элементов в процессе их метаболического поглощения и передвижения в вегетативную массу и возможного поступления носителя из-под пахотного горизонта. Учитывая, что дискриминация того или другого элемента при метаболическом поглощении и передвижении их в растении, а также распределение корневой системы по профилю почвы зависят, в основном, от биологических особенностей растений, т. е. в определенной степени находятся под генетическим контролем, можно считать, что НО, рассчитанное для звена почва — надземная часть урожая (солома, зерно, вегетативная масса, плоды), характеризует общую биологическую доступ-



ность радионуклида относительно общей биологической доступности его носителя в этом звене с учетом собственно биологической доступности радионуклида для корневой системы и особенностей накопления его в различных органах данного растения.

После простых преобразований правой части уравнения (3) нетрудно убедиться, что  $HO$  представляет собой отношение коэффициента накопления радиоцезия к коэффициенту накопления  $K$  ( $HO = K_{n_{Cs}}/K_{n_K}$ ), т. е. характеризует среднюю за период вегетации интенсивность поступления в растения  $^{137}Cs$  относительно интенсивности поступления в растения калия. Так как значения  $HO$  в звене почва — часть урожая зависят от ряда факторов, при этом дискриминация элементов (как физиологический процесс) является только одним из них, то при изменении значений  $HO$  представляется более правильным говорить об изменении относительной интенсивности поступления  $^{137}Cs$  в растения, а не о дискриминации  $^{137}Cs$  или  $K$ .

Для расчета значения  $HO$ , как правило, используются данные о валовом содержании в почвах радионуклида и содержании обменных форм носителя. При этом, чем больше доля обменных форм радионуклида в почве, тем значение  $HO$  ближе к единице. Значение  $HO$  равно единице в том случае, когда интенсивность поступления радионуклида и его носителя в растение одинакова.

Так как  $HO$  представляет собой отношение коэффициента накопления радионуклида, рассчитанного по валовому содержанию его в почве, к коэффициенту накопления носителя ( $K$  или  $Ca$ ), рассчитанному по содержанию обменных форм его в почве, то, с одной стороны,  $HO$  показывает, какую долю составляет соотношение радионуклида и его носителя в растениях относительно соотношения их в почве. С другой стороны, если общую биологическую доступность обменных форм носителя принять за единицу (100%), то значение  $HO$ , выраженное в процентах к биологической доступности носителя, дает количественную характеристику доступных форм радионуклида от общего содержания его в почве.

Таким образом, влияние всех факторов, которые не могут выполнять роль носителя радионуклида, на накопление последнего в растениях может выражаться только изменениями значений  $HO$  и накопления  $K$  в растениях. Следовательно, и оценивать влияние этих факторов нужно путем изучения количественных характеристик и закономерностей изменения указанных показателей ( $HO$  и  $K_p$ ) в разных почвенно-климатических условиях.

Так как почвенные и климатические факторы оказывают влияние и на поступление  $K$  в растения, и на доступность  $^{137}Cs$  для них, то оценить суммарное влияние всех факторов, исключая влияние содержания обменного калия в почве как неизотопного носителя радиоцезия на накопление  $^{137}Cs$  в растениях,

можно путем оценки вариабельности показателя, равного произведению  $HO \cdot K_p$ . Обозначим это произведение через  $K'n$ , т. е.  $K'n = HO \cdot K_p$ .

Ранее этот показатель назывался коэффициентом эквивалентности ( $K_e$ ) [11, 12]. Однако представляется целесообразным изменить его название.

Смысл показателя  $K'n$  становится более понятным из следующих математических выражений.

Заменяя в уравнении (5) произведение  $HO \cdot K_p$  на  $K'n$ , получим:

$$^{137}Cs_p = K'n \frac{^{137}Cs_n}{K_n}, \quad (7)$$

откуда

$$K'n = Cs_p : \frac{Cs_n}{K_n} = \frac{Cs_p \cdot K_n}{Cs_n} = \frac{Cs_p}{Cs_n} : \frac{1}{K_n} = K_n : \frac{1}{K_n} = K_n \cdot K_n. \quad (8)$$

Если содержание радионуклида в растении привести к концентрации радионуклида в почве, равной единице, т. е. выразить через коэффициент накопления ( $K_n$ ), то формула (7) примет вид

$$K_n = K'n \frac{1}{K_n}; \quad \text{откуда } K'n = K_n : \frac{1}{K_n} = K_n \cdot K_n,$$

где  $1/K_n$  — концентрация радионуклида в почве, равная единице, нормированная по калию почвы.

Если коэффициент накопления  $K_n$  представляет собой отношение концентраций радионуклида в растениях и почве ( $K_n = ^{137}Cs_p / ^{137}Cs_n$ ), т. е. концентрацию радионуклида в растениях при концентрации его в почве, равной единице, то  $K'n$  представляет собой отношение концентрации радионуклида в растении к нормированной по калию концентрации радионуклида в почве. Другими словами,  $K'n$  есть содержание радионуклида в растениях при содержании радионуклида и носителя в почве, равном единице. В дальнейшем  $K'n$  будем называть «нормированным коэффициентом накопления».

Из уравнения (7) видно, что влияние всех факторов за исключением отношения содержания радионуклида к его носителю в почве ( $^{137}Cs_n / K_n$ ) отражается изменениями значений нормированного коэффициента накопления  $K'n$ . Следовательно, при оценке влияния всех факторов, кроме плотности загрязнения почвы и содержания в ней носителя, на накопление радионуклида в растении следует сопоставлять изменения этих факторов с изменениями нормированного коэффициента накопления ( $K'n$ ), а не с изменениями просто коэффициентов на-

копления (Кн), коэффициентов перехода или абсолютных значений накопления радионуклида в урожае.

Пределы и характер изменения абсолютных значений каждого обобщающего признака ( $^{137}\text{Cs}_n/\text{K}_n$ ,  $\text{K}_p$ ,  $\text{НО}$  и  $\text{К}'_n$ ) дают количественную и качественную характеристику влияния на накопление  $^{137}\text{Cs}$  в растениях тех факторов (или групп факторов), изменения которых обуславливают изменение признака, т. е. позволяют судить о существовании или отсутствии причинных связей между уровнями накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях и разными факторами.

Что касается прогнозирования уровней накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях, то его можно осуществлять путем прогнозирования переменных величин правой части уравнения (5). При этом нормированное по калию содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почвах может быть рассчитано на основе исходных данных о содержании в почвах обменного  $\text{K}$  при любых уровнях загрязнения почвы и прогнозировать эту величину нет необходимости.

Таким образом, прогнозирование ожидаемых уровней накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях сводится к прогнозированию относительной интенсивности поступления  $^{137}\text{Cs}$  в растения ( $\text{НО}$ ) и накопления в них калия ( $\text{K}_p$ ) или к прогнозированию величины, равной произведению  $\text{НО} \cdot \text{K}_p$ , т. е. нормированного коэффициента накопления  $\text{К}'_n$  без прогнозирования величин  $\text{НО}$  и  $\text{K}_p$  в отдельности.

Все изложенные положения о зависимости членов правой части уравнения (5) от разных факторов в полной мере справедливы и для уравнения (6).

По уравнению (5) содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растениях и в почве измеряется в одних и тех же единицах –  $\text{Бк/кг}$ , а содержание  $\text{K}$  – в  $\text{г/кг}$ . На практике, как правило, содержание в почвах  $\text{K}$  выражается через  $\text{K}_2\text{O}$  в  $\text{мг/100 г}$ , а плотность загрязнения почвы – в  $\text{кБк/м}^2$ . Для перехода к общепринятым единицам измерения содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}$  в почвах в уравнение (5) необходимо ввести численный коэффициент 400, при этом уравнение (5) примет вид

$$^{137}\text{Cs}_p, \text{ Бк/кг} = \text{НО} \cdot \text{K}_p, \text{ г/кг} \cdot 400 \frac{^{137}\text{Cs}_n, \text{ кБк/м}^2}{\text{K}_2\text{O}, \text{ мг/100}} \quad (9)$$

При выражении содержания радиостронция в почве в  $\text{кБк/м}^2$ , а содержания кальция в  $\text{мэкв/100 г}$  уравнение (6) примет вид

$$^{90}\text{Sr}_p, \text{ Бк/кг} = \text{НО} \cdot \text{Ca}_p, \text{ г/кг} \cdot 16,666... \frac{^{90}\text{Sr}_n, \text{ кБк/м}^2}{\text{Ca}_n, \text{ мэкв/100 г}} \quad (10)$$

Если содержание радионуклидов в растениях привести к плотности загрязнения почвы, равной 1 кБк/м<sup>2</sup>, т. е. выразить через коэффициенты перехода (Кп), то формулы (9) и (10) примут вид соответственно

для радиоцезия (11)

$$K_{п}, \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2} = \text{НО} \cdot K_p, \text{ г/кг} \frac{400}{K_2O, \text{ мг/100 г}};$$

для радиостронция

$$K_{п}, \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2} = \text{НО} \cdot C_{a_p}, \text{ г/кг} \frac{16,666...}{C_{a_n}, \text{ мэкв/100 г}} \quad (12)$$

Формулы (11) и (12) могут использоваться при оценке влияния разных факторов на поступление радионуклидов в растения и разработке методик прогнозирования накопления их в урожае.

## ВЫВОДЫ

1. Влияние всех, без исключения, факторов на накопление радионуклидов в растениях сводится к трем видам механизмов. Это – изменение соотношения между радионуклидом и его носителем в почве (неизотопное разбавление радионуклида, влияние природных факторов на накопление неизотопного носителя в растениях и на изменение наблюдаемого отношения).

2. Наблюдаемое отношение, рассчитанное для звена почва – часть растения, характеризует общую биологическую доступность радионуклида для данной части растения.

3. Под собственно биологической доступностью следует понимать наличие в почве радионуклида в формах, определяющих интенсивность первичного поглощения радионуклида корнями неметаболическим путем. Для оценки собственно биологической доступности радионуклида относительно доступности его неизотопного носителя необходимо рассчитать значение НО для звена почва – часть корневой системы, обеспечивающей неметаболическое поглощение радионуклида и его носителя (клеточные оболочки, пектино-целлюлозные мембраны, менее строго – корневые волоски).

4. Поступление радионуклида в растения, при прочих равных условиях, обратно пропорционально содержанию его неизотопного носителя в почве.

5. Влияние всех природных факторов, которые не могут выполнять роль неизотопного носителя, отражается изменениями значений наблюдаемого отношения и накопления носителя в растениях, а суммарное влияние этих факторов характеризуется изменениями нормированного коэффициента накопления,

представляющего собой произведение значений наблюдаемого отношения и содержания носителя в растении.

6. Так как нормированный по носителю уровень загрязнения почвы рассчитывается на основании исходных данных о содержании радионуклида и его носителя в почве, то прогнозирование накопления радионуклида в растении сводится к прогнозированию значений нормированных коэффициентов накопления радионуклида для данной культуры в разных почвенно-климатических условиях.

1. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / Под ред. В. М. Клечковского. — М., 1956. — 171 с.

2. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрехимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. — М.: Атомиздат, 1968. — 472 с.

3. Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. — М.: Атомиздат, 1974. — 168 с.

4. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. — М.: Изд-во АН СССР, 1963. — 156 с.

5. Федоров Е. А., Романов Г. Н. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радионуклидов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. — М.: Атомиздат, 1969.

6. Архипов Н. П., Пристер Б. С., Романов Г. Н. и др. Соотношение радиоактивных нуклидов в сельскохозяйственных и биологических звеньях и их использование в проблеме охраны окружающей среды от радиоактивного загрязнения. — М., 1975. — 267 с.

7. Архипов Н. П., Бондарь П. Ф. Накопление радиостронция сельскохозяйственными растениями из почвы в разных почвенно-климатических условиях. — М., 1978. — 24 с.

8. Soil Sci. — 1954. — V. 77, № 6. — P. 419.

9. Клечковский В. М., Целищева Г. Н. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. — М., 1956. — 171 с.

10. Устименко А. С., Данильчук П. В., Гвоздикова А. Т. Корневые системы и продуктивность сельскохозяйственных растений / Под ред. Н. Г. Городнего. — Киев: Изд-во «Урожай», 1975. — 337 с.

11. Бондарь П. Ф. Влияние почвенно-климатических условий на накопление стронция-89 растениями из почвы и прогнозирование уровней загрязнения урожая // Агрехимия. — 1983. — № 7. — С. 69.

12. Бондарь П. Ф., Юдинцева Е. В. Оценка влияния некоторых свойств почв на поступление в растения цезия-137 и прогнозирование накопления его в урожае овса // Агрехимия. — 1984. — № 9. — С. 85.

Вплив всіх без винятку факторів на накопичення радіоцезію і радіостронцію в рослинах зводиться до трьох видів механізмів. Це зміна співвідношення між радіонуклідом і його носієм, вплив природних факторів на накопичення неізотопного носія в рослинах і зміна відношення радіонуклід/носій в рослині відносно співвідношення цих елементів у ґрунті. Вводиться поняття власне біологічної доступності радіонукліда в ґрунті і загальної біологічної доступності радіонукліда в ланці ґрунт — частина врожаю. Запропоновані методики дозволяють установити причинно-наслідкові зв'язки і відокремити хибні статистичні зв'язки між накопиченням радіонуклідів у рослинах і різними природними факторами, що значною мірою полегшує розробку методик прогнозування рівнів забруднення врожаю, яке зводиться до прогнозування коефіцієнта накопичення нормованого в ґрунті носія.

It was shown that the influence of all factors without exception, on radiocesium and radiostrontium accumulation in plants can be generalized by three types of mechanisms. Those are: change of correlation between radionuclide and its carrier, influence of nature factors on non-isotope carrier accumulation in plants and change of radionuclide/carrier ratio in plants concerning the ratio of these elements in soil. The definition of proper biological availability of radionuclide in soil and general biological availability of radionuclide in «soil – crop part» link was introduced. Proposed methodics allow to set up reason-consequence relations and to identify false statistic relations between radionuclide accumulation in plants and different nature factors, which allows to predict the accumulation coefficient, standardized for soil contain.

## ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ ДОСТУПНОСТИ РАДИОЦЕЗИЯ И РАДИОСТРОНЦИЯ И ЕЕ ВЛИЯНИЯ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В УРОЖАЕ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОЧВ

*П. Ф. Бондарь, И. О. Шматок*

При анализе экспериментальных данных в целях изучения зависимости биологической доступности радионуклидов от агрохимических свойств почв будем исходить из теоретических выводов о том, что влияние всех без исключения факторов на поступление радионуклидов в растения сводится к трем видам механизмов. Это – изменение соотношения между радионуклидом и его неизотопным носителем в почве, влияние природных факторов на накопление носителя в растениях и изменение соотношения радионуклид/носитель в растении относительно соотношения этих элементов в почве, или изменение значений наблюдаемого отношения (НО) [1, 2]. Изменения значений НО характеризуют изменения общей биологической доступности радионуклида в звене почва – часть растения.

$${}^{90}\text{Sr}_p, \text{ Бк/кг} = \text{НО Ca}_p, \text{ г/кг} \frac{{}^{90}\text{Sr}_n, \text{ Бк/кг}}{\text{Ca}_n, \text{ г/кг}}, \quad (1)$$

$${}^{137}\text{Cs}_p, \text{ Бк/кг} = \text{НО K}_p, \text{ г/кг} \frac{{}^{137}\text{Cs}_n, \text{ Бк/кг}}{\text{K}_n, \text{ г/кг}}. \quad (2)$$

Если при изучении количественных характеристик и закономерностей накопления радионуклидов в урожае в зависимости от биологических особенностей растений (в одних и тех же почвенных условиях) переменными величинами в правой части уравнений (1), (2) являлись два показателя – НО и накопление носителя в растениях, то при изучении накопления радионуклидов в урожае одной культуры в разных почвенных

условиях переменными величинами являются все три показателя, так как соотношение радионуклида и его носителя в разных почвах различно.

Общая биологическая доступность радионуклида в звене почва – часть растения и накопление в этой части растения носителя могут изменяться в зависимости от агрохимических свойств почвы. Однако значения этих показателей находятся в определенной степени под генетическим контролем и растение или часть растения характеризуется средними значениями НО и уровня накопления в них носителя в изучаемом диапазоне изменения природных факторов. При этом изменения природных факторов могут обуславливать отклонение этих показателей в ту или иную сторону от средних величин:

для радиоцезия –

$$K_p, \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2} = \text{НО} \cdot K_p, \text{ г/кг} \cdot 400 \frac{1}{K_2O_n, \text{ мг/100г}}; \quad (3)$$

для радиостронция –

$$K_p, \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2} = \text{НО} \cdot C_{\text{р}}, \text{ г/кг} \cdot 16,6 \frac{1}{C_{\text{а}}, \text{ мэКв/100г}}. \quad (4)$$

Содержание радионуклида в растениях, выраженное в виде коэффициентов перехода (Кп) и рассчитанное по формулам (3), (4) с использованием средних значений НО и накопления носителя в растениях данной культуры в данном диапазоне изменения агрохимических показателей, характеризует накопление радионуклида в растениях в зависимости только от изменений соотношения радионуклида и его носителя в почвах. Другими словами, абсолютные значения и закономерности изменения коэффициентов перехода, рассчитанные с использованием средних значений НО и накопления в растениях носителя, характеризуют влияние изменения содержания неизотопного носителя в почвах на накопление радионуклида в растениях при прочих равных условиях.

В дальнейшем коэффициенты перехода радионуклида в растения, рассчитанные с использованием средних для данного набора почв значений НО и накопления носителя в растениях, будем называть расчетными коэффициентами перехода (К<sub>р</sub>).

Отклонение фактических значений коэффициентов перехода радионуклида в растения (Кп) от расчетных (К<sub>р</sub>) может быть обусловлено только отклонением значений НО и накопления носителя в растениях от средних величин этих показателей, при этом количественные характеристики и закономерности изменения наблюдаемого отношения характеризуют изменение накопления радионуклида в растениях под влиянием природных факторов на общую биологическую доступность радионуклида в звене почва – растение (часть растения), а изменение накопления носителя в растении характеризует вариабельность на-

Таблица 1. Агрохимическая характеристика почв

№ пп	Тип почвы	K <sub>2</sub> O, мг/100 г	Са обменный	Обменные основания	Е	Нг	рН	Гумус, %	N общий, %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/100 г
1	Песчаная	1,3	0,7	1,9	4,2	1,3	6,3	0,3	0,06	2,75
2	Дерново-подзолистая	3,7	1,4	2,0	4,8	2,3	5,6	0,9	0,07	12,5
3	Дерново-подзолистая	7,1	5,1	6,6	6,2	1,0	6,5	0,9	0,08	31,0
4	Светло-серая лесная	7,2	5,3	12,5	25,6	0,3	7,8	0,8	0,05	19,5
5	Дерново-подзолистая	10,0	5,4	9,4	20,8	1,0	7,3	1,7	0,12	23,0
6	Чернозем реградированный	11,5	23,4	28,8	32,8	0,8	7,3	3,5	0,17	18,0
7	Чернозем типичный	16,3	37,0	42,5	51,2	0,6	7,4	3,3	0,4	9,3
8	Дерново-подзолистая	25,5	14,0	14,3	32,8	3,5	6,3	2,8	0,28	19,0
9	Темно-серая лесная	28,8	27,1	28,0	48,8	1,9	6,9	3,2	0,2	23,0
10	Чернозем южный	29,5	32,7	49,0	32,8	0,4	7,6	2,4	0,17	2,3
11	Дерново-подзолистая	34,0	11,4	16,4	28,8	2,7	6,5	3,1	0,33	25,0
12	Лугово-черноземная	37,0	23,0	48,5	25,2	0,4	7,5	4,2	0,31	6,8
13	Темно-серая лесная	38,0	20,0	32,8	20,8	0,4	7,4	3,2	0,32	>40
14	Чернозем типичный	41,0	30,5	34,2	48,8	4,0	6,1	5,3	0,87	>40
15	Темно-серая лесная	45,0	14,0	41,7	15,2	1,3	7,4	3,5	0,66	14,0
	Кратность различий	34,6	52,9	25,3	12,2	13,3	1,4	17,6	17,4	17,4



копления радионуклида вследствие влияния этих же природных факторов на рост и развитие растений [1, 2].

Суммарное влияние всех факторов, от которых зависят и общая биологическая доступность радионуклида и накопление носителя, отражается вариабельностью показателя, равного произведению НО на содержание в растении носителя. Обозначим этот показатель через  $K'n$  и будем называть нормированным коэффициентом накопления.

Исследования по изучению закономерностей накопления радиоцезия проводились в микрополевых опытах на пятнадцати разновидностях почв из десяти областей Украины. В почвы вносились радиоцезий в водорастворимой форме, после чего почвы неоднократно перекапывались. Растения выращивались на второй и последующие годы после загрязнения почвы. Содержание радионуклида рассчитывалось в соломе и зерне на воздушно сухое вещество, в зеленой массе и клубнях на сырое вещество.

Исследования проводились на дерново-подзолистых, серых лесных и черноземных почвах, показатели агрохимических характеристик которых значительно различаются (табл. 1).

Таблица 2. Количественная характеристика содержания в почвах обменного калия и накопления радиоцезия в зеленой массе кукурузы

№ почвы	$K_2O$ , мг/100 г	$K_n$	$K_{np}$	НО	$K_p$ , г/кг	$K'n$ , Бк/г
		$(Bк/кг)/(kBк/м^2)$				
1	1,3	0,74	1,19	$2,9^{-4}$	8,2	$2,38^{-3}$
2	7,1	0,439	0,216	$6,87^{-4}$	11,5	$7,9^{-3}$
3	7,2	0,187	0,22	$3,02^{-4}$	11,0	$3,32^{-3}$
4	10,0	0,136	0,16	$1,99^{-4}$	17,1	$3,4^{-3}$
5	11,5	0,064	0,14	$1,51^{-4}$	12,2	$1,84^{-3}$
6	16,3	0,080	0,095	$2,23^{-4}$	14,6	$3,26^{-3}$
7	25,5	0,043	0,061	$1,45^{-4}$	18,9	$2,74^{-3}$
8	28,8	0,058	0,054	$3,12^{-4}$	13,4	$4,18^{-3}$
9	29,5	0,040	0,053	$1,51^{-4}$	16,6	$2,5^{-3}$
10	34,0	0,063	0,045	$3,15^{-4}$	17,0	$5,36^{-3}$
11	37,0	0,045	0,042	$3,20^{-4}$	13,0	$4,16^{-3}$
12	38,0	0,041	0,040	$2,43^{-4}$	16,0	$3,89^{-3}$
13	41,0	0,046	0,037	$2,95^{-4}$	16,0	$4,72^{-3}$
14	45,0	0,032	0,034	$2,1^{-4}$	17,4	$3,65^{-3}$
Среднее				$2,73^{-4}$	14,49	$3,93^{-3}$
Кратность различий	35	23,1	35	4,7	2,1	4,3

Количественные характеристики параметров уравнения (3), а также значения расчетных коэффициентов перехода ( $K_p$ ) и

нормированных коэффициентов накопления радиоцезия для зеленой массы кукурузы приведены в табл. 2.

Из приведенных данных видно, что различия фактических коэффициентов перехода радионуклида в растения ( $K_p$ ) составляют 23,1 раза. При этом различия значений коэффициентов перехода ( $K_p$ ), обусловленные изменениями только нормированного по калию уровня загрязнения почв, составляют 35 раз. В то же время различия в накоплении радионуклида в растениях, обусловленное изменением общей биологической доступности радионуклида (НО) и уровнем накопления калия в растениях составляют соответственно 4,7 и 2,1 раза. А различия в накоплении радиоцезия в зеленой массе кукурузы, обусловленные суммарным влиянием факторов, которые не могут выполнять роль неизотопного носителя, отражаются изменением нормированного коэффициента накопления  $K'_n$  и составляют 4,3 раза.

Из рис. 1 видно, что изменения и фактических, и рассчитанных по средним значениям НО и  $K_p$  коэффициентов перехода радиоцезия в зеленую массу кукурузы носят криволинейный характер. Закономерное снижение фактических значений коэффициентов перехода радиоцезия в растения соответствует закономерному снижению расчетных значений этого показателя и не совпадает с изменениями НО и  $K_p$ , которые носят как бы случайный характер, хотя и обусловлены изменением агрохимических свойств почв.

В то же время различия между фактическими и рассчитанными значениями  $K_p$  обусловлены различиями между фактическими на данной почве и средними для всех изученных почв значениями наблюдаемого отношения и накопления калия в растениях. При этом нетрудно заметить, что для почвы № 1 уменьшение фактического накопления радионуклида в культуре по сравнению с расчетным обусловлено низким уровнем накопления калия в растении, а не низкой биологической доступностью радионуклида (НО на этой почве близко к среднему). На почве № 2 фактическое накопление радиоцезия в растениях почти в 2 раза выше расчетного, что в данном случае обусловлено резким увеличением общей биологической доступности радионуклида — значение НО на этой почве в 2,5 раза выше среднего, тогда как накопление калия в кукурузе на почве № 2 увеличилось только в 1,4 раза и было ниже среднего. Резкое снижение накопления радиоцезия на почве № 3 также обусловлено резким снижением общей биологической доступности радионуклида по сравнению с почвой № 2 при практически одинаковом накоплении калия в растениях на обеих почвах. Фактическое накопление радиоцезия на почве № 3 близко к расчетному, что обусловлено близкими к средним значениями НО и  $K_p$ . При дальнейшем улучшении агрохимических показателей почв и, в частности, при увеличении содержания обменного калия в почвах как биологическая доступность радио-

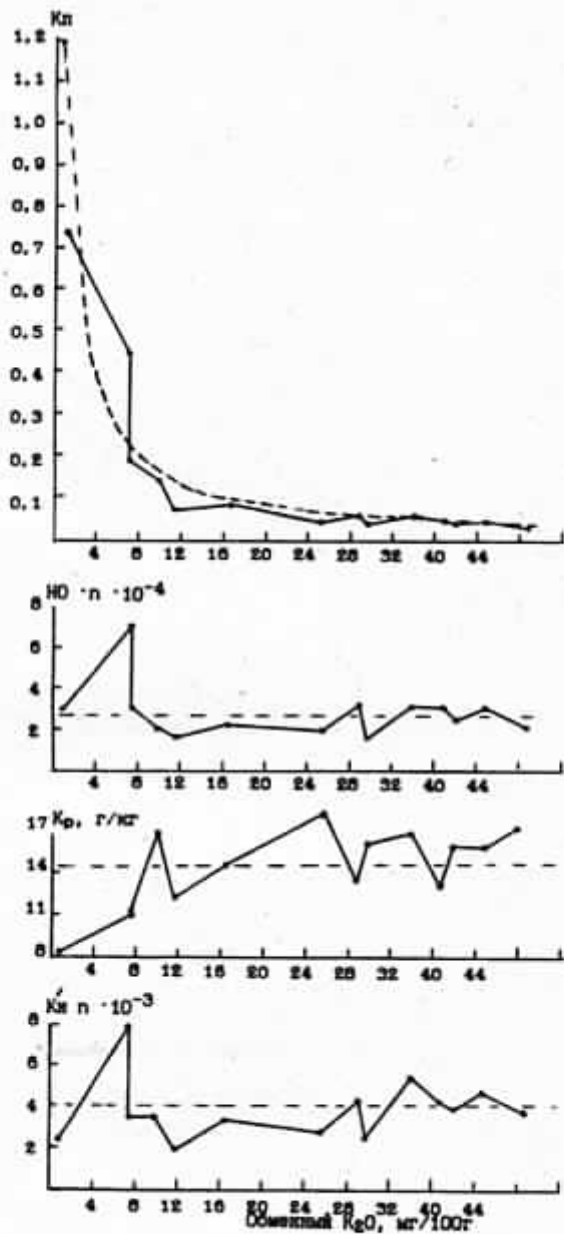


Рис. 1. Закономерности изменения параметров уравнения (3) для кукурузы

нуклида, так и накопление калия для растений кукурузы изменяются не закономерно, а колеблются около средней величины.

Для соломы и зерна пшеницы, как и для предыдущих культур, генеральная закономерность изменения фактических значений  $K_p$  обусловлена изменением нормированного по калию уровня загрязнения почв (рис. 2, 3). Изменение относительной биологической доступности радионуклида и уровня накопления в растениях калия обуславливало отклонения фактических значений  $K_p$  от расчетных, но генеральная закономерность при этом принципиально не изменялась. На первой почве фактическое накопление радиоцезия в соломе пшеницы было несколько ниже, а в зерне — выше расчетных значений  $K_p$ , что в обоих случаях обусловлено отклонением, соответственно, в меньшую и большую сторону значений  $HO$ . Для клубней картофеля на первой почве значения  $HO$  и  $K_p$  соответствуют средним значениям этих показателей для изученных почв, а фактические и расчетные значения  $K_p$  полностью совпадают (рис. 4). Результаты анализа уровня накопления  $^{137}Cs$  картофелем еще раз подтверждают, что основным фактором, определяющим генеральную закономерность изменения уровней загрязнения урожая радиоцезием на разных почвах, является соотношение радиоцезия и обменного калия в почвах. При этом изменение общей биологической доступности радиоцезия относительно биологической доступности обменного калия в почвах, характеризующее изменение значений  $HO$ , может в отдельных случаях обуславливать значительные отклонения фактических уровней загрязнения урожая от расчетных, определяемых содержанием носителя в почвах.

Для оценки влияния разных факторов на накопление в растениях радиостронция в настоящей работе используются результаты исследований, выполненных в разных почвенно-климатических условиях [1, 3].

Сопоставление закономерностей изменения фактических ( $K_p$ ) и расчетных ( $K_{p_r}$ ) коэффициентов перехода радиостронция в растения, а также значений  $HO$  и уровня накопления  $Ca$  в растениях позволяет оценить влияние изменения нормированного по кальцию уровня загрязнения разных почв, общей биологической доступности радионуклида ( $HO$ ) и накопления в растениях кальция ( $Ca_p$ ) на поступление радионуклида в растения.

Из рис. 5–8 видно, что, как для радиоцезия, так и для радиостронция закономерности изменения фактических уровней загрязнения урожая совпадают с закономерностями изменения значений  $K_p$ , рассчитанных по средним значениям  $HO$  и накопления  $Ca$  в растениях, т. е. основная закономерность изменения уровней загрязнения урожая радиостронцием обусловлена изменениями соотношения радиостронций/кальций в почвах или изменением нормированного по кальцию уровня загрязнения

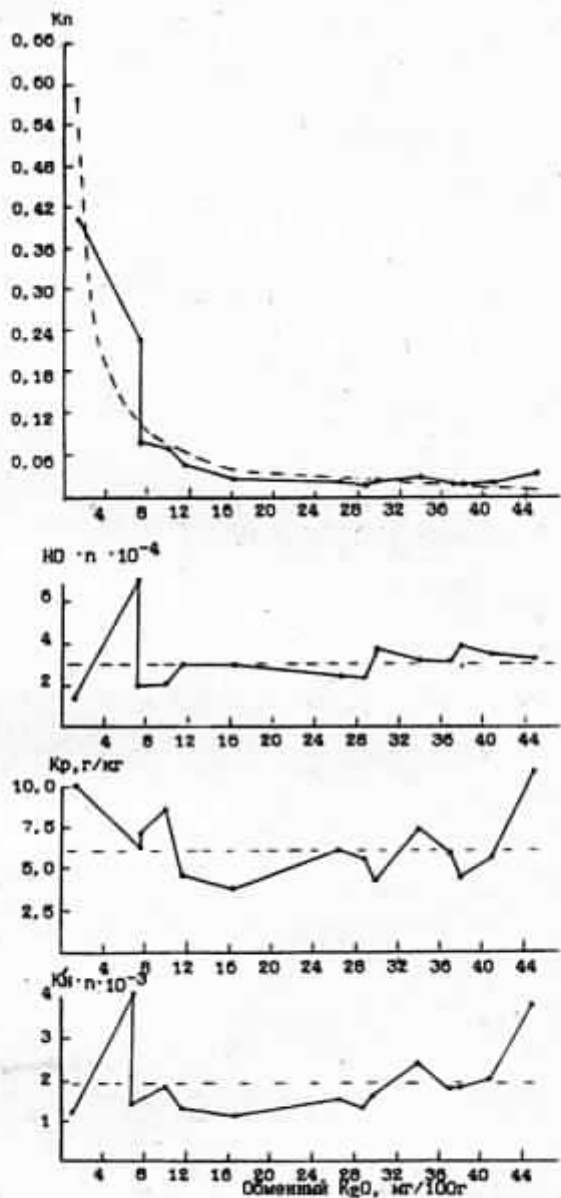


Рис. 2. Закономерности изменения параметров уравнения (3) для соломы пшеницы

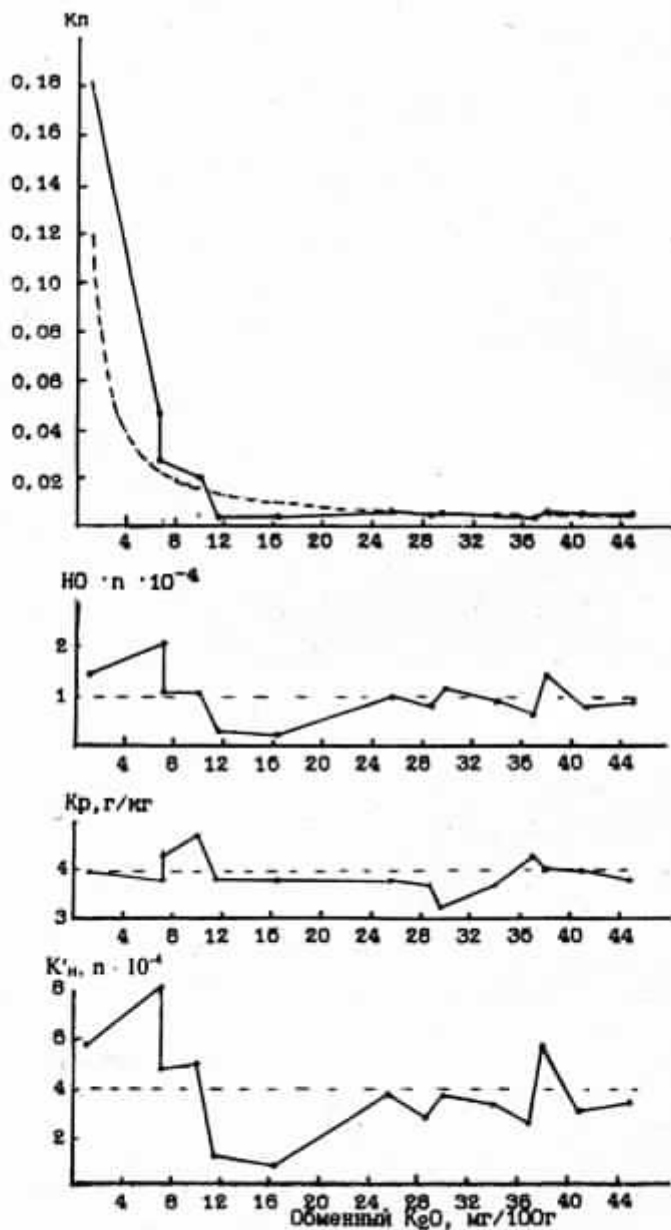


Рис. 3. Закономерности изменения параметров уравнения (3) для зерна пшеницы

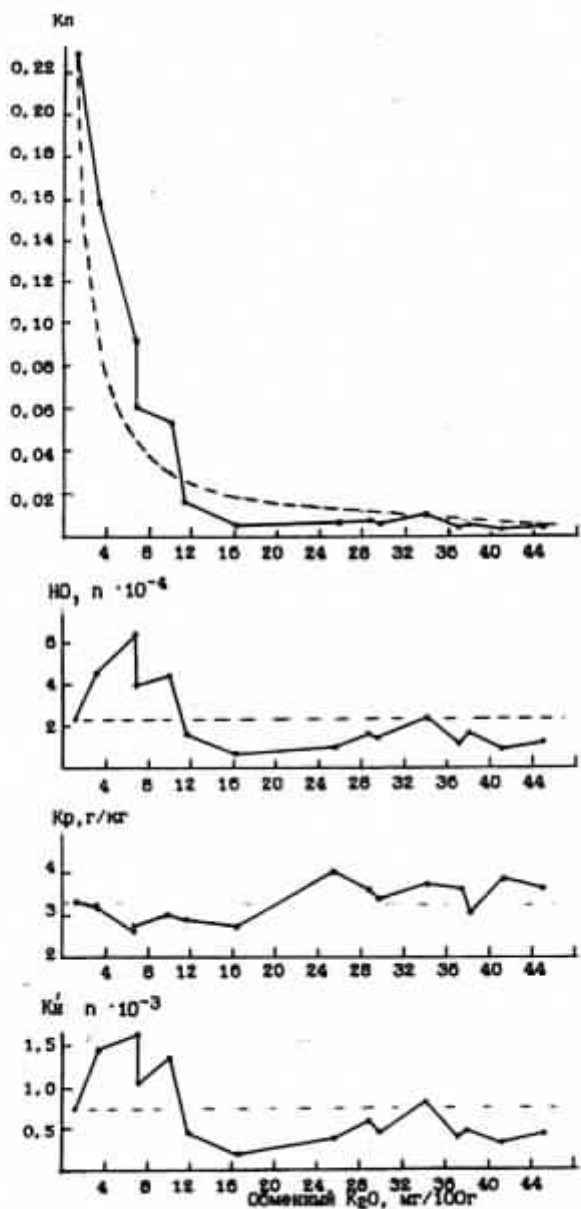


Рис. 4. Закономерности изменения параметров уравнения (3) для клубней картофеля

почв. При этом биологическая доступность радиостронция для разных культур на большинстве изученных разновидностей почв различается незначительно и четкой зависимости значений НО от агрохимических свойств почв не наблюдается. Высокая биологическая доступность радиостронция для кукурузы (в 2,9 раза выше средней) наблюдалась только на дерново-подзолистой почве № 1 (рис. 5), которая характеризуется самыми плохими агрохимическими свойствами. В связи с высокой биологической доступностью накопление радиостронция в зеленой массе кукурузы из почвы № 1 было на 58% выше рассчитанного по средним значениям НО и  $Ca_p$ . На остальных почвах колебания уровней загрязнения зеленой массы кукурузы в большей степени обусловлены различиями в накоплении в растениях кальция.

Биологическая доступность радиостронция для соломы пшеницы на почве № 1 также была выше средней (рис. 6), однако, так как накопление кальция в соломе из этой почвы было ниже среднего, то произведение НО  $Ca_p$  (т. е.  $K'n$ ) было близко к среднему, а фактическое накопление радионуклида в соломе пшеницы практически соответствовало расчетному. На некоторых почвах (№ 6, 8, 11) биологическая доступность радиостронция была значительно ниже средней, что приводило к значительному снижению уровня загрязнения урожая. Высоким соотношением  $^{90}Sr / Ca_p$  обусловлено более высокое накопление радионуклида в зерне пшеницы (рис. 7).

Изменение биологической доступности радиостронция в разных почвах приводило к некоторым колебаниям уровней загрязнения ботвы картофеля (рис. 8). Если для зеленой массы кукурузы, соломы и зерна пшеницы, ботвы картофеля биологическая доступность радионуклида колебалась около среднего значения, то для клубней картофеля четко прослеживалась тенденция повышения в них соотношения  $^{90}Sr/Ca$  по мере улучшения агрохимических свойств почв. Однако эту тенденцию следует объяснять не увеличением биологической доступности радионуклида, а перераспределением кальция из клубней в ботву картофеля [3].

Из приведенного выше материала видно, что основным фактором, определяющим основную закономерность изменения уровней загрязнения урожая изученных культур как радиоцезием, так и радиостронцием, является изменение соотношения радионуклид/носитель в почве. Изменение соотношения радионуклид/носитель в растении по сравнению с соотношением этих элементов в почве и накопление носителя в растении могут оказывать влияние на уровень загрязнения урожая, однако не на закономерность, обусловленную изменением нормированного по носителю уровня загрязнения почв.

В табл. 3 приведена характеристика вариабельности таких показателей, как фактическое накопление радионуклида в уро-



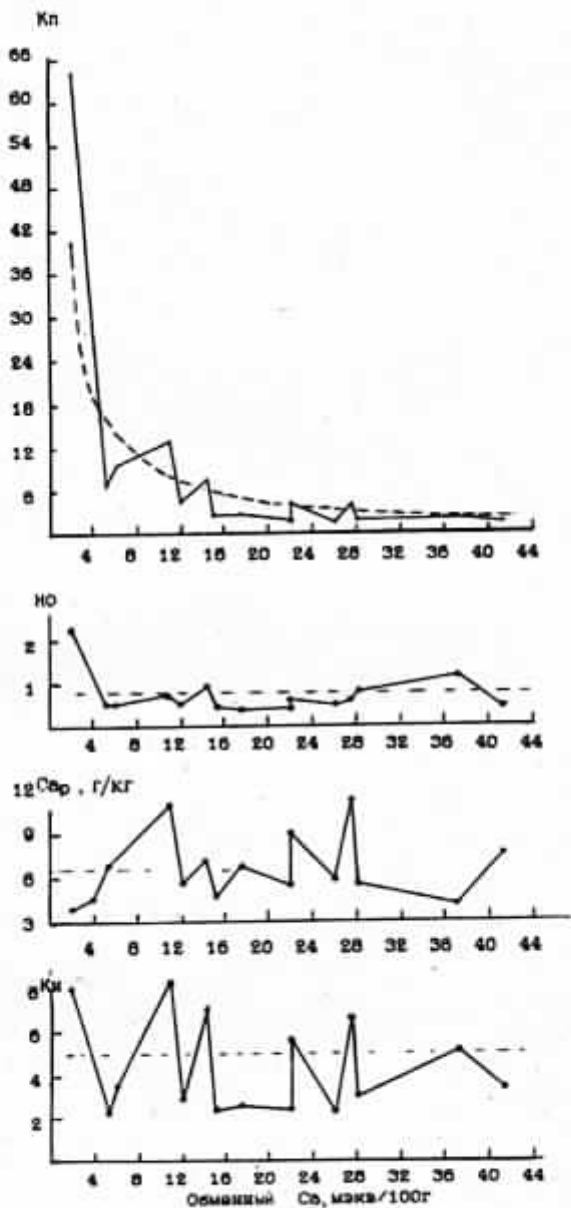


Рис. 5. Закономерности изменения параметров уравнения (4) для кукурузы

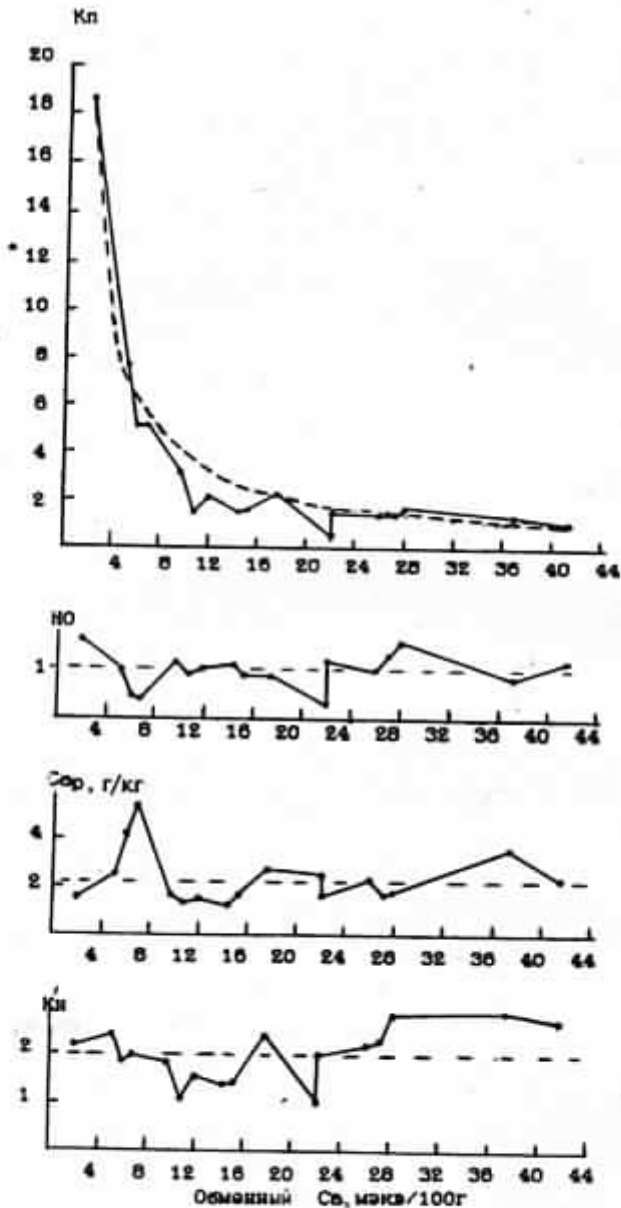


Рис. 6. Закономерности изменения параметров уравнения (4) для соломы пшеницы

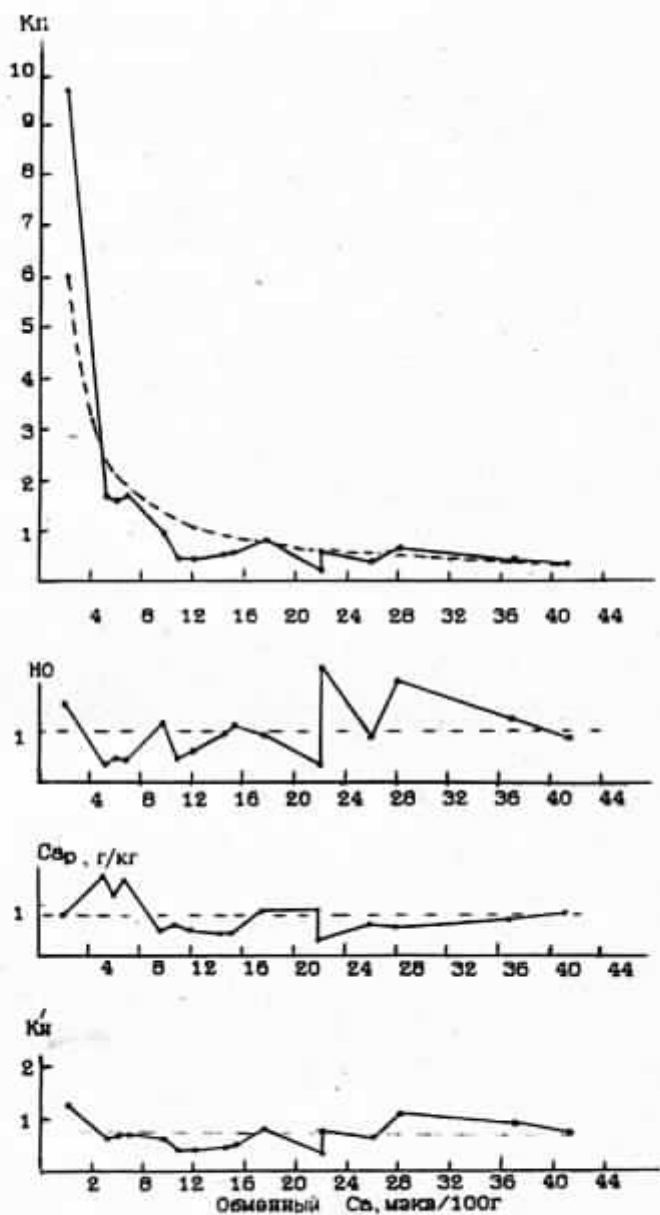


Рис. 7. Закономерности изменения параметров уравнения (4) для зерна пшеницы

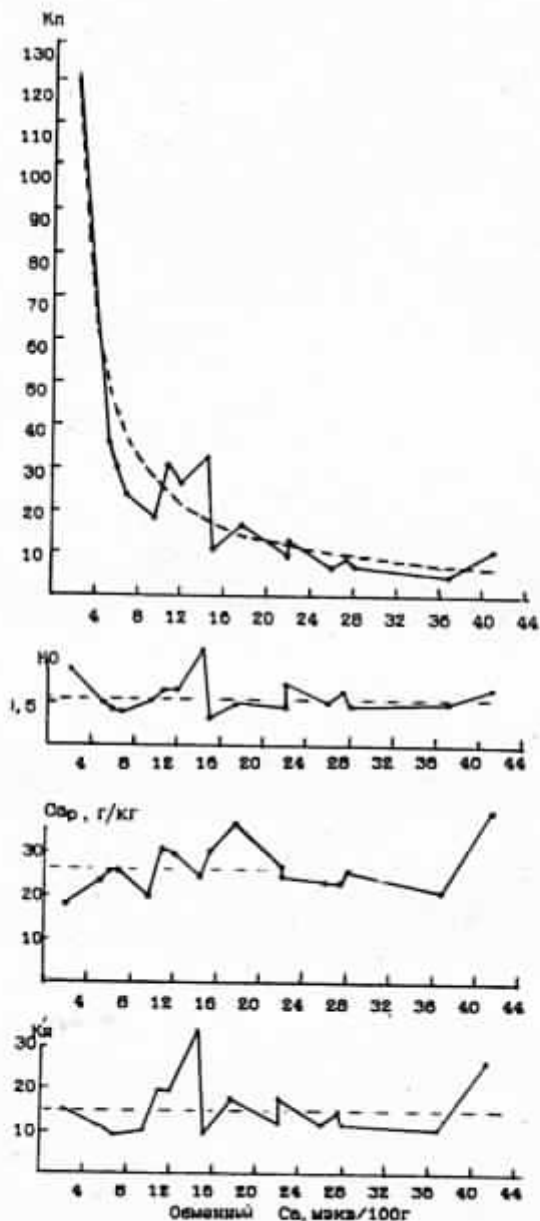


Рис. 8. Закономерности изменения параметров уравнения (4) для ботвы картофеля

жае ( $K_p$ ), накопление радионуклида в урожае, рассчитанное с использованием средних значений  $HO$  и  $Ca_p$  ( $K_p$ ), значений наблюдаемого отношения ( $HO$ ), накопления носителя в растениях ( $Ca_p$  или  $K_p$ ) и нормированного коэффициента накопления ( $K'n$ ), отражающего суммарное влияние двух факторов — биологической доступности радионуклида ( $HO$ ) и накопления в растении носителя ( $K'n_1 = HO \cdot K_p (Ca_p)$ ).

При рассмотрении данных табл. 3 следует помнить, что нормированный по носителю уровень загрязнения почв рассчитывается на основании фактических величин плотности загрязнения почв и содержания в них носителя. Этот показатель не зависит ни от каких других факторов, он одинаков для всех культур. В настоящих экспериментах нормированный по калию уровень загрязнения почв радиоцезием различался в 34,6 раза. Под влиянием только этого фактора уровни загрязнения всех культур также будут изменяться в 34,6 раза при условии, что  $HO$  и  $K_p$  — величины постоянные (средние для данного набора почв). При отклонении  $HO$  или  $K_p$  от среднего уровень загрязнения урожая будет увеличиваться или уменьшаться во столько же раз (при условии что два других показателя —  $N$  и  $K_p$  — будут постоянными). Из приведенных данных видно, что для соломы гороха максимальное отклонение  $HO$  от среднего составляет 2,2 раза. Это значит, что за счет изменения общей биологической доступности радионуклида максимальное изменение уровня загрязнения соломы гороха также будет составлять 2,2 раза. Однако это отдельный случай, который не дает представления о влиянии изменения биологической доступности радиоцезия на загрязнение урожая для данного набора почв. В описываемом случае более приемлемым показателем является коэффициент вариации  $V$ , который для соломы гороха, выращенного на исследуемых почвах, составляет 38,2%. Здесь коэффициент вариации показывает, что на изученных почвах отклонение  $HO$  от средней величины составляет 38,2%, а следовательно, и уровень загрязнения соломы гороха за счет изменения общей биологической доступности радионуклида также изменится в среднем на 38,2%. То же самое относится и к таким показателям, как накопление  $K$  в растениях и нормированный коэффициент накопления ( $K'n$ ). Если нужно оценить влияние изменения  $HO$  и  $K_p$  или  $Ca_p$  в отдельности, то следует оценивать вариабельность каждого из этих показателей. Если нужно оценить суммарное влияние изменений биологической доступности радионуклида ( $HO$ ) и накопления носителя в растении, то следует оценивать вариабельность нормированного коэффициента накопления ( $K'n$ ).

Из приведенных данных видно, что коэффициенты вариации наблюдаемого отношения по радиоцезию для разных культур различны и изменяются от 38,2% для соломы гороха до 86% для его зерна, составляя в среднем для изученных культур 58,1%.

Таблица 3. Характеристика вариабельности показателей

Культура	Кп	Кпр	НО			Носитель в растении			К'и		
	Кратность различий, раз		Кратность различий, раз	Максимальное отклонение от среднего, раз	V, %	Кратность различий, раз	Максимальное отклонение от среднего, раз	V, %	Кратность различий, раз	Максимальное отклонение от среднего, раз	V, %
Радионуклид - $^{137}\text{Cs}$ , носитель - К											
Горох											
солома	11	34,6	2,55	2,2	38,2	3,6	2,22	29,8	4,47	2,7	41,4
зерно	100	34,6	13,2	3,9	86,0	1,25	1,17	10,8	10,5	3,3	81,0
Пшеница											
солома	21	34,6	5,5	2,4	42,8	3,02	1,75	35,0	3,8	2,1	44,5
зерно	60	34,6	7,4	4,8	50,0	1,47	1,22	2,5	10,5	4,9	50,2
Кукуруза (зеленая масса)	23	34,6	4,7	2,6	49,1	2,3	1,76	19,7	4,3	2,1	40,0
Картофель (клубни)	77	34,6	8,5	3,0	82,4	1,54	1,27	13,3	8,4	3,6	63,4
В среднем		34,6	6,98	3,2	58,1	2,2	1,57	18,5	6,99	3,1	53,4
Радионуклид - $^{90}\text{Sr}$ , носитель - Са											
Пшеница											
солома	24	19,7	4,2	2,6	36,5	3,0	1,9	48,9	2,85	2,0	28,7
зерно	46	19,7	6,6	2,9	62,5	5,0	2,4	50,3	4,4	2,4	41,1
Картофель											
ботва	24	19,7	3,6	2,0	33,8	2,2	1,5	21,1	3,0	1,9	37,8
клубни	9	19,7	3,4	1,9	36,9	2,5	1,7	34,7	4,8	2,4	50,3
Кукуруза (зеленая масса)	46	19,7	5,7	2,9	61,9	2,7	1,7	35,6	3,7	1,9	50,5
В среднем		19,7	4,7	2,5	46,3	3,1	1,8	38,1	3,8	2,1	41,7

Коэффициенты вариации накопления калия в растениях также различны для разных культур и составляют в среднем по культурам 18,5%. Сравнивая коэффициенты вариации НО и  $K_p$ , можно сказать, что изменение биологической доступности радиоцезия на разных почвах оказывает в 3,1 раза большее влияние на накопление радионуклида в растениях, чем изменение накопления в них калия.

Коэффициенты вариации НО по радиостронцию также различны для разных культур: они изменяются от 33,8% для ботвы картофеля до 62,5% для зерна пшеницы. Коэффициенты вариации накопления кальция в растениях ненамного меньше коэффициентов вариации НО по стронцию: соответственно 38,1 и 46,3%. Это дает основание сделать вывод о том, что на разных почвах влияние изменения биологической доступности радионуклида и накопления кальция в растении на накопление радиостронция в урожае практически одинаково.

Следует отметить отсутствие закономерностей изменения значений НО и уровня накопления носителя в растениях и по радиоцезию, и по радиостронцию. Коэффициент вариации нормированного коэффициента накопления  $K'n$  для ряда культур и в среднем по культурам ниже коэффициента вариации НО, т. е. совместное влияние изменения биологической доступности радионуклида и накопления носителя в растениях не равно сумме влияния каждого из этих факторов в отдельности. Суммарное влияние этих факторов в среднем по культурам и почвам обуславливает отклонения уровней загрязнения урожая от среднего в ту или другую сторону по радиоцезию на 53,4%, по радиостронцию — на 41,7%, тогда как изменение уровней загрязнения урожая, рассчитанные по средним значениям НО и  $K_p$  или  $Ca_p$ , изменяются по радиоцезию в 34,6 раза, а по радиостронцию в 19,7 раза. Хотя на отдельных почвах суммарное влияние изменения общей биологической доступности радионуклида и накопления носителя в растениях, отражающееся изменениями значений  $K'n$ , может обуславливать увеличение или уменьшение уровней загрязнения урожая разных культур по радиоцезию от 2,1 до 4,9 раза, по радиостронцию от 1,9 до 2,4 раза.

И, наконец, еще одна возможность оценить влияние нормированного по носителю уровня загрязнения почв и совместное влияние изменения биологической доступности радионуклида и накопления носителя в растении может быть реализована путем сопоставления кратности различий накопления радионуклида в растении и нормированного по носителю уровня загрязнения почв. Из табл. 12 видно, что накопление радиоцезия в соломе гороха на разных почвах различалось в 11 раз, тогда как нормированный по калию уровень загрязнения почв — в 34,6 раза. Следовательно, за счет влияния изменения биологической доступности радионуклида и накопления калия в растениях различия уровней загрязнения уменьшились в 3,1

раза (34,6:11). Уровни загрязнения зерна гороха за счет этих показателей увеличились в 2,9 раза (100:34,6).

Оценка варибельности параметров правой части уравнений (1), (2) является одновременно оценкой влияния природных факторов, от которых эти параметры зависят, на накопление радионуклидов в растениях. Так, влияние изменения содержания неизотопного носителя в почвах на накопление радионуклида в растениях оценивается по варибельности нормированного по носителю уровня загрязнения почв или по варибельности расчетного значения  $K_p$ . Изменение содержания неизотопного носителя в почвах обуславливало изменение накопления радиоцезия в растениях в 34,6 раза и радиостронция – в 19,7 раза.

Суммарное влияние всех природных факторов, которые не могут выполнять роль неизотопного носителя радионуклида, отражается изменениями, а точнее, отклонениями от среднего для данного набора почв значений нормированного коэффициента накопления ( $K'n$ ). В настоящих исследованиях максимальное отклонение значений  $K'n$  от среднего для разных культур составляло в среднем по радиоцезию 3,1 раза при коэффициенте вариации 53,4%, по радиостронцию – 2,1 раза при коэффициенте вариации 41,7%. Это значит, что изменение уровней загрязнения урожая, обусловленное суммарным влиянием изменения всех агрохимических свойств почв (в том числе рН, содержание гумуса, емкость поглощения, гидролитическая кислотность, механический состав почв и др.), за исключением изменения содержания в почвах неизотопного носителя радионуклида (обменного калия или кальция), может на отдельных почвах составлять по радиоцезию 3,1 раза (в среднем на изученных почвах и культурах – 53,4%), по радиостронцию – 2,1 раза (в среднем – 41,7% уровня загрязнения урожая, обусловленного изменением содержания в почвах носителя).

89 1. Бондарь П. Ф. Влияние почвенно-климатических условий на накопление  $^{89}\text{Sr}$  растениями из почвы и прогнозирование уровней загрязнения урожая // *Агрехимия*. – 1983. – № 7. – С. 69.

2. Бондарь П. Ф., Юдинцева Е. В. Оценка влияния некоторых свойств почв на поступление в растения  $^{137}\text{Cs}$  и прогнозирование накопления его в урожае овса // *Агрехимия*. – 1984. – № 9. – С. 85.

3. Архипов Н. П., Бондарь П. Ф. Материалы ГКИАЭ и НКРЗ. – М.: Атомиздат, 1978. – 24 с.

Основним фактором, що визначає рівні забруднення урожаю радіоцезієм і радіостронцієм, є співвідношення радіонукліда і його носія в ґрунтах. Відмінності рівнів забруднення урожаю, зумовлені цим фактором, рівні відмінностям за вмістом в ґрунтах носія. Вплив всіх факторів, що не можуть виконувати роль неизотопного носія, залежить від змін коефіцієнта накопичення, нормованого за вмістом носія в ґрунтах. Зміни загальної біологічної доступності радіонуклідів в ланці ґрунт – рослина можуть приводити до змін рівнів забруднення урожаю на окремих ґрунтах радіоцезієм в 2,2–4,8 рази, радіостронцієм –



1,9–2,9 раза. Зміна рівнів забруднення урожаю за рахунок відмінностей біологічної доступності радіонуклідів в середньому по вивчених ґрунтах та культурах досягає для радіоцезію 58,1%, для радіостронцію 46,3%.

It was shown that the basic factor to determine radiocesium and radiostrontium yield contamination levels is the correlation between radionuclide and its carrier in soils. Variations of yield contamination levels, caused by this factor, are equal to the variations for the content of carrier in soils and amount to tens times. Change of general biological radionuclide availability in «soil-plant part» link can result in the change of yield contamination levels on certain soils for radiocesium in 2.2–4.8 times, radiostrontium – 1.9–2.9 times. Change of yield contamination levels due to the differences of radionuclide biological availability on the average for studied soils and crops for radiocesium is 58,1%, for radiostrontium – 46,3%.

## ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ ДОСТУПНОСТИ РАДИОЦЕЗИЯ И РАДИОСТРОНЦИЯ И ЕЕ ВЛИЯНИЯ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В УРОЖАЕ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ БИОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ РАСТЕНИЙ

*П. Ф. Бондарь, Н. Р. Терещенко, И. О. Шматок*

Несмотря на значительный объем исследований по определению количественных характеристик накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в урожае сельскохозяйственных культур [1–5] причины различий уровней загрязнения урожая разных культур изучены недостаточно.

Факт существования или отсутствия причинно-следственных связей между накоплением радиоцезия или радиостронция в растениях и разными природными факторами устанавливается на основании анализа зависимости параметров уравнения

$$A_p = \text{НО} \cdot N_p \frac{A_n}{N_n},$$

где  $A_p$  – накопление радионуклида в растениях, Бк/кг; НО – наблюдаемое отношение, рассчитанное по данному радионуклиду и его неизотопному носителю;  $N_p$  – накопление носителя в растениях, г/кг;  $A_n$  – содержание радионуклида в почве, Бк/кг;  $N_n$  – содержание в почве носителя в обменной форме, г/кг [6, 7].

Влияние всех без исключения факторов на поступление радионуклидов в растения сводится к механизмам трех видов. Это – изменение соотношения между радионуклидом и его неизотопным носителем в почве ( $^{90}\text{Sr}_n/\text{Ca}_n^{++}$ ;  $^{137}\text{Cs}_n/\text{K}_n^+$ ), влияние природных факторов на накопление неизотопного носителя ( $\text{Ca}_p$  или  $\text{K}_p$ ) в растениях и изменение соотношения радионуклид/носитель в растении относительно соотношения этих элементов в почве, или изменение наблюдаемого отношения (НО).

Так как наблюдаемое отношение представляет собой отношение коэффициента накопления радионуклида к коэффициенту накопления его неизотопного носителя ( $HO = K_{H_{Ca}}/K_{H_K}$ ;  $HO = K_{H_{Sr}}/K_{H_{Ca}}$ ), то оно характеризует биологическую доступность радионуклида относительно биологической доступности его неизотопного носителя. Для расчета значений наблюдаемого отношения, как правило, используются данные о валовом содержании в почвах радионуклида и содержании обменных форм носителя. В связи с этим, чем выше доля обменных форм радионуклида в почве, тем значение  $HO$  ближе к единице. Значение  $HO$  равно единице в том случае, когда интенсивность поступления радионуклида и его носителя одинакова, а это возможно, если и радионуклид полностью находится в обменной, доступной для растения форме.

Поскольку наблюдаемое отношение представляет собой отношение коэффициента накопления радионуклида, рассчитанного по валовому содержанию его в почве, к коэффициенту накопления носителя (калия или кальция), рассчитанному по обменному содержанию его в почве, то, с одной стороны, наблюдаемое отношение показывает, какую долю составляет соотношение радионуклида и его носителя в растениях относительно соотношения их в почве. С другой стороны, если биологическую доступность обменных форм носителя принять за единицу (100%), то значение  $HO$ , выраженное в процентах к биологической доступности носителя, будет количественной характеристикой доступных форм радионуклида по сравнению с общим содержанием его в почве.

Если исследования проводились на одной и той же почве, в которой соотношение содержания радионуклида и его носителя, а также формы состояния радионуклида, обусловленные взаимодействием его с почвой, одинаковы для всех культур, то, сопоставляя значения коэффициентов перехода радионуклида в урожай, содержание носителя в растениях и значения наблюдаемого отношения, можно судить, за счет каких факторов (или групп факторов) различаются уровни загрязнения урожая разных культур.

Следует особо отметить, что теоретически биологическая доступность радионуклидов и ее различия, характеризуемые абсолютными значениями и различиями наблюдаемого отношения, могут быть обусловлены не только разной подвижностью радионуклидов в почвах (количеством радионуклида в водорастворимой и обменной формах), но и факторами, зависящими от биологических особенностей растений, такими как: поступление разного количества носителя из подпахотного незагрязненного горизонта (при существенных различиях распределения корневых систем по профилю почв), разная дискриминация радионуклида или его носителя при движении в корневой системе и из корней в вегетативную массу и разная спо-

способность корневых систем растений поглощать (добывать) радионуклид из почвенного поглощающего комплекса.

В табл. 1 представлены количественные характеристики параметров уравнения, приведенного выше, для разных культур, полученные в многолетних полевых опытах на дерново-подзолистой почве Полесья, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Уровень загрязнения 7,4–9,2 МБк/м<sup>2</sup> (200–250 Ки/км<sup>2</sup>) по радиоцезию. Содержание обменного калия – 4,8 мг/100 г, обменного кальция – 5,3 мэкв/100 г, рН – 6,5.

Таблица 1. Количественные характеристики накопления радиоцезия (Кп), калия (Кр) в урожае и биологической доступности радионуклида (НО) для разных сельскохозяйственных культур

Культура	Солома (сено)			Зерно		
	НО, $n \cdot 10^{-4}$	Кр, г/кг	Кп, (Бк/кг)/(кБк/м <sup>2</sup> )	НО, $n \cdot 10^{-4}$	Кр, г/кг	Кп, (Бк/кг)/(кБк/м <sup>2</sup> )
<i>Полевые культуры</i>						
Лен	1,9	15,4	0,23	2,3	9,7	0,18
Ячмень	2,5	11,1	0,22	2,6	5,3	0,11
Тритикале	3,1	11,6	0,29	5,4	4,2	0,18
Кукуруза	3,5	18,0	0,5	2,6	4,4	0,09
Пшеница	5,3	8,7	0,37	3,9	3,8	0,12
Тимофеевка (сено)	5,9	19,8	0,98	–	–	–
Рожь	6,1	8,4	0,41	6,4	4,3	0,22
Овес	8,5	14,1	0,96	16,5	4,7	0,62
Просо	9,8	11,9	0,93	9,0	2,9	0,21
Гречиха	10,0	14,5	1,2	22,0	6,0	1,05
Подсолнечник	10,3	15,4	1,27	7,9	9,5	0,6
Люцерна (сено)	14,4	14,6	1,64	–	–	–
Бобы	18,9	9,2	1,39	10,6	9,3	0,79
Горох	21,8	7,8	1,36	14,7	9,5	1,12
Клевер (сено)	21,8	11,4	1,99	–	–	–
Люпин желтый	70,9	6,8	3,9	75,2	10,9	6,56
Среднее	13,4	12,4	1,07	13,78	6,5	0,91
Кратность различий	37,2	2,87	17,7	32,7	3,8	59,6
<i>Овощные культуры (24 вида)</i>						
Пределы изменения показателя				1,7–13,8	1,0–6,7	0,035–0,34
Среднее значение				6,2	3,1	0,14
Кратность различий				8,1	6,7	9,7

Из приведенных в табл. 1 данных видно, что в одних и тех же условиях уровни загрязнения радиоцезием вегетационной части полевых культур различаются в 17,7 раза. При этом накопление калия (неизотопного носителя цезия) в соломе представленных культур различается только в 2,87 раза.

В то же время различие значений наблюдаемого отношения (НО) для разных культур составляет 37,2 раза, т. е. при одном и том же уровне накопления калия содержание радиоцезия в соломе разных культур различается в 37,2 раза.

Как указывалось выше, одним из факторов, обуславливающих различия значений НО, может быть разная дискриминация радионуклида или его носителя корневыми системами. Однако в экспериментах с водной культурой значительной дискриминации радионуклидов в корневых системах растений не наблюдалось [8].

Вторым фактором, который может оказывать влияние на значения НО, является поступление носителя из подпахотного незагрязненного слоя почвы, которое зависит от распределения массы корней по почвенному профилю. Но влияние этого фактора на биологическую доступность радионуклида в настоящих исследованиях не наблюдалось. Это обусловлено тем, что основная масса корней всех изученных полевых культур располагается в пахотном слое почвы. Более того, как видно из табл. 1, наблюдаемое отношение для звена почва – солома увеличивается для тех культур, отдельные корни которых могут проникать на большую глубину – рожь, овес, зернобобовые [9].

Из сказанного следует, что различия значений наблюдаемого отношения (НО) обусловлены в основном тем, что корневые системы растений разных культур обладают различной способностью поглощать радиоцезий из одной и той же почвы. Другими словами, в одной и той же почве биологическая доступность радиоцезия различна для разных культур, и различия эти больше, чем различия по накоплению калия в растениях, чем и обусловлены разные соотношения радиоцезия в растениях по сравнению с соотношением этих элементов в почве.

Так, радиоцезий в одной и той же почве менее доступен растениям льна, ячменя, кукурузы, более доступен для растений ржи, овса, проса, гречихи, подсолнечника и еще более – для растений бобовых культур. Если, например, соотношение радиоцезия и калия в соломе льна составляет  $1,9 \cdot 10^{-4}$  от соотношения его в почве, то для соломы люпина значение НО составляет  $70,7 \cdot 10^{-4}$ . Это дает основание утверждать, что радиоцезий в одной и той же почве в 37,2 раза доступнее для люпина, чем для льна.

Хотя для ряда культур различия в уровнях загрязнения урожая в большей степени обусловлены неодинаковым накоп-

лением калия (тритикале и кукуруза, солома пшеницы и сено тимофеевки), в целом для представленных в табл. 1 культур различные уровни загрязнения урожая обусловлены, в основном, большей вариабельностью биологической доступности радиоцезия и в меньшей степени различиями в накоплении его неизотопного носителя — калия. Коэффициент корреляции между значениями коэффициентов перехода радионуклида в солому растений и наблюдаемого отношения для представленных культур составляет 0,953, тогда как коэффициент корреляции между значениями  $K_p$  и накоплением калия в соломе — -0,319. Отрицательная корреляционная связь между  $K_p$  и  $K_r$  обусловлена взаимоотношением этих показателей для соломы люпина, в которой при самом низком накоплении калия наблюдается самое высокое накопление радиоцезия, что, как было указано, обусловлено высокой способностью люпина поглощать радиоцезий из почвы. Если из представленного ряда культур исключить люпин, то коэффициент корреляции между  $K_p$  и НО будет равен 0,890, а между  $K_p$  и  $K_r$  — 0,012 и, наконец, если исключить зернобобовые (люпин, горох, бобы), то коэффициент корреляции между  $K_p$  и НО будет равен 0,450, а между  $K_p$  и  $K_r$  — 0,213. Таким образом, во всех случаях статистическая связь между накоплением радиоцезия и значениями НО выше, чем между значениями  $K_p$  и  $K_r$ .

Накопление радиоцезия в зерне зависит как от способности растения накапливать радиоцезий в вегетативной массе, так и от особенностей поведения радионуклида и его носителя при передвижении их из вегетативной массы в зерно, т. е. в этом случае соотношение между радионуклидом и его носителем может зависеть и от биологической доступности радионуклида растениям и от дискриминации одного из них в результате физиологических процессов, происходящих в самом растении.

Накопление радиоцезия в зерне тесно связано с накоплением радионуклида в вегетативной массе (табл. 2), коэффициент корреляции между  $K_p$  для соломы и  $K_p$  для зерна составляет 0,952 (без люпина — 0,872). Связь между накоплением калия в зерне и соломе практически отсутствует: коэффициент корреляции равен 0,175. Это можно объяснить тем, что, во-первых, различия в накоплении калия в соломе разных культур значительно меньше по сравнению с различиями в накоплении радиоцезия и составляют 2,64 раза, и, во-вторых, накопление калия в зерне разных культур зависит, по-видимому, не только от содержания калия в вегетативной массе, но и от физиологических (биохимических) особенностей формирования зерна растениями разных культур.

Таблица 2. Характеристика тесноты связи между разными показателями и накоплением  $^{137}\text{Cs}$  в урожае

Культура	Коррелирующие признаки	$r$	$r_{\min}$ при $P = 0,95$
<i>Солома</i>			
Зерновые и зернобобовые	НО – Кп	0,953	0,497
	К <sub>р</sub> – Кп	-0,319	0,497
Без люпина	НО – Кп	0,890	0,514
	К <sub>р</sub> – Кп	0,012	0,514
Без зернобобовых	НО – Кп	0,450	
	К <sub>р</sub> – Кп	0,213	
<i>Зерно</i>			
Зерновые и зернобобовые	Кп – НО	0,986	0,497
	Кп – К <sub>р</sub>	0,405	0,497
<i>Солома – зерно</i>			
Зерно и зернобобовые	Кп – Кп	0,952	0,497
Без люпина	Кп – Кп	0,872	0,514
	К <sub>р</sub> – К <sub>р</sub>	0,175	0,497
Все культуры*	НО – НО	0,960	0,497
Без люпина	НО – НО	0,609	0,514
Овощные культуры	Кп – НО	0,803	0,404
	Кп – К <sub>р</sub>	0,471	0,404

\*См. табл. 1

В то же время соотношение между радиоцезием и калием в зерне тесно связано с соотношением этих элементов в вегетативной массе. Коэффициент корреляции между значениями НО для зерна и соломы составляет 0,960 (без люпина – 0,609).

Различия в накоплении радиоцезия в зерне разных культур (как и в соломе) в большей степени обусловлены различиями соотношения радиоцезия и калия, чем различиями в накоплении калия. Коэффициент корреляции между Кп и НО для зерна упомянутых культур составляет 0,986, тогда как между Кп и К<sub>р</sub> – только 0,405.

Таким образом, различные уровни загрязнения и соломы и зерна обусловлены в основном или в большей степени различным соотношением в них радиоцезия и калия, т. е. разной способностью корневых систем растений поглощать радионуклид из почвы или, другими словами, разной биологической доступностью радиоцезия для разных культур.

Изменения уровней загрязнения сельскохозяйственно ценной части урожая овощных культур (см. табл. 2) также в большей степени обусловлены разной способностью растений поглощать радиоцезий из почвы, чем накоплением калия. Различия значений  $K_p$ ,  $HO$  и  $K_r$  для овощных культур примерно одинаковы и составляют соответственно 9,7, 8,1 и 6,7 раза. Однако коэффициенты корреляции между  $K_p$  и  $HO$  значительно выше, чем между  $K_p$  и  $K_r$  и составляют соответственно 0,803 и 0,471.

Следует отметить, что абсолютное значение наблюдаемого отношения по радиоцезию для разных культур изменяется от  $1,9 \cdot 10^{-4}$  до  $7,1 \cdot 10^{-3}$ . Наблюдаемое отношение, выраженное в процентах, показывает, что биологическая доступность радиоцезия для разных культур составляет от 0,019 до 0,7% биологической доступности обменного калия. Таким образом, количество радиоцезия, находящегося в почве в доступной для растений форме, также составляет 0,019–0,7%, а в среднем – 0,13% валового содержания его в почве.

В отличие от радиоцезия значения наблюдаемого отношения по радиостронцию для вегетативных органов разных культур близки к единице (табл. 3). Соотношение стронция и кальция в соломе пшеницы и гороха на 2–9% выше, чем в почве, а в зеленой массе подсолнечника и ботве картофеля на 27–29% ниже, чем в почве. В данном случае незначительные отклонения значений  $HO$  от единицы могут быть обусловлены, во-первых, некоторой неадекватностью установленного количества обменного кальция в почве его фактической биологической доступности и, во-вторых, разной способностью корневых систем растений поглощать стронций и кальций из почвы. Из табл. 3 видно, что различия в накоплении радиостронция в вегетативной массе разных культур и в зерне пшеницы и гороха обусловлены в основном различным накоплением кальция: чем выше накопление кальция, тем выше и накопление радиостронция. Коэффициент корреляции между накоплением в вегетативной массе разных растений радиостронция и кальция равен 0,995, тогда как между значениями  $HO$  и накоплением радиостронция – минус 0,629.

Обнаруженная статистическая отрицательная связь между  $HO$  и  $K_p$  стронция не имеет смысла и носит случайный характер из-за недостаточности набора культур. В то же время значения  $HO$ , близкие к единице, свидетельствуют о том, что практически весь или большая часть радиостронция находится в примерно таких же биологически доступных формах, что и обменный кальций почвы.

Таблица 3. Количественные характеристики относительной биологической доступности радиостронция (НО), накопления кальция (Са<sub>p</sub>) и радиостронция (Кп)

Культура	Солома (ботва)			Зерно (клубни)		
	НО	Са <sub>p</sub> , г/кг	Кп, (Бк/кг)/ (кБк/м <sup>2</sup> )	НО	Са <sub>p</sub> , г/кг	Кп, (Бк/кг)/ (кБк/м <sup>2</sup> )
Пшеница яровая	1,04	1,4	2,1	0,82	0,51	0,60
Пшеница озимая	1,02	2,7	4,0	0,99	0,6	0,86
Горох	1,09	13,5	16,4	0,78	1,5	1,7
Подсолнечник (зеленая масса)	0,73	12,5	13,4	—	—	—
Свекла столовая	—	—	—	2,5	1,7	6,2
Кукуруза (зеленая масса)	0,96	6,1	8,5	—	—	—
Картофель	0,71	26,6	27,3	1,95	0,46	1,3

Высокие значения НО для клубней картофеля и корнеплодов свеклы обусловлены, по-видимому, не высокой доступностью радиостронция для корневых систем этих растений, а перераспределением кальция из клубней и корнеплодов в ботву [10]. При этом может иметь место дискриминация стронция по отношению к кальцию, т. е. кальций из клубней и корнеплодов поступает в ботву более интенсивно, чем радиостронций.

1. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. — М.: Колос, 1973. — 272 с.
2. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Горина Л. И. Накопление цезия-137 в урожае в зависимости от видовых особенностей растений // Агрехимия. — 1975. — № 7. — С. 121.
3. Корнеева Н. В., Корнеев Н. А., Алексахин Р. М. Влияние глубокого размещения <sup>90</sup>Sr в почве и видовых и сортовых особенностей яровой пшеницы на накопление радионуклида в урожае // Агрехимия. — 1976. — № 3. — С. 102.
4. Маликов В. Г., Перепелятникова Л. В., Жуков Б. И. Видовые и сортовые различия растений в накоплении радиостронция и радиоцезия из почвы // Агрехимия. — 1981. — № 8. — С. 94.
5. Гродзинский Д. М., Коломиец К. Д., Кутлахмедов Ю. А. и др. Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. — Киев, 1991. — 157 с.
6. Бондарь П. Ф., Лошилов Н. А., Терещенко Н. Р., Масло А. В. Накопление цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур из дерново-подзолистой супесчаной почвы Полесья Украины // Агрехимия. — 1994. — № 5. — С. 74–78.
7. Бондарь П. Ф. Влияние почвенно-климатических условий на накопление <sup>89</sup>Sr растениями из почвы и прогнозирование уровней загрязнения урожая // Агрехимия. — 1983. — № 7. — С. 69.
8. Ширшова Р. А. Сравнительное поступление и распределение стронция-90 и кальция, цезия-137 и калия в разных органах сельскохозяйственных растений // Агрехимия. — 1973. — № 3. — С. 98.
9. Основы земледелия и растениеводства. Под ред. В. С. Никляева. — М.: Агропромиздат, 1990. — 479 с.



Описується кількісна оцінка біологічної доступності радіоцезію і радіостронцію (від загального вмісту їх в ґрунті) відносно біологічної доступності обмінних форм неізотопних носіїв радіонуклідів у ґрунті. Показано, що відмінності накопичення радіоцезію в урожаї різних культур зумовлені, в основному, різною здатністю кореневих систем рослин вилучати радіонуклід з ґрунтово-поглинаючого комплексу, тобто біологічна доступність радіоцезію за одних і тих же умов для різних культур неоднакова. Біологічна доступність радіоцезію (від загального вмісту його в ґрунті) в сотні раз нище біологічної доступності обмінних форм калію. Відмінності накопичення радіостронцію в урожаї різних культур зумовлені, в основному, різним накопиченням в рослинах калію. Біологічна доступність радіостронцію (від загального вмісту в ґрунті) близька до біологічної доступності обмінних форм калію.

Quantitative estimation of radiocesium and radiostrontium biological availability (of its total content in soil) in relation to biological availability of exchangeable forms of radionuclides non-isotope carrier in soil was given. It was shown that the variations of radiocesium accumulation in different cultures yield in general are conditioned by different capacity of plants root systems to extract radionuclides from soil absorbing complex, i. e. radiocesium biological availability in the same conditions for different cultures varies and it is hundreds times lower than the biological availability of potassium exchangeable forms. Differences of radiostrontium accumulation in various cultures yield are caused mainly by different accumulation of calcium in plants. Radiostrontium biological availability (of its total content in soil) is close to biological availability of calcium exchangeable forms.

## ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ СОРБЕНТОВ КАК СРЕДСТВА ЗАКРЕПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

*П. Ф. Бондарь*

Миграция радионуклидов в почвах, а также в звене почва – растение в значительной степени зависит от поглотительной способности почв [1-6].

Одним из показателей, характеризующих поглотительную способность разных почв или любых других сорбентов, является процент (или доля) сорбции радионуклида твердой фазой из водного раствора при определенном соотношении твердой и жидкой фаз. Этот показатель может изменяться от 0 до 100 и рассчитывается по формуле

$$S = \frac{(C_p - C'_p) \cdot 100}{C_p}, \quad (1)$$

где  $S$  – количество радионуклида, сорбированное твердой фазой почвы % от количества радионуклида в исходном растворе – коэффициент сорбции;  $C_p$  – концентрация радионуклида в растворе до взаимодействия его с почвой, Бк/мл;  $C'_p$  – равновесная

концентрация радионуклида в растворе после взаимодействия его с почвой, Бк/мл.

Под сорбцией в данном случае понимают совокупность всех процессов перехода радионуклида из жидкой фазы в твердую [1]. Однако обычно при оценке сорбционной способности почв и поведения радионуклидов в системе почва – раствор отдают предпочтение такому показателю, как коэффициент распределения, который представляет собой отношение равновесных концентраций в твердой и жидкой фазах и может быть рассчитан по следующей формуле:

$$K_d = \frac{(C_p - C'_p) V}{C'_p m}, \quad (2)$$

где  $K_d$  – коэффициент распределения, мл/г;  $V$  – объем исходного раствора, мл;  $m$  – масса навески почвы, г.

В отличие от показателя  $S$  значения коэффициента распределения  $K_d$  изменяются в более широких пределах. Для цезия экспериментально установленные значения  $K_d$  на разных почвах изменяются в пределах от 10 до  $n \cdot 10^4$  мл/г и более [1]. Таким образом, имеется два показателя, характеризующих один и тот же процесс, но изменяющихся в разных пределах. В то же время значения коэффициента распределения, взятые сами по себе, указывают лишь, во сколько раз концентрация радионуклида в почве больше концентрации радионуклида в растворе (мл/г), т. е. сколько нужно взять миллилитров раствора, чтобы суммарное содержание в нем радионуклида было равно содержанию его в 1 г почвы. По значениям коэффициентов распределения нельзя судить непосредственно о степени поглощения радионуклида почвой потому, что, как видно из формулы (2) и установлено экспериментальными исследованиями [5, 6], они зависят от соотношения твердой и жидкой фаз. В зависимости от условий проведения исследований одному и тому же значению  $S$  могут соответствовать разные значения  $K_d$  и наоборот.

Кроме того, при анализе приведенных в работах [4, 7] данных возникает вопрос, как  $K_d$  характеризует сорбционную способность минералов, если, например, для асканита и биотита его значения различаются в 4 раза, а значения  $S$  – только в 1,02 раза.

В первую очередь, и  $S$  радионуклидов из раствора и значения  $K_d$  для разных почв в одних и тех же условиях зависят как от физико-химических свойств почв, так и от физико-химических свойств радионуклидов [8, 9]. В то же время для правильной интерпретации количественных характеристик коэффициентов распределения представляется необходимым знать закономерности изменения  $K_d$  в зависимости от  $S$  при разных соотношениях твердой и жидкой фаз.

Теоретически такие исследования не проводились, а экспериментально этот вопрос изучен недостаточно и закономер-

ности изменения  $K_d$  в широком интервале значений  $S$  не установлены.

Формула, описывающая взаимозависимость  $S$  и  $K_d$ , выводится следующим образом. Из формулы (2)

$$C'_p = \frac{C_p V_p}{V_p + K_d m} \quad (3)$$

заменив в формуле (1) значение  $C'_p$  на выражение (3) и выполнив необходимые преобразования, получаем

$$S = \frac{100K_d m}{V + K_d m} \quad (4)$$

откуда

$$K_d = \frac{SV}{(100 - S) m} \quad (5)$$

Таблица 1. Значения коэффициентов распределения ( $K_d$ ) в зависимости от коэффициента сорбции и соотношения жидкой и твердой фаз

S, %	Ж : Т					
	0,5	1	10	20	50	100
0,1	0,0005	0,0010	0,010	0,050	0,050	0,100
1	0,005	0,0101	0,101	0,202	0,51	1,01
5	0,026	0,053	0,53	1,05	2,63	5,26
10	0,056	0,11	1,11	2,22	5,56	11,11
20	0,13	0,25	2,5	5,0	12,5	25,0
30	0,21	0,43	4,29	8,57	21,43	42,86
40	0,33	0,67	6,67	13,33	33,33	66,67
50	0,50	1,0	10,0	20,0	50,0	100,0
60	0,75	1,5	15,0	30,0	75,0	150,0
70	1,17	2,33	23,3	46,67	116,67	233,3
80	2,0	4,0	40,0	80,0	200,0	400,0
90	4,5	9,0	90,0	180,0	450,0	900,0
92	5,75	11,5	115,0	230,0	575,0	1150,0
95	9,5	19,0	190,0	380,0	950,0	1900,0
99	49,5	99,0	990,0	1980,0	4950,0	9900,0
99,9	499,5	999,0	9990,0	19980,0	49950,0	99900
99,99	4999,5	9999,0	99990,0	199980	499950	999900
99,999	49999,5	99999,0	999900	1999980	4999950	9999900

По формуле (5) теоретически можно рассчитывать значения  $K_d$  в зависимости от поглотительной способности сорбента и соотношения твердой и жидкой фаз ( $T : Ж$ ). Из приведенных в табл. 1 данных видно, что изменения значений коэффициентов распределения не пропорциональны изменению количества сорбируемого радионуклида, т. е. не пропорциональны поглотительной способности сорбента. При малых значениях  $S$  зависимость между количеством радионуклида, сорбированного из раствора, и значениями  $K_d$  близка к прямо пропорциональной. С увеличением процента сорбирующей способности почвы прирост значений  $K_d$  все больше опережает прирост количества радионуклида, сорбируемого из раствора. Так, при изменении поглотительной способности сорбента в 9 раз (изменении сорбции от 10% до 90%) значения  $K_d$  увеличиваются в 81 раз. При увеличении сорбции радионуклида почвой с 10 до 95%, или в 9,5 раза, значения  $K_d$  увеличиваются в 179 раз, а при увеличении сорбции с 10% до 99% — в 883 раза. Из рис. 1 видно, что при изменении значений  $K_d$  в 2–3 раза изменение поглотительной способности сорбента различается всего на несколько процентов. Так, при отношении  $Ж : T = 10$  значения  $K_d$  для разных сорбентов различаются в 6 раз (от 200 до 1200 мл/г), в то время как по поглотительной способности сорбенты А, В, С, D различаются только на 4%.

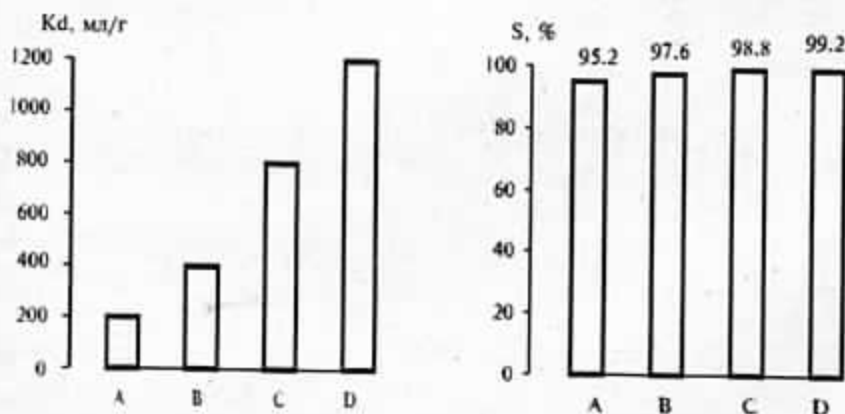


Рис. 1. Значения коэффициентов распределения и сорбционной способности сорбентов А, В, С, D при отношении  $Ж : T = 10$ .

Очень резко значения  $K_d$  возрастают при значениях  $S$  выше 99% (рис. 2). Таким образом, не зная закономерностей изменения  $K_d$  в зависимости от сорбирующей способности почв, характеризовать почвы с помощью  $K_d$  представляется затруднительным.

Таблица 2. Пределы и кратность изменения значений  $K_d$  и соответствующих им значений  $S$  и  $C_p$ ,  $T:Ж = 1:10$

$K_d$ , мг/г		$S$ , %		$C_p$ , %	
Пределы значений	Кратность изменения	Пределы значений	Кратность изменения	Пределы значений	Кратность изменения
0,01-0,1	10	0,0999-0,99	9,9	99,9-99,01	1,009
0,1-1,0	10	0,99-9,1	9,2	99,01-90,9	1,082
1,0-10	10	9,1-50	5,5	90,9-50	1,82
10-100	10	50-90,9	1,8	50-9,1	5,5
100-1000	10	90,9-99,0	1,98	9,1-1,0	9,1
1000-10000	10	99,0-99,9	1,009	1,0-0,1	10
10000-100000	10	99,9-99,99	1,009	0,1-0,01	10

Как следует из табл. 2, где приведены количественные характеристики  $S$ ,  $K_d$  и  $C_p$ , при изменении количества радионуклида, сорбируемого из раствора, до 99% пропорциональность между значениями  $K_d$  и концентрацией радионуклида в жидкой фазе (в растворе после взаимодействия с почвой) также отсутствует. И только когда из раствора почвой сорбируется радионуклида более 99%, наблюдается обратная пропорциональность между значениями  $K_d$  и  $C_p$ .

При одном и том же проценте сорбции радионуклида из раствора значения  $K_d$  прямо пропорциональны объему раствора (жидкой фазы), приходящемуся на 1 г сорбента (см. табл. 1, рис. 3). Таким образом,  $K_d$  зависит от процента сорбции

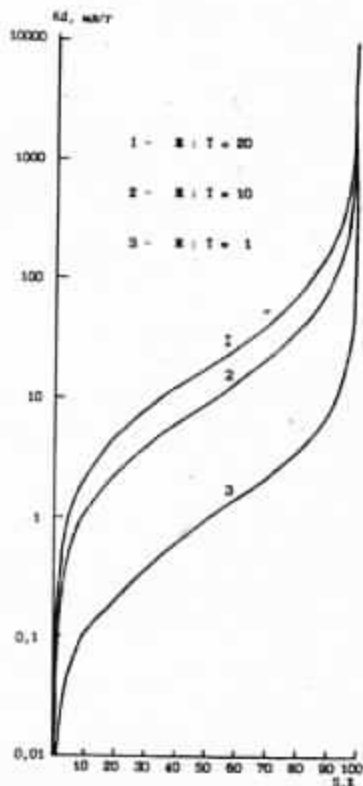


Рис. 2. Закономерности изменения  $K_d$  в зависимости от сорбционной способности почв

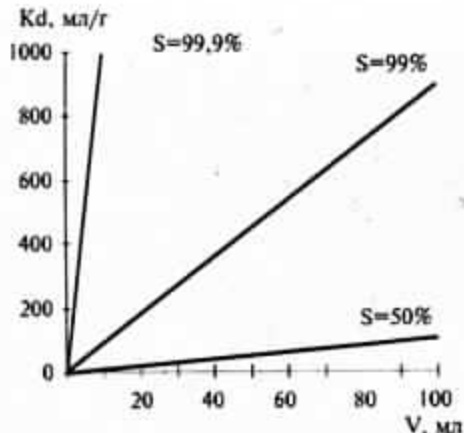


Рис. 3. Изменение  $K_d$  в зависимости от объема жидкой фазы при постоянной массе твердой фазы с разной сорбционной способностью

поглотительную способность сорбента. Сравнение двух значений  $K_d$ , полученных в одних и тех же условиях, не дает представления о различиях поглотительной способности сорбентов, если не учитывать закономерности изменения  $K_d$  в зависимости от  $S$ .

С увеличением соотношения  $Ж : Т$  при постоянных значениях  $S$  значения  $K_d$  увеличиваются. Экспериментально четкая взаимосвязь  $K_d$  и влажности почвы не установлена, хотя и оказалось, что значения  $K_d$  в суспензиях на 1–2 порядка выше, чем во влажных почвах [4]. При увеличении  $Ж : Т$  одновременно с увеличением значений  $K_d$  сорбция радионуклида почвой снижается. Так, при средней весовой влажности почвы 0,39 значение  $S$  составило 98,2%, а  $K_d$  – 22,6 мл/г. При увеличении отношения  $Ж : Т$  до 50 мл/г значение  $K_d$  составило 453 мл/г, что соответствует сорбции, равной 90,1%. Этот факт показывает, что значения  $K_d$  могут изменяться как за счет изменения  $Ж : Т$ , так и за счет снижения при этом доли сорбции радионуклида. Экспериментально установлена прямая пропорциональность между  $K_d$  и отношением  $Ж : Т$  [6].

Для оценки целесообразности применения какого-либо сорбента как мелиоранта для закрепления радионуклида в почве необходимо в первую очередь сравнить сорбционные свойства почвы и этого сорбента.

Поглотительная способность почв по отношению к радиоактивному цезию очень высокая. Из раствора почвами сорбируется 70–99% радионуклида [7]. Показано, что при отношении  $Ж : Т = 50$  почвами поглощалось из раствора от 77 до 96% радиоцезия, при этом процент сорбции не зависел от изменения концентрации радионуклида в растворе от 0,1 до

ции радионуклида из раствора, и несмотря на более широкие пределы изменения, этот показатель каких-то существенных преимуществ по сравнению с показателем сорбции радионуклида  $S$  не имеет, так как они оба характеризуют один и тот же процесс, зависящий от физико-химических свойств сорбента и радионуклида, а также от условий проведения исследований.

Коэффициент распределения, взятый сам по себе, без учета соотношения твердой и жидкой фаз, не характеризует по-

1 мкКи/мл (от 3,7 до 37 кБк/мл). В данных экспериментах 1 г дерново-подзолистой почвы сорбировал от 4,3 до 43 мкКи (от 159 кБк до 1,59 МБк)  $^{137}\text{Cs}$ .

Постоянный процент десорбции цезия сохраняется при изменении концентрации до  $1 \cdot 10^{-8}$  М/г почвы [1], или в пересчете на радиоцезий до 105 мкКи/г (3,89 МБк/г) почвы. При таких концентрациях радионуклида в почвах плотность их загрязнения составляет  $4,77 \cdot 10^{10}$ – $4,77 \cdot 10^{11}$  Бк/м<sup>2</sup> ( $1,29 \cdot 10^6$ – $1,29 \cdot 10^7$  Ки/км<sup>2</sup>).

Реальные уровни загрязнения не выведенных из сельскохозяйственного использования почв, на которых может быть целесообразным внесение сорбентов, составляют в Украине до  $5,55 \cdot 10^5$  Бк/м<sup>2</sup> (до 15 Ки/км<sup>2</sup>), в Беларуси и России до  $1,48 \cdot 10^6$  Бк/м<sup>2</sup> (40 Ки/км<sup>2</sup>).

Следовательно, при указанных реальных плотностях загрязнения почв, и таком же, как в эксперименте, проценте сорбции количество сорбируемого радиоцезия в десятки и сотни тысяч раз меньше, чем в эксперименте, т. е. меньше того количества, которое может быть сорбировано почвой без изменения процента сорбции и десорбции. Другими словами, в реальных условиях сорбируемое почвами количество радионуклида в десятки и сотни тысяч раз ниже того количества, которое может быть сорбировано этими почвами как в обменной, так и в необменной формах.

Отсюда можно сделать вывод, что в реальных условиях емкость поглощения радиоцезия почвами, или количество поглощенного почвами радионуклида, не является фактором, ограничивающим или определяющим степень (процент) сорбции радионуклида из раствора, так как емкость поглощения почвы по отношению к радиоцезию всегда значительно больше поглощенного его количества. В этих условиях сорбируемое и десорбируемое количество радионуклида пропорционально концентрации его в почве, а процент сорбции и коэффициент распределения не зависят от плотности загрязнения почвы радионуклидом, а определяются физико-химическими свойствами почвы и радионуклида и соотношением твердой и жидкой фаз.

Но если при реальных плотностях загрязнения емкость поглощения почвы относительно радиоцезия заполняется радионуклидом на тысячные доли процента, то очевидно, что попытка повышения поглотительной способности почв путем дальнейшего увеличения этой емкости бесперспективна.

Некоторые минералы отличаются от почв более высоким процентом сорбции радиоцезия из раствора. Однако при внесении приемлемых доз сорбентов общая сорбционная способность почв повышается незначительно. Например, при отношении Ж : Т = 10 для почвы  $K_d = 40$  мл/г, для сорбента  $K_d =$

9990 мг/г. При этих значениях  $K_d$  значения  $S$  составляют для почвы 80%, для сорбента – 99,9%, т. е. при увеличении  $K_d$  в 250 раз сорбционная способность сорбента превышает сорбционную способность почвы на 19,9%. Если масса почвы на 1 м<sup>2</sup> равна 300 кг, а при дозе сорбента 100 т/га его вносится 10 кг/м<sup>2</sup>, то средневзвешенная сорбционная способность почвы и сорбента составит

$$S = \frac{300 \cdot 10 + 10 \cdot 99,9}{310} = 80,64\%.$$

При увеличении дозы сорбента до 500 т/га средневзвешенная сорбционная способность почвы составит 82,8%, т. е. при первой дозе сорбента увеличится на 0,64%, а при второй – на 2,8%. Из изложенного следует, что при реальных дозах сорбента 50–100 т/га и даже нереальных – 500 т/га нет оснований ожидать существенного эффекта от использования этого приема в целях снижения загрязнения урожая радионуклидами.

1. Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А., Тимофеева Н. А. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва – раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. – М.: Наука, 1966. – С. 46.

2. Поляков Ю. А. Значение водного фактора и явлений ионного обмена в процессах выщелачивания микроколичеств <sup>90</sup>Sr из почв // Радиоактивность почв и методы ее определения. – М.: Наука, 1966. – С. 81.

3. Фрид А. С., Прохоров В. М. Об измерении коэффициента распределения радионуклидов во влажной почве // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. – Л.: Колос, 1969. – С. 20.

4. Прохоров В. М., Фрид А. С. Адсорбция стронция-90 влажными почвами // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. – Л.: Колос, 1969. – С. 32.

5. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах: физико-химические механизмы и моделирование. – М.: Энергониздат, 1981. – 99 с.

6. Коноплев А. В. и др. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, в системе почва – вода // Метрология и гидрология. – 1988. – № 12.

7. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В., Бакунов Н. А. Влияние некоторых природных сорбентов на накопление цезия-137 в урожае овса // Известия ТСХА. – 1966. – Вып. 2. – С. 144.

8. Андреева Н. Р., Шубаева М. А. Ионнообменные свойства цеолита К-Г по отношению к стронцию и цезию // Радиохимия. – 1989. – Т. 31. – Вып. 4. – С. 111.

9. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф., Урбанюк А. П. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами // Радиохимия. – 1989. – Т. 31. – Вып. 4.

Виконані теоретичні дослідження по вивченню кількісних характеристик та закономірностей зміни коефіцієнтів розподілу ( $K_d$ ) радіонуклідів між твердою та рідкою фазами в залежності від сорбційної здатності сорбента ( $S$ ) і співвідношення твердої та рідкої фаз. Показано, що коефіцієнт розподілу, взятий без врахування відношення твердої фази до рідкої, не характеризує поглинаючу здатність сорбента. Зміна значень  $K_d$  в залежності від поглинаючої здатності сорбента носить криволінійний характер і різко підвищується із збільшенням сорбції радіонукліда з розчину. Порівняння двох значень  $K_d$ ,



отриманих за одних і тих же умов, не дає уявлення про відмінності поглинаючої здатності сорбентів, якщо не враховувати закономірності зміни  $K_d$  в залежності від  $S$ . Теоретично показана низька ефективність сорбентів як засобу закріплення радionуклідів у ґрунтах.

Theoretical investigations of quantitative characteristics and regularities of change of radionuclides distribution coefficients ( $K_d$ ) between solid (S) and liquid (L) phases depending on binding capacity of sorbent (B) and on the ratio S:L. It was shown that distribution coefficient without the regard of ratio S:L do not characterize binding capacity of sorbent. Change of  $K_d$  value depending on binding capacity of sorbent has a character of a curve and sharply increases with radionuclide sorbtion from solution. The comparison of two  $K_d$  values, obtained in the same conditions, does not give a notion the variations of sorbent binding capacity, if regularities of  $K_d$  change depending on (B) were not taken into account regarded. Low efficacy of sorbents as a means of radionuclide fixation was shown theoretically.

## ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОВЕДЕНИЯ $^{90}\text{Sr}$ И $^{137}\text{Cs}$ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ В ПОЧВЕННО- РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ КОРМОВЫХ УГОДИЙ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ

*М. И. Ильин*

Вопросы поведения радионуклидов в луговых ценозах после аварии на Чернобыльской АЭС вызывают несомненный интерес, который обусловлен, с одной стороны, значительной ролью естественных лугов в обеспечении животноводства кормами в Украинском Полесье, а с другой – наличием проблемы получения нормативно «чистых» кормов именно на естественных сенокосах и пастбищах, часто даже при минимальном радиоактивном загрязнении почвы последних [1].

В «дочернобыльский» период был накоплен значительный объем экспериментальных данных о закономерностях миграции радионуклидов по пищевым цепям и распределении их в компонентах биогеоценозов [2–4], которые послужили основанием для изучения миграции в почвенно-растительном покрове радионуклидов чернобыльских выбросов. Однако о закономерностях распределения радионуклидов чернобыльских выпадений и формах их нахождения в почвах естественных лугов имеются лишь отдельные сведения. Недостаточно изученным остается вопрос о зависимости доступности для растений радионуклидов от их подвижности в почвах естественных лугов. К началу проведения исследований практически отсутствовали статистически достоверные данные о количественных параметрах накопления радионуклидов растениями на лугах Полесья различных типов, что существенно затрудняло прогнозирование радиоактивного загрязнения луговых травостоев. Для выяснения этих вопросов и их детализации исследования в 1988–1994 гг. проводили на естественных лугах и улучшенных кормо-

вых угодьях Полесья Украины, а также на стационарных луговых экспериментальных участках, расположенных на западном следе радиоактивного загрязнения, образовавшемся в результате аварийных выбросов ЧАЭС.

В целях определения содержания радионуклидов почвенные пробы отбирали послойно (шаг отбора 5 см): верхний 5-сантиметровый слой, как правило, разделяли на две части – 0–2 см и 2–5 см, и в первой (дернина) отделяли собственно почвенную фракцию от растительной компоненты (базальная часть и корни растений, а также другие растительные остатки). Все образцы высушивали при нормальных условиях, а до воздушно-сухого состояния – при 105° К. Почвенные образцы просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм, а растительные измельчали на электромельницах.

Формы нахождения радионуклидов в почвенных образцах (водно-растворимые, обменные и кислоторастворимые) определяли по общепринятой методике [5] при последовательной обработке почвы водой, 1N раствором  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  и 6N раствором  $\text{HCl}$ . В отдельных случаях при обработке почвы царской водкой определяли прочно фиксированную форму радионуклидов.

Концентрацию  $^{137}\text{Cs}$  в пробах устанавливали на гамма-спектрометре «Nokia LPA 4900» с германий-литиевым полупроводниковым детектором и на приборе LP 4900 B Multichannel analyser, а  $^{90}\text{Sr}$  – радиохимическим способом по общепринятой методике [6].

Параметры вертикального распределения в почве радионуклидов ( $D$  – коэффициент квазидиффузии,  $\text{см}^2/\text{с}$ ) определяли с использованием пакета прикладных программ по прогнозированию вертикальной миграции радионуклидов, разработанного в УНИИСХР [7].

Коэффициент пропорциональности (КП) содержания радионуклидов (РН) в почве и растениях рассчитывали по формуле

$$\text{КП} = \frac{\text{концентрация РН в возд.-сухой массе растений, Бк/кг}}{\text{плотность загрязнения почвы, кБк/м}^2}$$

Результаты экспериментов были статистически обработаны [8].

При изучении закономерностей поведения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  чернобильских выпадений в почвах естественных лугов Полесья подвижность радионуклидов определяли: 1) по интенсивности их вертикальной миграции и 2) по соотношению водно-растворимых, обменных и необменных форм радионуклидов в верхнем 30-сантиметровом слое почвы.

Закрепление радионуклидов в основном слое размещения корневой системы луговых растений (0–5 см) обеспечивает длительное поступление их в травостой. На естественных лугах

определенную часть этого почвенного горизонта составляет дернина, в которой спустя 2 года после аварии находилось основное количество радиоактивных выпадений: на суходольных лугах от 52 до 93%  $^{137}\text{Cs}$  было сосредоточено в дернине – верхнем 2-сантиметровом слое дерново-подзолистых супесчаных почв (табл. 1).

Таблица 1. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  по профилю дерново-подзолистых супесчаных почв суходольных лугов Полесья по мере удаления от ЧАЭС, % от содержания в слое 0–25 см (1988 г.)

Местность, где расположен луг, расстояние от ЧАЭС, км	Слой почвы, см					
	0–2 (дернина)	2–3	3–4	4–5	5–10	10–25
Киевская обл., 5	93.0	4.1	1.1	0.7	0.7	0.4
То же, 28	84.3	11.2	2.5	1.0	0.7	0.3
– “ – , 72	56.1	29.9	10.2	2.5	0.9	0.4
Житомирская обл., 100	51.7	31.3	12.6	3.0	1.0	0.4
Ривненская обл., 300	52.1	30.4	13.4	2.9	0.9	0.3
НСР <sub>0,95</sub>	3.5	2.1	0.5	0.2	0.1	0.1

Максимально высокие значения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в дернине суходольных лугов, сформированных на дерново-подзолистых супесчаных почвах, отмечены в 30-километровой зоне ЧАЭС и прилегающих к ней районах (84–93%), а на значительном удалении от станции (более 60 км) в этом верхнем почвенном горизонте содержится, как правило, около половины всего количества радионуклида.

Изучение распределения радионуклидов по профилю почв естественных лугов в 1992 г. показало, что из верхнего 5-сантиметрового слоя различных почв мигрировало до 42%  $^{137}\text{Cs}$  и 44%  $^{90}\text{Sr}$ , выпавших на поверхность, и, следовательно, спустя 6 лет после аварии на ЧАЭС, основное количество обоих радионуклидов находилось в верхнем слое почв естественных лугов (табл. 2).

Таблица 2. Миграция радионуклидов из верхнего 5-сантиметрового слоя почв лугов Полесья, % от содержания в слое 0–30 см (1992 г.)

Тип почвы	Тип луга по режиму увлажнения	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Дерново-подзолистая песчаная	Суходол абсолютный	2.3	31.7
Луговая суглинистая	Среднепойменный	8.7	13.5
Дерново-подзолистая супесчаная	Среднепойменный	14.6	34.2
Лугово-аллювиальная супесчаная	Долгопойменный	35.6	44.0
Торфяно-глеевая	Долгопойменный	42.0	21.6
НСР <sub>0,95</sub>		3.0	6.2

Минимальная подвижность  $^{137}\text{Cs}$  наблюдалась в дерново-подзолистой песчаной почве абсолютного суходола, в которой за 6 лет из верхнего 5-сантиметрового слоя мигрировало 2,3% радионуклида, а максимальная – в торфяно-глеевой почве долгопойменного луга – 42%. Интенсивность миграции  $^{90}\text{Sr}$  из верхнего слоя почв, как правило, выше и варьирует в меньшей степени (от 13,5% в луговой суглинистой почве до 44% в лугово-аллювиальной супесчаной). Однако в условиях длительного переувлажнения подвижность радионуклидов сопоставима, а в торфяно-глеевой почве – в 2 раза выше подвижность  $^{137}\text{Cs}$ .

Подвижность  $^{137}\text{Cs}$  в зависимости от свойств почвы и режима увлажнения луга возрастает (1988–1992 гг.) с уменьшением степени минерализации почв и увеличением их водообеспеченности. Максимальная интенсивность вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается в переувлажненных торфяно-глеевых почвах, а минимальная – в суходольных дерново-подзолистых. Со временем интенсивность миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах достаточного и избыточного увлажнения практически не снижается, а в болотистых почвах может увеличиваться (табл. 3). Таким образом, режим увлажнения естественных лугов является для  $^{137}\text{Cs}$  важнейшим фактором, определяющим его подвижность в почвах.

Таблица 3. Влияние типа почвы и режима увлажнения естественных лугов на интенсивность вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$

Тип почвы	Тип луга по режиму увлажнения	$D, \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$	
		1988 г.	1992 г.
Дерново-подзолистая супесчаная	Суходол нормальный	3.02	1.17
То же	Краткопойменный	3.63	1.47
– “ –	Среднепойменный	5.29	3.12
Торфяно-глеевая	Краткопойменный осушенный	4.15	2.67
То же	Среднепойменный	6.96	5.75
– “ –	Низинный болотистый	13.5	16.7
$\text{НСР}_{0,95}$		0.24	0.21

Спустя 6 лет после аварии  $^{137}\text{Cs}$  в почвах естественных лугов в основном находился в прочно фиксированном состоянии при очень незначительных долях водно-растворимой и обменной форм, что, очевидно, обусловлено состоянием радионуклида в выпадениях и фиксации его на почвенных минералах. Состояние  $^{90}\text{Sr}$  можно характеризовать, как обменное при увеличении доли водно-растворимой формы с ростом влагообеспеченности почв (табл. 4).

Таблица 4. Формы нахождения радионуклидов в почвах естественных лугов, % от валового содержания в слое 30 см (1992 г.)

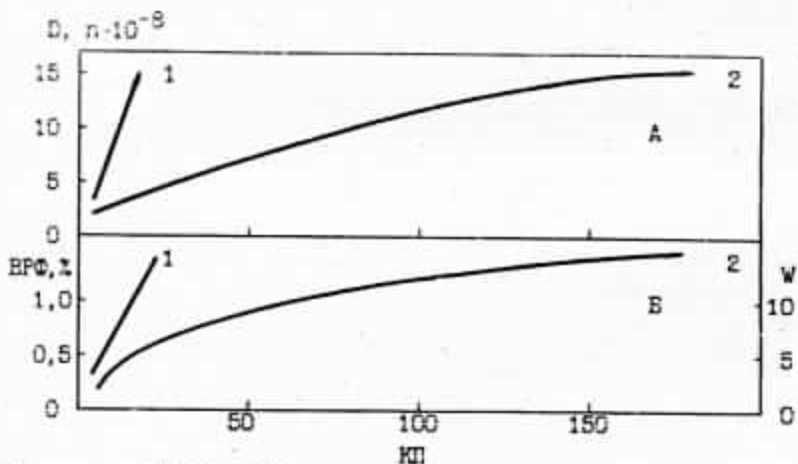
Тип почвы луга по режиму увлажнения	$^{137}\text{Cs}$			$^{90}\text{Sr}$		
	Водно-растворимая	Обменная	Кислоторастворимая	Водно-растворимая	Обменная	Кислоторастворимая
Дерново-подзолистая песчаная (суходол абсолютный)	0.1	2.5	10.8	14.0	70.8	11.3
Луговая суглинистая (среднепойменный)	0.1	0.6	7.7	23.1	50.9	26.0
Дерново-подзолистая супесчаная (среднепойменный)	0.2	2.8	12.9	22.3	66.9	10.2
Лугово-аллювиальная супесчаная (долгопойменный)	1.1	3.3	31.2	44.4	44.8	9.4
Торфяно-глеевая (долгопойменный)	0.8	1.6	16.8	24.1	48.5	24.4
НСР <sub>0.95</sub>	0.1	0.3	1.0	3.3	5.1	1.5

Соотношение подвижных форм  $^{137}\text{Cs}$  изменяется в зависимости от типологических особенностей луга (типа почвы и режима увлажнения): с уменьшением степени минерализации почв и увеличением их влагообеспеченности растет отношение водно-растворимой формы  $^{137}\text{Cs}$  к обменной (от 0,04 в дерново-подзолистой почве абсолютного суходола до 0,5 в условиях торфяного луга длительного затопления). Максимальное отношение водно-растворимой формы  $^{90}\text{Sr}$  к обменной (1,0) отмечено в лугово-аллювиальной супесчаной почве, а минимальное (0,2–0,3) – в дерново-подзолистых. В торфяно-глеевой почве долгопойменного луга на глубине более 10 см содержание водно-растворимой формы  $^{137}\text{Cs}$ , по сравнению с обменной, в 2–3 раза выше, что, по-видимому, может обуславливать адекватное увеличение интенсивности перехода радионуклида в растения на этих почвах.

Данные, полученные в результате изучения поведения радионуклидов чернобыльских выпадений в почвах естественных лугов, свидетельствуют о существовании определенных закономерностей изменения подвижности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Украинского Полесья в зависимости от характера выпадений и основных типологических особенностей луга (типа почвы и режима увлажнения).

Известно, что подвижность радионуклидов в значительной степени определяется теми же факторами, которые обуславливают поглощение и закрепление их почвами, а также биологическими особенностями растений. Принимая во внимание, что при фитотопологической классификации естественных лугов учитывались комплекс почвенно-климатических факторов (в том числе тип почвы, режим увлажнения луга) и видовой состав травостоя, можно предположить, что существуют определенные закономерности перехода радионуклидов из почв в растения для естественных лугов различных типов.

Для проверки этого предположения в условиях Полесья изучали: 1) зависимость доступности радионуклидов для растений от их подвижности в почвах естественных лугов различных типов; 2) влияние типа почвы и режима увлажнения луга на накопление радионуклидов травостоем; 3) влияние биологических особенностей луговых растений и типа травостоя (соотношения основных видов трав) на уровень радиоактивного загрязнения луговой фитомассы.



Поступление  $^{90}Sr$  (1) и  $^{137}Cs$  (2) в луговые растения ( $КП$ ) в зависимости от интенсивности их вертикальной миграции ( $D$ ) в почве (А), содержания воднорастворимой формы (ВРФ)  $^{137}Cs$  и отношения суммы подвижных форм к кислоторастворимой форме ( $W$ )  $^{90}Sr$  (Б)

Установлено, что зависимость доступности  $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$  для растений от интенсивности их вертикальной миграции и содержания в почве подвижных форм радионуклидов носят однотипный характер (см. рисунок). Значения  $КП$  радионуклидов возрастают пропорционально увеличению коэффициента квазидиффузии, содержания воднорастворимой формы  $^{137}Cs$  и отношения суммы подвижных форм к содержанию кислоторастворимой формы  $^{90}Sr$ .

Помимо этого, представленные данные косвенно свидетельствуют о связи распределения радионуклидов в профиле почв естественных лугов Полесской зоны с формами их нахождения, в частности:  $^{137}\text{Cs}$  – с водно-растворимой формой, а  $^{90}\text{Sr}$  – с отношением суммы подвижных форм к кислоторастворимой.

В зависимости от типа луга степень перехода  $^{137}\text{Cs}$  в травостой увеличилась в 0,3–189 раз в ряду почв: лугово-черноземные, луговые, дерново-подзолистые, торфяно-глеевые (табл. 5).

Таблица 5. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в травостое и растительной фракции дернины при плотности загрязнения естественных лугов 1 кБк/м<sup>2</sup>, Бк/кг воздушно-сухой массы (1990 г.)

Тип почвы	Тип луга по режиму увлажнения	Растительная фракция дернины	Травостой
Лугово-черноземная суглинистая	Суходол нормальный	1–2	0.3–0.6
Луговая суглинистая	То же	3–8	1–2
То же	Среднепойменный	9–16	2–4
Луговая супесчаная	Суходол нормальный	10–14	2–3
То же	Долгопойменный	20–35	8–11
Дерново-подзолистая суглинистая	Суходол нормальный	4–12	1–3
Дерново-подзолистая супесчаная	То же	10–22	2–4
То же	Среднепойменный	24–38	5–8
Дерново-подзолистая песчаная	Суходол абсолютный	35–56	4–6
То же	Суходол нормальный	40–63	5–9
– “ –	Суходол избыточного увлажнения	45–69	13–22
– “ –	Долгопойменный	53–75	25–39
Торфяно-глеевая	Осушенный краткопойменный	77–90	30–45
То же	Долгопойменный	123–172	58–82
Лугово-аллювиальная супесчаная	Долгопойменный	142–170	73–90
Торфяно-глеевая	Низинный болотистый	170–198	135–189

Минимальные величины перехода  $^{137}\text{Cs}$  отмечены для суходольных лугов, где КП радионуклида примерно в 135–300 раз ниже, чем для пойменных лугов и в 630 раз ниже, чем для болотистых. Среди суходолов наибольшим поступлением радионуклида в травостой характеризуются избыточно увлаж-

ненные, где КП  $^{137}\text{Cs}$  могут быть сопоставимы с КП для пойменных лугов.

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в растительной фракции дернины коррелирует с уровнем загрязнения травостоя, а их соотношение зависит от типологических особенностей луга. Максимальное отношение (12:1) наблюдалось для суходольных лугов с легкими дерново-подзолистыми почвами, а минимальное (приблизительно 1:1) – для болотистых лугов с торфяно-глеевой почвой.

Анализ полученных результатов подтверждает мнение многих исследователей о том, что значительная роль в загрязнении луговых растений и продукции животноводства принадлежит дернине [9–11]. Так, спустя 6 лет после аварии на Чернобыльской АЭС более половины выпавших  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  удерживалось в 5-сантиметровом верхнем почвенном горизонте, основную часть которого составляет дернина. Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в растительной фракции дернины в 2–9 раз была выше уровня загрязнения травостоя, что ведет к дополнительному радиоактивному загрязнению продукции животноводства.

Поведение  $^{90}\text{Sr}$  в луговых ценозах Полесья в зависимости от тех же типологических особенностей лугов, очевидно, подчиняется другим закономерностям. В частности, не отмечено увеличения загрязнения растений этим радионуклидом, адекватного росту влагообеспеченности угодий. К тому же поступление его в травостой лугов наиболее распространенных в этой зоне типов различается не более чем в 9 раз.

Изучение динамики накопления  $^{137}\text{Cs}$  луговыми травостоями показывает (табл. 6), что, начиная с 1992 г., этот показатель существенно не изменяется. За 6 лет (1989–1994 гг.) не наблюдалось существенного снижения значений КП радионуклида в условиях минимального увлажнения дерново-подзолистой почвы и переувлажненного низинного болотистого луга на торфяно-глеевой почве, в то время как в условиях оптимального увлажнения переход  $^{137}\text{Cs}$  в травостой среднестепного луга на дерново-подзолистой почве и осушенного торфяника снизился, примерно, в 20 раз.

Таблица 6. Динамика перехода  $^{137}\text{Cs}$  (КП) из почв естественных лугов Полесья в травостой (срок отбора образцов – май)

Год наблюдения	Дерново-подзолистая		Торфяно-глеевая	
	Абсолютный суходол	Среднепойменный	Осушенный	Низинный
1989	5,6±0,7	26,0±3,2	70,8±8,5	189,0±18,2
1990	5,7±0,6	9,4±0,8	9,3±1,8	144,5±15,1
1991	4,1±0,4	5,7±0,6	4,1±1,1	130,3±20,4
1992	3,3±0,5	3,0±0,4	3,1±0,5	132,1±13,3
1993	5,0±0,7	1,7±0,2	2,6±0,5	123,6±10,4
1994	3,0±0,4	1,3±0,2	2,9±0,4	134,3±14,6



Таким образом, основные фитотопологические особенности естественных лугов (тип почвы и режим увлажнения) обуславливают вполне закономерные изменения подвижности радионуклидов как в почве, так и при переходе их в луговые растения, что служит основой для определения критических типов естественных кормовых угодий Полесья, характеризующихся максимальными параметрами накопления радионуклидов в травостое, а именно: переувлажненные луга на торфяно-глеевых ( $^{137}\text{Cs}$ ), лугово-аллювиальных и дерново-подзолистых ( $^{90}\text{Sr}$ ) почвах.

Травянистый покров естественных лугов, как правило, представляет собой совокупность нескольких видов растений, из которых один (реже два) является доминирующим. Радиоактивное загрязнение растений этого вида в значительной степени определяет уровень загрязнения травостоя в целом.

Среди изучаемых типов лугов наибольшие расхождения в КП  $^{90}\text{Sr}$  (до 2 раз) отмечены у основных видов растений среднепойменного луга на луговой почве и долгопойменного на торфяно-глеевой (табл. 7). Вариабельность КП  $^{137}\text{Cs}$  была гораздо выше: от 1,5 раз (долгопойменный луг с лугово-аллювиальной почвой, где травостой составляют растения одного ботанического рода) до 13 раз (долгопойменный луг на торфяно-глеевой почве)

Таблица 7. Переход радионуклидов в доминирующие виды растений из почв естественных лугов Украинского Полесья (КП)

Тип луга по режиму увлажнения (тип почвы)	Вид растения	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Суходол абсолютный (дерново-подзолистая)	Белоус торчащий	3,6	9,0
	Вереск обыкновенный	5,7	8,4
	Булавоносец сероватый	2,3	8,6
Среднепойменный (луговая)	Канаречник тростниковидный	1,7	1,8
	Лютик ползучий	3,3	2,6
	Чина луговая	4,1	3,5
Среднепойменный (дерново-подзолистая)	Вейник наземный	1,3	10,4
	Молочай лозный	1,8	14,2
	Осока мохнатая	10,2	16,2
Долгопойменный (лугово-аллювиальная)	Осока пузырчатая	67,6	15,7
	Осока черная	97,0	12,7
	Осока острая	75,9	10,1
Долгопойменный (торфяно-глеевая)	Осока острая	82,7	4,1
	Осока заостренная	63,2	7,3
	Манник большой	6,3	8,0
НСР <sub>0,95</sub>		1,0	0,5

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о более существенном влиянии типологических особенностей естест-

венных лугов Полесья на уровень загрязнения травостоев  $^{137}\text{Cs}$  (по сравнению с  $^{90}\text{Sr}$ ) и о потенциальной возможности значительного его варьирования в случае изменения видового состава или соотношения основных видов луговых растений.

Изменение значений КП  $^{137}\text{Cs}$  со временем для злаковых растений имеет тенденцию к снижению, в то время как переход радионуклида в бобовые и некоторые другие виды в 1993–1994 гг. был больше, чем в 1990 г. (табл. 8). Сопоставление этих результатов с имеющимися данными о динамике перераспределения со временем  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем слое этой почвы подтверждает мнение о зависимости накопления радионуклидов растениями от строения их корневой системы и размещения ее в почве [11].

Таблица 8. Динамика перехода  $^{137}\text{Cs}$  (КП) из торфяной почвы осушенного луга в основные виды растений травостоя (май)

Вид растений	Год наблюдений		
	1990	1993	1994
Ежа сборная*	–	3,5±0,5	2,0±0,5
Мятлик луговой	6,0±0,1	6,2±0,8	3,5±0,6
Овсяница луговая	1,8±0,2	1,2±0,2	0,6±0,2
Подорожник ланцетовидный	3,7±0,2	10,4±1,2	–
Горошек мышиный	3,8±0,3	9,2±0,9	11,4±0,8
Чина луговая	6,1±0,5	6,0±0,7	10,5±0,7
Клевер луговой	8,4±0,9	8,9±0,6	8,4±1,3
Лапчатник гусиный	11,6±0,9	13,2±1,2	3,4±0,8
Лютик ползучий	13,7±1,0	16,2±1,5	–

\*Данный вид в травостое в 1990 не отмечен.

Исходя из изложенного, можно заключить, что видовой состав травостоя и количественное соотношение в нем основных видов растений одновременно являются одним из основных прогностических критериев подвижности  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва – растение.

Проведенные исследования показали, что подвижность «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва – растение на естественных лугах Полесья Украины изменяется вполне закономерно. Более прочная сорбция чернобыльского  $^{137}\text{Cs}$  минеральными почвами по сравнению с  $^{90}\text{Sr}$  [9–11] во многом обуславливает меньшую интенсивность поступления первого в травостое естественных лугов. Однако в распространенных в Полесье переувлажненных органомных почвах подвижность  $^{137}\text{Cs}$  больше. Это в значительной мере предопределяет резкое увеличение перехода радионуклида в луговые растения. Фито-

топологический тип лука может быть использован в качестве комплексного критерия доступности  $^{137}\text{Cs}$  для растений луговых ценозов Полесья, поскольку он позволяет достоверно прогнозировать переход этого радионуклида в травостой естественных лугов с разными типологическими характеристиками.

1. Пристер Б. С., Лоцилов Н. А., Немец О. Ф., Поярков В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. – Киев: Урожай, 1991.
2. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – С. 132.
3. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. – М.: Колос, 1973. – С. 271.
4. Корнеев Н. А. Радиоактивные продукты деления в кормах сельскохозяйственных животных // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. – М., 1980. – С. 121–130.
5. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
6. Методические указания по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. – М.: Минсельхоз СССР, 1985. – 64 с.
7. Левчук С. Е. и др. Пакет прикладных программ по прогнозированию вертикальной миграции радионуклидов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1993. – Вып. 3. – С. 3–7.
8. Достлехов Б. А. Методика полевого опыта. – М.: Колос, 1979. – 416 с.
9. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н., Корнеева Н. В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. – М.: Колос, 1977. – 207 с.
10. Фирсакова С. К., Гребенщикова Н. В. Поступление Sr-90 и Cs-137 в растительность лугов из дернины // Доклады ВАСХНИЛ. – М., 1980. – № 9. – С. 19–22.
11. Пристер Б. С., Перепельникова Л. В., Семенютин А. М., Соболев А. С. Поступление радионуклидов в продукцию растениеводства, производимую на территориях Киевской, Житомирской, Ривненской областей // Тез. докл. 3-й Всесоюз. конф. по сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1990. – Т. 1. – С. 41.
12. Гребенщикова Н. В., Самусев Н. И., Новик А. А. Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области // Тез. докл. 3-й Всесоюз. конф. по сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1990. – Т. 1. – С. 18–19.
13. Семенютин А. М., Перепельникова Л. В., Пристер Б. С. Особенности вертикальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах зоны ЧАЭС // Тез. докл. 3-й Всесоюз. конф. по сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1990. – Т. 1. – С. 17–18.
14. Шутков В. Н., Арханова Е. В., Басалаева Л. Н., Брук Г. Я., Симоновская Ю. З. Вертикальная миграция радиоцезия в почвах // Тез. докл. 3-й Всесоюз. конф. по сельскохозяйственной радиологии. – Обнинск, 1990. – Т. 1. – С. 28.

Вивчалися наслідки багаторічних досліджень поведінки  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  чорнобильських випадів в лучних ценозах Полісся України. Встановлено, що рухомість  $^{137}\text{Cs}$  в системі ґрунт – рослина на природних луках Полісся залежить від фітотопологічного типу луків – комплексного показника, який враховує тип ґрунту, режим зволоження та видовий склад травостою луків.

Results of the investigations on Chernobyl fallouts  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  behaviour in meadow cenoses of Ukrainian Polesyie were summarized. It was found that  $^{137}\text{Cs}$  mobility in the system soil – plants on natural meadows of Polesyie depends on phytotopological meadow type – complex index, which takes into account soil type, meadow moisturizing regime and specific composition of herbage.

# ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ $^{137}\text{Cs}$ В ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА, ПРОИЗВОДИМОЙ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЯХ, ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ УДОБРЕНИЙ

*А. И. Дутов, Е. А. Залуцкий, С. Н. Невмержицкий*

Среди многих проблем, возникших в связи с аварией на Чернобыльской АЭС, одной из острых и масштабных является проблема рационального ведения отрасли растениеводства на загрязненных радионуклидами территориях. За прошедший период времени проделан значительный объем научной и оперативно-прикладной работы, обусловившей улучшение радиологической ситуации в сельскохозяйственном производстве. Вместе с тем объективные трудности экономического характера, нарушение системы удобрения основных сельскохозяйственных культур, в особенности в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, могут в значительной степени влиять как на их продуктивность, так и на накопление радиоцезия в продукции растениеводства.

Количественные характеристики накопления радиоцезия сельскохозяйственными культурами определяются, в первую очередь, их биологическими особенностями, почвенно-климатическими условиями, физико-химическими характеристиками радиоактивных выпадений и проводимым комплексом агротехнических мероприятий по снижению миграции радионуклидов в системе почва – растение [1–3]. Из этих мероприятий наиболее широкое распространение получили внесение повышенных доз калийных удобрений, известкование кислых почв, подбор культур, отличающихся потенциально невысокой способностью накапливать радионуклиды в товарной части, и др. [4]

Роль минеральных удобрений в формировании урожая и качества продукции сельскохозяйственных культур не изменяется и в условиях радиоактивного загрязнения почвы. В то же время применение удобрений может существенно влиять на аккумуляцию радионуклидов в культурах [5–9].

Необходимо отметить, что практически не встречается работ, в которых был бы дан анализ спонтанно сложившейся в хозяйствах в последние годы системы удобрения, ее влияния на продуктивность сельскохозяйственных культур и накопление в них  $^{137}\text{Cs}$  с целью прогнозирования изменения радиологической ситуации в хозяйствах, расположенных на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

Для освещения указанных вопросов были использованы фактические данные, полученные в базовом хозяйстве Овручского опорного радиологического пункта УНИИСХР (КСР

«Колос» Овручского района Житомирской области). Земли базового хозяйства представлены дерново-подзолистыми почвами различного механического состава с относительно невысоким естественным плодородием. Содержание гумуса в пределах 0,8–3,0%, щелочно-гидролизующего азота 5,4–9,6 мг/100 г почвы, доступного фосфора 3,9–13,4, подвижного калия 3,1–18,3 мг/100 г почвы. Реакция почвенного раствора слабкокислая ( $pH_{KCl}$ ) 4,7–6,3. В поглощающем комплексе преобладающими элементами являются кальций, магний, водород и алюминий. В слабоподзолистых почвах водород и алюминий составляют 15–20% общей емкости поглощения, в среднеподзолистых – 25–50%.

Хозяйство находится в зоне западного следа радиоактивных выпадений. Плотность загрязнения его почв по радиоцезию отличается значительными колебаниями и в среднем составляет 4,85 Ки/км<sup>2</sup>. При этом с плотностью загрязнения до 5 Ки/км<sup>2</sup> – 78%; 5–15 Ки/км<sup>2</sup> – 22%.

Таблица 1. Динамика изменения содержания <sup>137</sup>Cs в продукции растениеводства (Овручский опорный радиологический пункт)

Наименование культуры	Часть растения	Удельная активность <sup>137</sup> Cs, Бк/кг			
		1993 г.	1994 г.	1995 г.	1995 к 1993 г., %
Озимая пшеница	Зерно	18,9	19,1	24,1	127
	Солома	83,7	85,9	91,7	109
Озимая рожь	Зерно	22,3	24,7	26,5	119
	Солома	86,9	88,5	98,1	113
Ячмень	Зерно	16,8	19,5	17,9	104
	Солома	59,9	61,2	67,1	112
Овес	Зерно	28,7	29,5	32,2	112
	Солома	67,7	74,2	91,1	134
Картофель	Клубни	25,9	26,1	18,9	73
Кормовая свекла	Корнеплоды	47,7	49,2	51,3	108
Лен	Семена	17,7	18,1	19,8	112
	Соломка	93,2	92,1	101,0	108

Изменения накопления радиоцезия в урожае рассматриваемых сельскохозяйственных культур (табл. 1) тесно связаны с изменением системы удобрения. Так, на основании данных, приведенных в табл. 2, можно сделать вывод, что за последние 3 года количество минеральных удобрений, вносимых под сельскохозяйственные культуры, значительно уменьшилось. Если в 1993 г. под озимую пшеницу было внесено 233 кг/га д. в. туков, то в 1995 г. – 43 кг/га, т. е. в 5,2 раза меньше. При этом снижение общего количества минеральных удобрений происходило, в первую очередь, за счет уменьшения доли калия.

Например, если доза азотных удобрений в 1995 г. снизилась в 2,2 раза, то калийные удобрения в этом году вообще не вносились. Необходимо отметить, что в 1994 г. удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в зерне была примерно такой же, как в 1993 г., что связано с последствием калийных удобрений на второй год после их внесения под предшествующую культуру. Такая же закономерность была отмечена и по отношению к другим сельскохозяйственным культурам.

Таблица 2. Динамика изменения количества вносимых минеральных удобрений (Овручский опорный радиологический пункт)

Наименование культуры	Количество удобрений, кг/га д. в.								
	1993 г.			1994 г.			1995 г.		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
Озимая пшеница	83	10	140	35	0	0	35	8	0
Озимая рожь	70	10	114	50	0	0	20	0	0
Ячмень	70	10	80	0	0	0	0	0	0
Овес	50	10	80	0	0	0	0	0	0
Картофель	30	30	50	10	10	0	0	0	0
Кормовая свекла	65	30	90	40	50	0	40	8	0

Под картофель в 1995 г. минеральные удобрения не вносили. В то же время было внесено 40 т/га навоза, что и обусловило некоторое снижение накопления радиоцезия в клубнях.

Уменьшение количества вносимых минеральных удобрений при возделывании сельскохозяйственных культур обусловило значительное снижение продуктивности последних (табл. 3).

Таблица 3. Динамика изменения продуктивности сельскохозяйственных культур (Овручский опорный радиологический пункт)

Наименование культуры	Урожайность, ц/га			
	1993 г.	1994 г.	1995 г.	1993 г. к 1995 г., %
Озимая пшеница	26,4	18,8	16,6	63
Озимая рожь	22,0	19,5	18,8	85
Ячмень	20,6	13,3	8,9	43
Овес	16,2	12,5	10,6	65
Картофель	129,9	144,0	110,6	85
Кормовая свекла	188,0	170,4	150,1	80

Так, урожай зерна озимой пшеницы и озимой ржи снизился соответственно на 37 и 15%, кормовой свеклы – на 20, картофеля – на 15%. Под эти культуры частично вносили удобрения: под озимые – азотные (ранневесенняя подкормка), под кормо-

вую свеклу – 40 кг/га азота и 8 кг/га фосфора (под весенню культувацію) и под картофель – 40 т/га навоза. Больше всего снизился урожай зерна яровых культур, под которые минеральные удобрения не вносили: ячменя – более чем в 2 раза; овса – на 35%.

Таким образом, анализ фактического материала, полученного в реальных производственных условиях, позволяет сделать следующие выводы:

снижение доз минеральных удобрений, вносимых под сельскохозяйственные культуры, происходило, в первую очередь, за счет уменьшения доли фосфорных и калийных удобрений. При этом возрастает роль органических удобрений, производимых в хозяйствах;

сложившаяся в производстве за последние годы система удобрений обусловила существенное снижение продуктивности сельскохозяйственных культур, способствовала увеличению накопления радиоцезия в продукции растениеводства;

при сохранении указанной системы удобрения может наблюдаться ухудшение радиологической ситуации в сельскохозяйственном производстве.

1. Пристер Б. С., Лоцилов Н. А., Немец О. Ф. и др. Основы сельскохозяйственной радиологии. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.

2. Бондарь П. Ф., Лоцилов Н. А., Дутов А. И., Озорнов А. Г., Свиденюк Н. Л., Терещенко Н. Р., Масло А. В. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1991. – Вып. 1. – С. 74–88.

3. Бондарь П. Ф., Лоцилов Н. А., Озорнов А. Г. Динамика относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1993. – Вып. 3. – С. 93–97.

4. Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Параметры перехода радиоцезия в урожай овса на производственной почве в зависимости от применения минеральных удобрений и химических мелиорантов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1991. – Вып. 1. – С. 125–132.

5. Гигиена и санитария. – 1970. – № 1. – С. 61.

6. Агрохимия. – 1977. – № 6. – С. 111.

7. Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Влияние различных доз калийных удобрений на поступление радиоцезия в урожай овса // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1992. – Вып. 2. – С. 121–125.

8. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. – М.: Колос, 1973. – 184 с.

9. Агрохимия. – 1982. – № 4. – С. 71–75.

На прикладі базового господарства Овруцького опорного радіологічного пункту Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології (ксп. «Колос» Овруцького району Житомирської області) проаналізована система удобрення сільськогосподарських культур, що склалась на цей час.

За останні 3 роки сталося значне зниження кількості мінеральних добрив, що вносились. Так, якщо в 1993 р. під озиму пшеницю було внесено 233 кг/га д. р. туків, то в 1995 р. – в 5,2 раза менше. При цьому спостерігалось

зниження дози добрив, в першу чергу, за рахунок фосфору та калію, що зумовило зниження урожайності, сприяло збільшенню накопичення радіоцезію в продукції рослинництва. При збереженні системи удобрення, що складалась, може спостерігатись погіршення радіологічної ситуації в сільськогосподарському виробництві.

On the example of base farm of Ovruch radiological point of Ukrainian Research Institute of Agricultural Radiology (collective farm «Kolos», Ovruch district, Zhitomir region) the system of fertilizers application under agricultural crops, formed in the last years, was analysed.

Within the last 3 years the amount of used mineral fertilizers has significantly decreased. Thus, in 1993 233 kg/ha of fertilizers was introduced under winter rye, and in 1995 it was 5,2 times less. The reduction of fertilisers dose was observed, first of all, at the rate of phosphorus and potassium, which is determined by the decrease of yield, this provided the increase of radiocesium accumulation in plant products. If the mentioned system of fertilizing is preserved, the radiological situation in agricultural production can become worse.

## **ПОДХОДЫ К ПЛАНИРОВАНИЮ ПРИМЕНЕНИЯ КОНТРОЛЕЙ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОМ ПРОИЗВОДСТВЕ НА ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ**

*Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятнікова, Л. В. Калиненко,  
Т. Н. Иванова, Р. В. Медяк*

Радиоактивному загрязнению на Украине в результате аварии на ЧАЭС подверглись сельскохозяйственные угодья площадью более 4,5 млн. га, которые составляют 12% всей площади; из них с плотностью загрязнения 3,7–37 кБк/м<sup>2</sup> – 3,5 млн. га, 37–175 кБк/м<sup>2</sup> – 1 млн. га, 175–525 кБк/м<sup>2</sup> и выше – 0,13 млн. га. Из-за высоких уровней загрязнения из оборота выведено 180 тыс. га сельскохозяйственных угодий.

Работы по научному обоснованию безопасного ведения сельского хозяйства на загрязненных землях выполняются начиная со дня аварии. Частично перепрофилировано сельскохозяйственное производство. Проведено известкование 423 тыс. га, повышенные дозы фосфорно-калийных удобрений внесены на 700 тыс. га, залужено и перезалужено более 270 тыс. га лугов и пастбищ, удобрения и мелиоранты внесены на 12 тыс. га приусадебных участков. Однако необходимо ежегодно корректировать объемы и затраты на финансирование этих работ.

Для оценки объемов контролей следует учитывать такие параметры:

коллективные и индивидуальные дозовые нагрузки на население областей Украины, пострадавших от аварии на ЧАЭС;  
динамика изменения коэффициентов перехода <sup>137</sup>Cs в сельскохозяйственную продукцию;

© Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятнікова, Л. В. Калиненко, Т. Н. Иванова,  
Р. В. Медяк, 1996



эффективность контрмер по уменьшению загрязнения сельскохозяйственной продукции;

структура почвенного покрова и сельскохозяйственных угодий областей Украины, которые наиболее пострадали вследствие аварии на ЧАЭС.

В табл. 1 приведены коллективные дозовые нагрузки на население, которое проживает на территории Украины, отнесенной ко II–III зонам загрязнения.

Таблица 1. Коллективные дозовые нагрузки на население, проживающее на территории Украины, отнесенной ко II–III зонам загрязнения радиоактивными веществами

Область	II зона		III зона		По области	
	Коллективная доза, мЗв	% от общей	Коллективная доза, мЗв	% от общей	Коллективная доза, мЗв	% от общей
Винницкая	0		0		0	
Волынская	11738	4	258564	96	270302	31
Житомирская	21337	12	155111	88	176448	20
Ивано-Франковская	0		0		0	
Киевская	3958	12	28947	88	32905	4
Ривненская	74353	20	295685	80	370038	42
Сумская	0		1660	100	1660	0,2
Тернопольская	0		0		0	
Хмельницкая	0		0		0	
Черкасская	0		3015	100	3015	0,4
Черновицкая	0		3151	100	3151	0,4
Черниговская	15	0,2	14022	99,8	14037	2
Всего по Украине	111401	13	760155	87	871556	100

\*За исключением городов.

Как видно из табл. 1, наибольшая коллективная доза была получена населением II–III зон загрязнения областей Ривненской – 42%, Волынской – 31, Житомирской – 20 и Киевской – 4%; 13% коллективной дозы населения II–III зон Украины приходится на населенные пункты зоны безусловного отселения. Отселение жителей из этой зоны продолжается до настоящего времени, однако одновременно сюда возвращается значительное количество самоселов. Основную часть коллективной дозы получает население зоны добровольного гарантированного отселения – до 87%.

Таблица 2. Динамика изменения КП  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственную продукцию за период 1991–1995 гг. в зависимости от типа почвы (в среднем по 29 районам)

Культура	Дерново-подзолистая, рН 4.5–5.5					Серые лесные оподзоленные, рН 5.5–6.5					Черноземы, рН 6.5–7.5				
	1991	1992	1993	1994	1995	1991	1992	1993	1994	1995	1991	1992	1993	1994	1995
Озимая пшеница	0,12	0,10	0,13	0,11	0,15	0,11	0,07	0,06	0,05	0,06	0,01	0,01	<0,01	...	<0,01
Озимая рожь	0,19	0,25	0,21	0,19	0,25	0,14	0,12	0,10	0,07	0,09	...	...	...	...	...
Озимый ячмень	0,18	0,16	0,15	0,12	0,14	0,10	0,08	0,10	0,05	0,06	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	...
Капуста	0,20	0,38	0,18	0,25	0,26	0,11	0,10	0,07	0,05	0,05	0,04	0,03	0,02	0,03	<0,01
Томаты	0,18	0,11	0,05	0,08	0,04	0,09	0,07	0,05	0,06	0,03	0,02	0,01	0,03	0,02	0,03
Огурцы	0,19	0,21	0,17	0,11	0,12	0,05	0,05	0,04	0,03	0,04	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02
Свекла	0,60	0,50	0,30	0,25	0,31	0,19	0,13	0,11	0,10	0,12	0,04	0,03	0,05	0,03	0,02
Картофель	0,20	0,23	0,18	0,14	0,16	0,08	0,11	0,10	0,08	0,07	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03
Кукуруза на силос	0,20	0,25	0,15	0,21	0,20	0,13	0,10	0,12	0,09	0,10	0,03	0,02	0,03	0,01	0,03
Люпин	1,50	1,70	2,00	1,40	1,8	0,50	0,40	0,30	0,30	0,02	...	...	...	...	0,02
Люцерна	0,90	1,00	0,90	0,80	0,9	0,40	0,30	0,30	0,20	0,03	0,07	0,12	0,10	0,06	0,05
Сено сеяных трав	4,00	3,20	2,90	3,60	2,9	1,90	1,50	2,30	1,40	1,6	0,20	0,30	0,10	0,20	0,01
Сено естественных трав	4,00	4,10	3,70	4,10	3,5	1,90	1,70	1,60	1,80	1,5	...	...	...	...	...

Индивидуальная доза облучения зависит, главным образом, от величины дозы внутреннего облучения. Она составляет 40–99% общей дозы. В большинстве населенных пунктов Ривненской области, Волыни и в некоторых районах Житомирской области доза внутреннего облучения превышает 80%. Таким образом, основные усилия должны быть направлены на ее уменьшение, т. е. на проведение контрмер в сельскохозяйственном производстве, которые позволяют получать «чистую» продукцию.

В табл. 2 приведены усредненные коэффициенты перехода ( $K_n$ )  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственную продукцию в динамике после аварии на ЧАЭС. Интенсивность перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растении тесно связана с агрохимическими свойствами почв, в частности с кислотностью, поэтому полученные в реальных полевых условиях в 29 хозяйствах районов Киевской, Житомирской, Ривненской и Черниговской областей  $K_n$  были сгруппированы по данному показателю. Его значения для основных сельскохозяйственных культур различались в зависимости от групп почв в 3–25 раз, а в зависимости от вида растений на серых оподзоленных и черноземах – в 8–10 раз, в то время как на дерново-подзолистых – в 40. Очевидно, подбор культур и размещение их на почвах с соответствующими уровнем загрязнения и агрохимическими характеристиками является одним из эффективных мероприятий по уменьшению концентрации радионуклида в продукции растениеводства. Структура почвенного покрова той части Украины, которая пострадала от аварии, приведена в табл. 3.

Таблица 3. Структура почвенного покрова на территории, наиболее пострадавшей вследствие аварии на ЧАЭС

Область	Дерново-подзолистые, дерновые		Черноземы		Торфяно-болотные, луговые	
	тыс. га	%	тыс. га	%	тыс. га	%
Волынская	515,1	86	68,7	11	17,5	3
Житомирская	905,6	79	165,6	14	82,0	7
Киевская	580,7	44	727,6	55	16,8	1
Ривненская	476,9	83	56,9	10	38,4	7
Черниговская	929,5	63,7	523,6	36	5,3	0,3

С учетом особенностей почв и коэффициентов перехода радионуклидов в разные сельскохозяйственные культуры, корма и продукцию животноводства оценена эффективность контрмер, которые применяются в сельскохозяйственном производстве (табл. 4).

Таблица 4. Сравнительная оценка эффективности применения контрмер по снижению поступления радионуклидов в растениеводческую продукцию на загрязненных территориях Украины

Контрмеры	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
	Минеральные почвы	Органические почвы	Минеральные почвы	Органические почвы
Известкование, 5–7 т/га	1,5–3,0	1,5–2,0	1,5–2,6	...
Внесение NPK*	1,5–2,0	1,5–5,0	0,8–1,2	...
Внесение навоза, 50 т/га	1,5–3,0	...	1,2–1,5	...
Известкование + NPK	1,8–2,7	2,5–4,0	...	...
Известкование + навоз + NPK	2,5–6,0	—	1,5–1,8	...
Внесение сапропеля, 80–100 т/га	2–4	...	1,3–1,5	...
Внесение цеолитов	1,5–2,5	...	1,5–1,8	...
Вспашка	2,5–3,0	3,0–4,0	2,0–4,8	5,0–7
Вспашка с оборотом пласта	10	...	2,0–3,0	...
Коренное улучшение	1,5–9,0	4–16	1,5–3,5	3–5
Поверхностное улучшение	2–3	...	2–2,5	...

\* Для снижения  $K_n$   $^{137}\text{Cs} - \text{N}_{60}\text{P}_{90}\text{K}_{120}$ ;  $^{90}\text{Sr} - \text{N}_{90}\text{P}_{180}\text{K}_{90}$ .

Одной из контрмер является химическая мелиорация. Поскольку с внесением азотных удобрений коэффициент перехода радиоцезия из почвы в растения увеличивался в 1,2–3,0 раза [1], традиционное соотношение основных элементов питания было изменено. Наиболее эффективным оказалось соотношение N:P:K равное 1:1,5:2 [2]. С учетом низкого уровня плодородия почв в Полесье рекомендовано внесение несколько повышенных доз удобрений – 1,8–2,2 ц/га – по сравнению с общепринятыми.

Внесение органических удобрений – навоза, торфа, сапропелей – способствует снижению коэффициента перехода цезия в растения в 1,5–5 раз.

Почвы Полесья – преимущественно кислые и слабокислые (рН солевой вытяжки 4,0–6,0), на которых одним из эффективных мероприятий по уменьшению транспорта  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения является известкование. Известкование кислых почв при 1–1,5 нормы гидролитической кислотности (3–6 т/га) позволяет снизить коэффициент перехода цезия в 1,5–3 раза, а в сочетании с внесением органических и минеральных удобрений – в 2,5–5 раз [3]. С первого года после аварии эта мера применялась на всей пострадавшей территории, в то время как в доаварийный период – на небольших площадях.

В загрязненных районах Полесья распространены гидроморфные органогенные почвы, на которых действенность описыва-

емых контрмер выше, чем на минеральных почвах легкого механического состава. На последних с успехом применяются пескование и глинование, благодаря чему переход радионуклидов в растительность снижается в 4 раза.

С экономической точки зрения все применяемые в растениеводстве контрмеры оправданы, так как в результате их проведения урожайность сельскохозяйственных культур повышалась на 30–80%, хотя, например, известкование почв иногда приводило к ухудшению качества урожая льна и картофеля.

На пастбищах высокоэффективны меры по поверхностному и коренному улучшению: накопление  $^{137}\text{Cs}$  растениями уменьшалось в 1,8–16 раз [4].

Критическими являются дерново-подзолистые и торфяные почвы. На дерново-подзолистых почвах контрмеры проводятся начиная с плотности загрязнения 175 кБк/м<sup>2</sup>, а на торфяниках – с 37 кБк/м<sup>2</sup>.

Несмотря на существенное снижение загрязнения растениеводческой продукции, контрольные уровни его до сих пор остаются весьма высокими – от 60 до 600 Бк/кг. Поэтому проведение агрохимических контрмер представляется необходимым, как минимум, в течение десяти последующих лет.

Залужение и перезалужение лугов и пастбищ в зоне с плотностью загрязнения от 37 до 525 кБк/м<sup>2</sup> нужно проводить с учетом того, что сельскохозяйственные угодья, в том числе Луга и пастбища, больше всего пострадали от аварии на ЧАЭС (табл. 5) в Житомирской (21%), Ривненской (18%), Черкасской (11%), Черновицкой (5%), Винницкой и Черниговской (по 4%), Волынской (2%) областях.

Таблица 5. Структура сельскохозяйственных угодий областей Украины, которые пострадали вследствие аварии на ЧАЭС

Область	Общая площадь сельхозугодий, тыс. га	Площадь пастбищ и лугов		Площадь пахотных земель	
		тыс. га	%	тыс. га	%
Винницкая	1982	209	11	1773	89
Волынская	1039	356	34	683	66
Житомирская	1589	314	20	1275	80
Ивано-Франковская	484	84	17	400	83
Киевская	1659	228	14	1431	86
Ривненская	885	225	25	660	75
Сумская	1693	349	21	1344	79
Тернопольская	1039	144	14	895	86
Хмельницкая	1525	212	14	1313	86
Черкасская	1391	113	8	1278	92
Черновицкая	443	106	24	337	76
Черниговская	2052	550	27	1502	73

Следует отметить, что в Ривненской, Житомирской и Во-  
лынской областях в формировании дозы внутреннего облучения  
участвует сельскохозяйственная продукция, выращенная на  
торфяно-болотных почвах, где коэффициенты перехода радио-  
нуклидов значительно выше, чем на дерново-подзолистых. На  
этих почвах выращиваются в основном кормовые культуры, что  
приводит к загрязнению молока и мяса, потребление которых в  
значительной степени определяет дозу облучения человека.

Для оценки количества минеральных удобрений, которые  
будут вноситься на приусадебных участках до 2000 г., необ-  
ходимо проанализировать уточненные данные о проведенных в  
этом направлении работах. Известно, что минеральные удоб-  
рения внесены на более чем 12 тыс. га приусадебных участков  
Украины. Поэтому за основу оценки может быть взята величина  
коллективной дозы. С учетом того, что она наибольшая в  
Ривненской, Волинской и Житомирской областях, эти регионы  
должны получить основные средства для проведения мелио-  
ративных работ на приусадебных участках. Кроме того, необ-  
ходимо принимать во внимание, что наибольшая площадь по-  
страдавших пахотных земель находится в Житомирской, Черни-  
говской, Киевской, Черкасской областях, а в Ривненской и Во-  
лынской преобладают приусадебные участки. В значительной  
мере при аварии пострадали сельскохозяйственные угодья  
Житомирской, Киевской и Ривненской областей, представлен-  
ные в основном дерново-подзолистыми, оподзоленными поч-  
вами с нейтральной или близкой к нейтральной кислотностью  
и сходными агрохимическими показателями (табл. 6). После  
аварии эти земли были известкованы, однако такая мера эф-  
фективна при проведении ее 1 раз в четыре года. Более эф-  
фективно сочетание известкования с внесением минеральных  
удобрений и навоза. Основными критериями оценки объемов  
известкования были площади пахотных земель, пострадавших  
от аварии, и коллективная доза внутреннего облучения насе-  
ления, проживающего на территории II-III зон загрязнения.

Таблица 6. Основные характеристики почв территории II и III зон Украины,  
пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС.

Область	Площадь пахотных земель, тыс. га	Средневзвешенные агрохимические показатели			
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/100 г	K <sub>2</sub> O, мг/100 г	Гумус, %	pH
Волинская	683	11,5	9,5	1,8	6,2
Житомирская	1275	11,7	9,4	1,5	5,9
Киевская	1431	10,0	8,4	2,8	5,8
Ривненская	660	14,5	10,3	2,2	5,9
Черниговская	1502	12,7	9,7	2,2	5,8
Черкасская	1278	13,2	10,5	3,2	6,1

Таким образом, в большей мере известкование необходимо в Житомирской, Киевской и Ривненской областях.

Внесение сапропеля является наиболее эффективной контрмерой для типичных почв Полесья. Однако экономически оправданным этот метод может быть только в Ривненской и Волынской областях, где нет необходимости в дополнительных затратах на доставку.

Выполнение дополнительных санитарно-гигиенических требований при проведении сельхозработ на загрязненных территориях не связано с применением каких-либо специальных средств радиационной защиты и должно обеспечиваться проведением организационных, санитарно-технических и лечебно-профилактических мероприятий.

Следует отметить, что обеспечение населения информацией о радиологической обстановке имеет важное значение для создания благополучного психологического микроклимата для населения, проживающего на загрязненных территориях, и для организации проведения контрмер по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС.

Одним из критериев оценки эффективности контрмер является уменьшение дозы внутреннего облучения.

Таблица 7. Зависимость годового поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм человека и дозы внутреннего облучения от рациона питания жителей сел Селец (С) и Дитятки (Д) за 1995 г. (погрешность: ±25%)

Продукт	Рацион, кг		Удельная активность $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг		Годовое поступление $^{137}\text{Cs}$ , Бк	
	С	Д	С	Д	С	Д
Молоко, л	374	346	239	12	89386	4152
Мясо	71	65	32	132	2272	8580
Хлеб	230	199	15	5	3450	995
Картофель	227	270	9	6	2043	1620
Овощи	208	207	11	7	2288	1449
Фрукты	64	82	5	4	320	328
Лесные ягоды	1	3	3515	1224	3515	3672
Рыба	10	12	24	24	240	288
Вода, л	620	620	4	4	2480	2480
Грибы	2-22	2-12	22385	1284	44780-492470*	2568-15408*
Яйца, шт.	18	21	18	18	324	378
Доза внутреннего облучения, мкЗв	...	...	...	...	2000-8400*	335-550*

\*Рацион без грибов – рацион с грибами

В настоящее время в питании сельских жителей той части Украины, которая пострадала от аварии на ЧАЭС, используются в основном продукты с приусадебных участков, лесные ягоды и грибы, рыба, выловленная в местных малых речках, прудах и озерах.

На основании результатов изучения рациона питания жителей нескольких сел Киевской и Житомирской областей с учетом особенностей питания семей с различным социальным статусом и уровня их обеспеченности рассчитан средний рацион, характерный для этих областей. Проанализирован также рацион питания городских жителей.

Исходя из полученных данных и измеренных концентраций  $^{137}\text{Cs}$  были рассчитаны годовое поступление радионуклида в организм сельских жителей и доза внутреннего облучения, которая при этом формируется (табл. 7). Из табл. 7 видно, что доза облучения у жителей с. Селец повышается за счет молока и продуктов леса (грибы, лесные ягоды), у жителей с. Дитятки – мяса, молока, продуктов леса. Проанализированы и предложены наиболее эффективные контрмеры для КСП «Полесье» (табл. 8).

Доза внутреннего облучения той категории жителей с. Селец, которая потребляет много грибов, значительно превышает границу дозы, нормированную для категории Б – 5000 мкЗв.

Таблица 8. Эффективность внедрения контрмер в КСП «Полесье»

Контрмеры	Годовое поступление $^{137}\text{Cs}$ , Бк		Кратность снижения, раз
	до применения контрмер	после применения контрмер, Бк	
Известкование	99439	50589	2
Внесение $\text{N}_{60}\text{P}_{90}\text{K}_{120}$	99439	39094	2,5
Известкование + NPK	99439	40582	2
Внесение навоза 50–60 т/га	99439	44402	2,2
Известкование + NPK + навоз	99439	38136	2,6
Известкование + навоз	99439	38671	2,6
Внесение цеолитов + NPK	97151	56447	1,7
Внесение сапропеля 80–100 т/га	99440	36900	2,7
Вспашка	95100	39691	2,4
Коренное улучшение + известь	91660	33946	2,7
Коренное улучшение + NPK	91660	36663	2,5
Коренное улучшение + NPK + известь	91660	27775	3,3
Поверхностное улучшение + известь	91660	61105	1,5
Поверхностное улучшение + NPK	91660	65470	1,4
Поверхностное улучшение + NPK + известь	91660	45829	2



Как видно из табл. 8, наиболее действенной мерой в растениеводстве для КСП «Полесье» может быть внесение сапропелей или извести + навоза + NPK, что позволит снизить содержание  $^{137}\text{Cs}$  в продукции растениеводства и в кормах для животных и уменьшить дозу внутреннего облучения населения в 2,6–2,7 раза. Учитывая экономическую нецелесообразность применения сапропелей из-за больших затрат на их транспортировку из Ривненской области, наиболее эффективной контрольной мерой для КСП «Полесье» можно считать известкование с параллельным внесением минеральных удобрений и навоза. Кроме того, необходимо улучшать пастбища и луга (коренное улучшение + NPK + известь) и наряду с этим вводить в рацион животных ферроцин. Это дает возможность значительно снизить годовое поступление  $^{137}\text{Cs}$  в организм человека и уменьшить дозу внутреннего облучения почти в 15 раз. Если к тому же провести среди жителей села беседы о правильном питании и опасности сбора и потребления грибов и лесных ягод, то можно ожидать снижения дозы примерно в 60 раз.

1. Бондарь П. Ф., Лоцилов Н. А., Дутов А. И. и др. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1993. – Вып. 3. – С. 88–105.

2. Бондарь П. Ф., Дутов А. И. Оценка эффективности калийных удобрений как средства снижения загрязнения урожая радиоцезием // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1993. – Вып. 3. – С. 69–82.

3. Prister B. S., Perepelyatnikov G. P., Perepelyatnikova L. V. Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclides levels below intervention limits after Chernobyl accident // The Science of Total Environment. – 1993. – № 137. – С. 183–198.

4. Пристер Б. С., Перепелятнікова Л. В., Перепелятніков Г. П. Эффективность мероприятий, направленных на уменьшение загрязнения продукции растениеводства в районах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – Киев, 1991. – Вып. 1. – С. 141–153.

Проведена систематизація основних контрзаходів, що застосовуються в рослинництві, на прикладі територій, які були забруднені в результаті аварії на ЧАЕС. Розроблена методологія планування контрзаходів. Дана оцінка ефективності контрзаходів, що впроваджуються у сільськогосподарське виробництво з метою зменшення забруднення продукції. Найбільш широко в якості контрзаходів використовувалась хімічна меліорація. Внесення добрив знизює перехід цезію-137 в рослини від 1,5 до 5 разів. Вапнування кислих ґрунтів (окремо та разом з добривами) знизює коефіцієнт переходу радіоцезію від 2 до 4 разів. З економічної точки зору всі контрзаходи, що застосовуються в рослинництві, ефективні (оскільки підвищують урожайність культур на 30–80%). Розраховані дозові навантаження на населення областей України, що постраждало внаслідок аварії на ЧАЕС.

Індивідуальна доза опромінення залежить від дози внутрішнього опромінення, що досягає 40–90%. У більшості населених пунктів Рівненської, Волинської та деяких районів Житомирської області доза внутрішнього опромінення досягає 80%. Таким чином, основні зусилля повинні бути спрямовані на зниження дози внутрішнього опромінення, тобто на проведення контрзаходів у сільськогосподарському виробництві.

Main countermeasures, applied in plant production, were systematised on the example of the territories, subjected to contamination after the accident at ChNPP. Methodology of countermeasures planning was developed. Effectiveness of countermeasures, implemented in agricultural production with the purpose of reducing the products contamination, was estimated. Chemical amelioration was the most widely used countermeasure. Application of fertilizers reduces the transfer of caesium-137 to plants from 1,5 to 5 times. Liming of acid soils (separately and in combination with fertilizers) decreases the transfer of radiocaesium from 2 to 4 times. High effectiveness of radical and surface improvement of meadows (2–16 times) was shown. With regard to economy, all countermeasures in plant production are effective, as they increase the yield of crops to 30–80%.

Population dose rates for the regions of Ukraine, contaminated after the accident at ChNPP, were calculated. Individual dose of irradiation depends on the internal irradiation dose, which amounts to 40–90%. In most settlements of Rovno, Volyn and some districts of Zhitomir region the dose of internal irradiation exceeds 80%. Thus, main efforts should be aimed at the reduction of internal irradiation dose, i. e. at the implementation of countermeasures in agricultural production.

## РАДІОПРОТЕКТОРНІ ВЛАСТИВОСТІ САПРОПЕЛЮ

*Б. С. Прістер, М. П. Грабовський, М. Й. Шевчук*

Аналіз літературних джерел показує, що ефективність внесення сапропелевих добрив вивчалась переважно на продуктивності і якості сільськогосподарської продукції та показниках родючості ґрунтів і меншою мірою як сорбента на забруднених радіонуклідами територіях, впливі на їх міграцію в рослинницьку продукцію, яка є зв'язуючою ланкою в системі ґрунт – рослина – тварина – людина.

Польові дослідження впливу сапропелевих добрив на зниження коефіцієнтів переходу радіонуклідів в рослини проводились на дерново-підзолистих глинистих ґрунтах ОВГ «Володимирське» Поліського району Київської області (щільність забруднення – 24 кБк/м<sup>2</sup>). Внесення сапропелю різних типів в перший рік використання знижувало перехід <sup>137</sup>Cs в овес у два рази. На другий рік дії його концентрація зменшувалась у озимого жита від 1,5 до 2 разів; зеленої маси вики – 1,1–2,6; кукурудзи на силос від 0,9 до 2,8 разів – в залежності від типу сапропелю. Дія органічного сапропелю більш ефективна, ніж карбонатного. Якщо в прямій дії органічний сапропель зменшував коефіцієнти переходу <sup>137</sup>Cs в зерно озимого жита в 1,3–2,0 рази, то карбонатний – в 1,1–1,5. Аналогічна дія і на накопичення <sup>137</sup>Cs в соломі озимого жита.

Не встановлено різниці у вмісті  $^{137}\text{Cs}$  в зразках зеленої маси, соломі і зерні у різних варіантах при внесенні сапропелю одного виду. Тенденція до зменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  зберігається лише в зеленій масі – соломі – зерні при локальному внесенні 20 т/га сапропелю. Післядія сапропелю проявляється і при вирощуванні картоплі. Її врожайність перевищувала контроль (без добрив) на 22–23 ц/га.

Спектрометричні виміри вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в картоплі показали, що сапропель на другий рік після внесення знижує перехід  $^{137}\text{Cs}$  в середньому в 2 рази. Післядія органічних сапропелей менш ефективна (1,4 рази) у порівнянні з карбонатними, які зменшують перехід радіонуклідів в 1,7 рази.

Найбільш ефективна норма внесення сапропелю під картоплю – 60–80 т/га. Локальне внесення 10 т/га істотно не впливає на зростання врожаю, тоді як 20 т/га забезпечує приріст на рівні, одержаному при внесенні 40 т/га сапропелю врозкид. В цілому органічний сапропель в дозах 60–80 т/га забезпечує зниження переходу радіонуклідів із ґрунту в продукцію рослинництва в 1,5 рази.

Проведеними польовими дослідями Дегодюк Е. Г., Штупун Н. В. (1994) встановлено, що при щільності забруднення до 5 Ки/км<sup>2</sup> на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах КСП «Нива» Іванківського району Київської області внесення сапропелю озера Святе (246 Бк/кг) істотно впливало на врожай зеленої маси кукурудзи при нормі 80 т/га. Приріст врожаю становив 69 ц/га, а при внесенні на фоні повного мінерального добрива – 98 ц/га (контроль 34,1). Екрановане його внесення 40 т/га + NPK забезпечило приріст – 104, а при 80 т/га – 195 ц/га зеленої маси. Кількість протеїну з внесенням добрив зростала з 8,9 до 12,9% при удобренні 80 т/га сапропелю + NPK. Внесення 80 т/га сапропелю знижувало вміст  $^{137}\text{Cs}$  в зеленій масі кукурудзи з 26 до 16 Бк/кг.

При такій же щільності забруднення (до 5 Ки/км<sup>2</sup>) Козловим М. В. (1993) провадилися польові дослідження в дослідному господарстві «Перемога» Іванківського району Київської області на дерново-середньо-підзолистому зв'язно-піщаному ґрунті. Вивчався вплив внесення сапропелю в дозах 60 і 80 т/га на врожайність та коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  в бульби картоплі. Приріст врожаю бульб становив 56 і 79 ц/га (контроль – 194 ц/га) з виходом 70% ( $\pm 4\%$ ) стандартних бульб. На варіантах з внесенням сапропелю забрудненість  $^{137}\text{Cs}$  була в 1,3 рази меншою, ніж на контролі.

В 30-км-ій зоні (стаціонар Копачі) на дерново-слабопідзолистих зв'язно-піщаних ґрунтах із щільністю забруднення більше 1500 кБк/км<sup>2</sup> провадилися польові дослідження з метою вивчення радіопротекторної властивості сапропелевих добрив. Результати досліджень переконливо стверджують, що внесені сапропелеві добрива, за умов радіоактивного забруднення

достовірно, в 1,2-1,9 разів зменшували в порівнянні із контролем вміст  $^{137}\text{Cs}$  в зерні вівса. Найбільш ефективні органічний сапропель, який зменшував коефіцієнт переходу  $^{137}\text{Cs}$  в 1,4-1,9, та кремнеземистий – в 1,3-1,6 рази. Карбонатний тип практично не впливав на надходження  $^{137}\text{Cs}$  в зерно вівса.

Слід зазначити, що на другий рік кратність зниження  $^{137}\text{Cs}$  в залежності від норми і типу сапропелю становить для зеленої маси кукурудзи 1,4-3,7, а для зеленої маси вики – 1,3-2,6 рази. Найбільш ефективним був органічний сапропель. На цьому ж стаціонарі вивчалась дія високих доз – 80 т/га сапропелю під я-мінь. Результати досліджень показали, що даний агрозахід сприяє зменшенню переходу радіоактивного цезію в зерно ячменю від 1,5 до 2,0 разів.

В вегетаційному досліді найбільший приріст зеленої маси люпину одержано від внесення карбонатного і кремнеземистого сапропелю при 80-100 т/га. Аналогічні дані одержані і при удобренні ячменю. При внесенні 100 т/га сапропелю на фоні повного мінерального добрива зниження накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у врожаї ячменю було максимальним – 1,6 рази. Не встановлено істотних відмінностей від дії сапропелів різних типів з різних родовищ на надходження радіоактивного цезію в зелену масу люпину.

Сапропелізація ґрунтів, забруднених радіонуклідами, знижує перехід  $^{137}\text{Cs}$  в урожай ячменю, вівса в 1,2-3,0 рази; картоплі – в 1,5; люпину – в 1,4-2,8 рази і залежить від властивостей (перш за все агрохімічних) сапропелей та ґрунту. Локалізація сапропелю дозволяє знизити перехід радіоактивного цезію в бульби картоплі, овес, люпин від 1,2 до 2,0 проти 1,0-1,3 рази при суцільному внесенні.

В колгоспі ім. Чапаєва Дубровицького району Рівненської області на дерново-слабопідзолистому ґрунті зі щільністю забруднення 10,2 Ки/км<sup>2</sup> провадилися польові дослідження впливу сапропелевих добрив на вміст радіоактивного цезію в бульбах картоплі. Результати досліджень показали, що внесення цих добрив сприяє зниженню коефіцієнтів переходу радіоактивного цезію в 1,2-4,3 рази в порівнянні із контролем (без добрив).

Вивчаючи вплив поверхневого внесення сапропелевих добрив (1,1 Ки/км<sup>2</sup>) в нормі 100 т/га в дернину старосіяного травостою тимофіївки лучної, в рослинах останньої вміст радіоцезію за три роки досліджень був в 1,8 раза менший, ніж на контролі, і в 2,9 рази нижчий ТДР-91.

Внесення сапропелю при докорінному поліпшенні злаковими і бобово-злаковими сумішками (2,2 Ки/км<sup>2</sup>) забезпечило надходження  $^{137}\text{Cs}$  в сіно в 5,5 раз менше контролю. Удобрення на фоні фосфорно-калійних добрив сапропелем і вапном поряд із зростанням врожаю знижувало вміст радіоактивного цезію в бульбах картоплі в 1991 р. в 1,4-2,4; в

1992 р. – в 2,8–4,0; в 1993 р. – в 3,1–9,7 рази. Коефіцієнти його переходу при цьому були 0,3–0,9.

В залежності від норми (60, 80, 100, 120 т/га) коефіцієнти переходу радіоактивного цезію в бульби картоплі зменшуються відповідно: в 1,5; 2,0; 1,3 і 1,3 рази; для вівса – 2,0; 2,0; 2,4 і 2,0; капусти – 4,5 і 4,5; 1,8 і 4,0; для люпину на зелену масу – 1,4; 1,2; 2,1 і 5,8 раз. Внесення сапропелевих добрив під оранку зменшувало перехід  $^{137}\text{Cs}$  в люпин на зелену масу в 1,88–4,75; кукурудзу на силос – 1,3–2,0; кормові буряки – в 2,5–3,1 рази, а під дискування відповідно: 1,9–2,5; 0–1,7; 1,5–2,6 рази.

Результати польових досліджень показали, що сапропель є найбільш ефективним меліорантом в умовах радіоактивного забруднення дерново-підзолистих ґрунтів Полісся Волині. Внесення його в дозі 100 т/га (залежно від родовища) зменшувало перехід  $^{137}\text{Cs}$  у бульби картоплі в 2,7–4,3 рази; у зерно вівса – в 3,7–2,7; у зелену масу люпину – в 2,3–5,2 рази в порівнянні із контролем (без добрив). За висновками авторів, удобрювальна дія 60 т/га підстилкового гною на фоні NPK знижувалась, а коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  по всіх варіантах з внесенням сапропелю в аналогічній дозі по фоні мінерального добрива були дещо вищими.

Дослідженнями, проведеними в КСП «Україна» Маневицького району Волинської області на дерново-підзолистих зв'язно-піщаних ґрунтах при щільності забруднення радіоактивним цезієм  $1,56 \text{ Ки/км}^2$ , встановлено, що внесення органічного сапропелю озера Синово, особливо в підвищених нормах (80–100 т/га), знижує коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  у зерно вівса в 1,16 рази. Аналогічні результати одержані від впливу карбонатного сапропелю озера Турічанське (1,28; 1,17). При внесенні 60 т/га підстилкового гною по фоні NPK кратність надходження радіоактивного цезію відповідала варіантам з внесенням 80–100 т/га сапропелю.

При застосуванні 80 т/га органічного сапропелю озера Синово кратність зниження переходу  $^{137}\text{Cs}$  у зерно люпину становила 2,47, при внесенні в такій же дозі кремнеземистого сапропелю озера Оріхівське відповідно 1,46. Внесення карбонатного сапропелю озера Турічанське в нормі 100 т/га сприяло зниженню коефіцієнта накопичення до 1,6 рази. Чітко простежується вплив сапропелю на кратність зниження коефіцієнтів переходу радіоактивного цезію в люпин на зелений корм. При внесенні сапропелю озера Синово в нормі 80 т/га кратність зниження становила 1,48, а при локальному внесенні 20 т/га – 1,38 рази. При внесенні сапропелю озера Турічанське 80 т/га накопичення радіоактивного цезію було в 2,18 рази меншим, ніж на контролі. При локальному внесенні його в нормі 40 т/га кратність зниження становила 2,11.

Проведені дослідження дозволяють дійти висновку, що внесення сапропелевих добрив у підвищених нормах на фоні

мінеральних добрив знижує коефіцієнти переходу радіонуклідів в зерно вівса – в 0,76–2,47; в зерно люпину – 1,5–1,34; в зелену масу люпину – в 0,66–2,18 рази.

Найкращі радіопротекторні властивості при внесенні під овес і люпин на зерно у органічного сапропелю озера Синово, а під люпин на зелену масу – у карбонатного озера Турічанське. Локалізація сапропелю в нормі 40 т/га сприяла збільшенню проти розкидного способу внесення коефіцієнтів переходу радіонуклідів в зерно вівса, люпину та зелену масу люпину.

Обобщены результаты научных исследований о влиянии озерных сапропелей (органического и карбонатного) на миграцию радионуклидов из почвы с разным уровнем радиоактивного загрязнения в продукцию растениеводства. При применении сапропеля переход радиоактивного цезия из почвы в урожай овса снижался почти в 2 раза. Во второй год после внесения сапропеля концентрация радионуклидов в урожае озимой ржи снижалась в 1,5–2,0 раза, в зеленой массе вики – в 1,1–2,6 раза, в кукурузе на силос – в 0,8–2,8 раза в зависимости от вида сапропеля. Наибольшее снижение перехода радионуклидов в урожай картофеля и увеличение его продуктивности наблюдалось при внесении 60–80 т/га органического сапропеля. Применение сапропелевых удобрений на дерново-подзолистой почве с плотностью загрязнения 1500 кБк/км<sup>2</sup> в 30-км зоне ЧАЭС уменьшало переход радионуклидов в зерно овса в 1,2–1,9 раза. Сапропелизация почв, загрязненных радиоактивными веществами, сопровождается снижением уровня перехода радиоактивного цезия в урожай сельскохозяйственных культур (картофель, овес, ячмень, озимая рожь, люпин) в 1,2–3 раза в зависимости от типа почвы, вида растений, типа и количества внесенного сапропеля.

The results of study of the influence of lake sapropels (organic and carbonate) on the migration of radionuclides from soil to plant products at various contamination levels are summarised. At the application of sapropel the transfer of radio-caesium from soil to the yield of oats decreased 2 times. In the second year after the application the concentration of radionuclide in the yield of winter rye decreased 1,5–2,0 times, in the green mass of vetch – 1,1–2,6 times, in maize for silage – 0,8–2,8 times depending on the type of sapropel. The greatest reduction of radionuclides transfer to the yield of potatoes and the increase of its productivity was observed at the application of 60–80 t/ha of organic sapropel. The application of sapropel fertilizers on soddy-podzolic soil with contamination density 1500 kBq/km<sup>2</sup> in the 30-km ChNPP zone decreased the transfer of radionuclides to the grain of oats 1,2–1,9 times. During the application of sapropels and sapropel fertilizers the transfer of radiocaesium from soil to the yield of agricultural crops (potatoes, oats, barley, winter rye, lupin) decreased by 1,2–3 times, depending on the soil type, plant species, type and amount of introduced sapropel.

## **ОЦЕНКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОЦЕССЕ ПЕРЕРАБОТКИ РАСТИТЕЛЬНОГО СЫРЬЯ**

*Т. Н. Иванова, Л. В. Перепелятникова, Н. Р. Грицюк*

Интерес к поведению радионуклидов в процессе переработки пищевого сырья в течение продолжительного времени был незначительным, поскольку не вызывал сомнений тот факт, что содержание радионуклидов в конечных продуктах – муке,

© Т. Н. Иванова, Л. В. Перепелятникова, Н. Р. Грицюк, 1996

сахаре, масле – крайне мало и не представляет опасности для людей. Однако недооценка роли процессов кулинарной и промышленной переработки сельскохозяйственного сырья в снижении содержания радионуклидов в продуктах питания и использование в расчетах значений общей активности радионуклидов в сырых продуктах приводили к завышению прогнозируемых величин дозовых нагрузок. В расчеты потоков радионуклидов в сфере сельскохозяйственного производства не были включены отходы переработки загрязненного сырья.

Наблюдаемое в настоящее время общее ухудшение экологической ситуации в Украине, неблагоприятная медицинская обстановка, обусловленная в том числе и алиментарными причинами, вынуждают более серьезно отнестись к производству высококачественных и безопасных продуктов питания, в первую очередь, для детей и людей с хроническими заболеваниями. Входящие в рацион человека растительные продукты – картофель, овощи, с точки зрения накопления радиоцезия, не представляют опасности, но, принимая во внимание тот факт, что картофеля в питании сельского жителя потребляется 200–300 кг в год, капусты – 50–100 кг в год, следует учитывать роль этих продуктов в формировании дозы. Также нужно принимать в расчет потребление жителями загрязненных районов лесных грибов и ягод, накапливающих цезий в значительных количествах. Для корректировки используемых технологий необходимо получать надежную информацию о содержании радионуклидов во фракциях, образующихся на разных этапах производства пищевых продуктов из растительного сырья.

С этой целью была проделана работа по оценке перераспределения радионуклидов цезия между побочными и конечными продуктами технологической и кулинарной переработки некоторых видов растительного сырья, оценке соответствия растительного сырья и полученных пищевых продуктов временным допустимым уровням (ВДУ-91) радиоактивного загрязнения, а также подготовке предложений к рекомендациям по их утилизации, предполагающих снижение дозовых нагрузок на человека за счет потребления переработанного сырья.

В качестве объектов исследования были выбраны одни из наиболее значимых пищевых культур – источников рафинированных продуктов: картофель, сахарная свекла, гречиха, плодово-ягодные культуры.

Исследовалось перераспределение радионуклидов в процессе промышленной переработки картофеля в зоне радиационного контроля на Иванковском и Кремневском (Лугинский район Житомирской области) крахмальных заводах, в процессе переработки сахарной свеклы на Лучанском и Старинском

\*Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корисева. – М.: Экология, 1992. – 400 с.

заводах (Богуславский и Бориспольский районы Киевской области), лабораторной и полупромышленной переработки зерна гречихи, плодов и ягод.

Для оценки эффективности методов кулинарной и технологической переработки картофеля и овощей образцы продуктов питания отбирали в 10 семьях, имеющих ЛПХ, в с. Милячи Дубровицкого района Ривненской области.

Основное производство картофеля сосредоточено в полесских районах, загрязненных радионуклидами после аварии на ЧАЭС. Здесь же имеются предприятия по его переработке с получением крахмала и спирта. Кремневский крахмальный завод ежегодно в среднем перерабатывает 13–15 тыс. т. картофеля, при этом образуется до 90–120 тыс. м<sup>3</sup> промышленных отходов в виде сточных вод и выжимок, загрязненных радионуклидами.

Для производства крахмала используют клубни технического назначения с повышенным содержанием крахмала.

В табл. 1 и 2 приведены данные о распределении радионуклидов цезия в сырье, побочных и конечных продуктах переработки картофеля, полученные в 1994–1995 гг. Выход крахмала из 1 т сырья в среднем на двух заводах составил 180 кг; масса отходов (жмых) – 70% массы сырья.

Таблица 1. Распределение <sup>137</sup>Cs в промежуточных и конечных продуктах переработки картофеля, Бк/кг (среднее за 1994 и 1995 г.)

Наименование образца	Иваковский крахмальный завод	Кремневский крахмальный завод
Клубни мытые с кожурой	66,7	11,58
Жмых	63,4	10,7
Соковая вода, Бк/л	40,5	3,0
Крахмал	8,7	0,91
Спирт, Бк/л	6–7	–

Таблица 2. Распределение <sup>137</sup>Cs в процессе переработки 1 т картофеля (среднее за 1994 и 1995 г.)

Продукт	Количество продукта, кг	Иваковский крахмальный завод			Кремневский крахмальный завод		
		Бк/кг	Бк	F <sub>p</sub>	Бк/кг	Бк	F <sub>p</sub>
Клубни мытые с кожурой	1000	66,7	66700	1	11,58	11580	1
Жмых	700	63,4	44380	0,66	10,7	7490	0,65
Соковая вода	120	40,5	4860	–	3,0	360	–
Крахмал	180	8,7	1566	0,02	0,91	163,8	0,01



Содержание радиоцезия в крахмале, полученном на Ивановском и Кремневском заводах, отнесенное к его содержанию в исходном сырье, составляло соответственно 2,3 и 1,41%, т. е.  $F_p$  равно 0,02 и 0,01. Основная масса радиоцезия (66,5%) содержится в отходах, которые используются в корм скоту ( $F_p = 0,65-0,66$ ). Поскольку концентрация радионуклида в конечном продукте в 40–370 раз ниже норм, определенных ВДУ-91, крахмал без ограничений может использоваться в питании.

Радионуклиды, находящиеся в отходах, поступают в пищевую цепь корма – животные – продукты животноводства. При составлении рационов этот факт необходимо учитывать.

Данные о содержании  $^{137}\text{Cs}$  в конечных и побочных продуктах переработки сахарной свеклы приведены в табл. 3 и 4, о распределении его в процессе переработки с оценкой материального баланса – в табл. 5.

Таблица 3. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в промежуточных и конечных продуктах переработки сахарной свеклы, Бк/кг (среднее за 1994 и 1995 г.)

Наименование образца	Лучанский сахарный завод	Старинский сахарный завод
Корнеплоды мытые	13,93	8,81
Стружка	14,12	7,81
Жом	2,74	1,67
Патока (меласса)	1,28	0,89
Сахар	0,65	0,44
Спирт	0,41*	0,37
Дрожжи	0,63*	0,48

\* Данные за 1994 г.

Таблица 4. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почве и корнеплодах (среднее за 1994 и 1995 гг.), Бк/кг

Наименование образца	Лучанский сахарный завод		Старинский сахарный завод	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Корнеплоды немые	17,9	100	15,5	100
Почва из кагата	9,8	54,7	7,8	50
Бой и хвостики	10,4	58,1	3,4	22,1
Почва, оставшаяся после промывки свеклы	7,1	39,7	7,8	50
Вода	2,1	11,7	1,6	10,2
Вода из отстойников	2,55	14,2	0,7	4,3
Вторично используемая вода	2,63	14,6	2,5	16,2

Таблица 5. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в процессе переработки 1 т сахарной свеклы (среднее за 1994 и 1995 г.)

Продукт	Количество продукта, кг	Лучанский завод			Старинский завод		
		Бк/кг	Бк	$F_p$	Бк/кг	Бк	$F_p$
Корнеплод	1000	13,93	13930	1	8,8	8800	1
Жом	800	2,74	2192	0,16	1,7	1360	0,15
Диффузионный сок	200	10,10	2020	—	6,0	1200	—
Патока (меласса)	45	1,28	57,6	0,004	0,9	40,5	0,005
Сахар	120	0,65	50,7	0,004	0,4	48	0,006

Из 1 т перерабатываемой свеклы на Лучанском и Старинском сахарных заводах в среднем получают 120 кг сахара с концентрацией радиоцезия 0,4–0,65 Бк/кг. Это значение более чем на два порядка величин ниже ВДУ. В конечный продукт переходит 0,36–0,6% общего количества цезия, содержащегося в корнеплодах.

В основных отходах свеклосахарного производства – жоме и патоке, используемых на корм скоту, содержание  $^{137}\text{Cs}$  также незначительно и составляет соответственно 15,5–15,7% (800 кг) и 0,4–0,5% (45 кг). Значительная часть радиоцезия остается в фильтр-прессной грязи, которая рекомендуется как удобрение для кислых почв. При плотности загрязнения выше 5 Ки/км<sup>2</sup> во избежание вторичного загрязнения это удобрение использовать нецелесообразно.

Результаты проведенных трехлетних исследований показали, что при существующих технологических условиях производства сахара из свеклы, выращенной на сельскохозяйственных угодьях Киевской области с допустимыми уровнями радиоактивного загрязнения, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в конечном пищевом продукте значительно – на 2–3 порядка величин – ниже предусмотренного ВДУ-91. Включение отходов сахарного производства (жомы и мелассы) в корм домашних животных, несмотря на малое содержание радионуклидов цезия, приводит к некоторому увеличению потока радионуклидов в цепи корма – животные – продукты питания. Однако, судя по полученным абсолютным значениям активности, при этом не должны заметно увеличиваться дозовые нагрузки на человека.

В ряду зерновых и зернобобовых культур одно из первых мест по накоплению  $^{137}\text{Cs}$  занимает гречиха. Но при переработке зерна в крупу до 70% радиоцезия переходит в отходы и только 17–37% остается в ядрице и проделе (табл. 6). Содержание радиоцезия в зерне в 5–7 раз ниже предусмотренного ВДУ-91.

Таблица 6. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в зерне гречихи и продуктах его переработки, Бк/кг

Сорт	Зерно	$F_p$	Ядрица	$F_p$	Продел (сечка)	$F_p$
Зеленоцветковая	50,18	1	14,47	0,29	11,29	0,23
Астра	56,70	1	19,02	0,34	12,95	0,23
Крупинка	53,24	1	17,72	0,33	12,06	0,23
Омега	49,28	1	12,69	0,26	9,44	0,19
Лилея	57,26	1	19,80	0,35	13,76	0,24
Карадаг	51,35	1	14,80	0,29	10,92	0,21
Ника	46,50	1	8,18	0,18	8,88	0,19
Козачка	70,24	1	25,97	0,37	17,09	0,24

Таким образом, по содержанию радионуклидов и метаболитов пестицидов гречиха не представляет опасности и может использоваться в питании людей. Вместе с тем следует обратить внимание на содержание хрома и контролировать его концентрацию в зерне, в особенности, в предназначенном для детского питания.

Виноград и яблоки отбирали в Полесском районе Украины на приусадебных участках.

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве различных участков варьировала в пределах 0,97–14,6 кБк/кг,  $^{134}\text{Cs}$  – 0,09–1,36 кБк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  – 1,1–7,4 кБк/кг,  $^{40}\text{K}$  – 0,11–0,33 кБк/кг.

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в ягодах винограда в расчете на сырую массу в различных регионах юга Украины была от 0,6 до 3,9 Бк/кг при среднем значении 1,51 Бк/кг; в Полесском районе – значительно выше: от 5,92 до 21,1 Бк/кг при среднем значении 9,84 Бк/кг (табл. 7).

Таблица 7. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в урожае винограда в зависимости от плотности загрязнения почвы в Полесье

Сорт винограда	Плотность загрязнения почвы, кБк/м <sup>2</sup>	Содержание радионуклида, Бк/кг		$K_p^* = \frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$	
		Ягоды	Сок	Ягоды	Сок
Лидия	697	7,77	1,85	0,0111	0,0026
Лидия	1159	15,17	12,58	0,0131	0,0108
Лидия	1165	9,35	7,40	0,0079	0,0064
Лидия	1338	5,92	4,96	0,0044	0,0037
Лидия	1719	15,17	8,51	0,0088	0,0050
Лидия	1816	7,40	6,66	0,0041	0,0037
Изабелла	883	14,06	4,07	0,0159	0,0046
Изабелла	2428	21,09	12,95	0,0087	0,0058
Ркашители	1439	8,14	7,03	0,0057	0,0046
Альфа	3414	7,40	7,40	0,0022	0,0022

\*  $K_p$  – коэффициент перехода

В структурных частях виноградных гроздей активность  $^{137}\text{Cs}$  также была разной. Например, в гребнях активность в среднем составила  $124,0 \pm 17,8$  Бк/кг при коэффициенте варьирования 47,8 %; в семенах – соответственно  $24,8 \pm 5,5$  Бк/кг и 74,3%; в мезге (кожица с мякотью) –  $116,2 \pm 10,2$  Бк/кг и 26,4% (в расчете на сухую массу).

В соках из плодов и ягод винограда активность  $^{137}\text{Cs}$  была ниже, чем в исходном сырье (табл. 8);  $F_p$  для виноградного сока составило 0,29, для яблочного – 0,51. В процессе получения виноматериалов из исходного сырья этот показатель снижается до 0,50–0,62.

Таблица 8. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в процессе переработки плодово-ягодного сырья (Полесский район)

Продукт	Производство виноградного сока			Производство вина из винограда			Производство яблочного сока		
	Кол-во, кг	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$F_p$	Кол-во, кг	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$F_p$	Кол-во, кг	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	$F_p$
Исходный материал	1000	9,84	1	1000	9,84	1	1000	21,00	1
Выжимки	140	116,2	1,65	140	...	...	400	...	...
Виноматериалы	130	38	0,50	676	7,2	0,49	600	21,83	0,62
Гребни	40	124	0,50	40	124	0,50	...	...	...
Сок	556	5,14	0,29	...	...	...	600	17,76	0,51
Отходы (гуша, дрожжи)	134	24,8	0,34	144	25	0,37	...	...	...

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в сокоматериалах из яблок Полесского района находится на уровне 17,76 Бк/л (от 14,8 до 18,5),  $^{90}\text{Sr}$  – 0,296 Бк/л (0,11–0,37), а в виноматериалах – соответственно 21,83 Бк/л (3,7–44,4) и 0,2 Бк/л (0,074–0,37). Дальнейшего снижения радиоактивности можно достичь в процессе осветления сула, а также в процессе обработки соко- и виноматериалов такими осветляющими средствами, допущенными к применению, как бентонит, диатомит, перлит, каолин, гексацианоферрат (II) калия и др. Эти средства применяются каждое отдельно или в сочетании с другими.

При обработке бентонитом в различных концентрациях (от 10 до 30 г/л) активность  $^{137}\text{Cs}$  снизилась на 54–65%, при этом влияния продолжительности обработки на ее эффективность установить не удалось.

Фильтрация с диатомитом или перлитом позволила снизить активность на 34–45%, с желатином – на такую же величину, с ЖКС – в среднем на 60%. Достоверного снижения активности  $^{90}\text{Sr}$  установить не удалось.

Наилучший результат получен при совместном применении желатина и бентонита: удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  снизилась примерно на 90%.

Ниже дана оценка содержания радиоцезия в продуктах растительного происхождения, отобранных в ЛПХ, и приведена информация о снижении его содержания в результате технологической и кулинарной обработки.

Содержание $^{137}\text{Cs}$ в образцах растительной продукции, отобранных в ЛПХ, 1993 г., Бк/кг	
Картофель неочищенный	12,3–105,4
Капуста	
свежая	38,5–123,4
квашеная	22,3–57,8
Морковь	5,6–20,1
Огурцы	
свежие	11,2–14,5
соленые	7,1–8,5
Грибы	
свежие	5220–15340
соленые	2530–4295
сухие	25810–32650
Черника	
свежая	658–1959
сухая	1715–2823
Ежевика	
свежая	358–710

При засолке овощей и грибов количество радиоцезия уменьшается в 1,5–2 раза по сравнению с исходным сырьем.

Наиболее эффективным способом кулинарной переработки растительного сырья является тепловая обработка, в результате которой содержание радиоцезия снижается в 2–10 раз (варка картофеля, грибов).

Значительного снижения (в 1,5–3 раза) можно добиться вымачиванием сухих и свежих грибов и ягод в воде в течение 30–35 ч.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в картофеле и овощах после кулинарной обработки, Бк/кг

	с. Миляч	пгт Полесское
Картофель		
сырой	105,4	666,5
промытый	85,2	567,0
очищенный	75,6	398,2
вареный	61,0	443,8
с кожурой		
вареный	51,2	331,5
очищенный		
Капуста		
свежая	123,4	228

промытая, без верхних листьев	106,1	206,3
квашеная	77,0	143,1
марино- ванная	68,5	133,8
<b>Огурцы</b>		
свежие	14,5	61,5
промытые	12,9	51,3
вымоченные в воде	9,6	42,1
соленые	8	32,3
марино- ванные	7,6	32,5
<b>Морковь</b>		
сырая	21,1	
промытая	18,5	
очищенная	14,2	
вареная	13,1	

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в грибах и ягодах, Бк/кг

<b>Свежие грибы</b>	
до обработки	15340
промытые	6136
после кипячения в течение 30 мин	3835
— " — 60 мин	2556
соленые	1886
<b>Сухие грибы</b>	
до обработки	32650
промытые	13604
вымоченные	3880
после кипячения	3093
<b>Свежая черника</b>	
до обработки	1959
промытая	1507
компот (без ягод)	983
<b>Сушеная черника</b>	
до обработки	2823
промытая	2352
вымоченная	2171
компот (без ягод)	1357
<b>Свежая ежевика</b>	
до обработки	710
промытая	685
компот	302

Проведенные исследования показали, что существующие промышленные технологии переработки пищевого раститель-

ного сир'я і приєми кулінарної переробки в домашніх умовах дозволяють суттєво знизити концентрацію радіоцезія в кінцевих продуктах. В домашніх умовах ефективність операцій може бути більшою, оскільки варіювання способів обробки, тривалості процесів, більш повне і ретельне відділення відходів дозволяють зменшити вміст радіонуклідів в 2–10 раз. Сполучення різних контрмер, застосовуваних в сільськогосподарському виробництві, з переробкою сир'я сприяє зменшенню колективної дози.

Наряду з чистими харчовими продуктами в промислових умовах утворюються великі кількості побічних продуктів: жом при виробництві крохмалю з картоплі (до 70%), жом (до 80%) і меласа (94–95%) при виробництві цукру, відходи соко- і виновиробництва, в яких міститься значуща кількість радіоцезія. Містять радіонукліди відходи промислової переробки, що використовуються як добрива і доданки до корму скоту, забруднюють ґрунт в першому випадку і продукти тваринництва – в другому. В зв'язі з цим доцільно аналізувати і уточнювати умови застосування, а саме: визначати щільність забруднення ґрунту на полях, при якому використання відходів як добрив не матиме суттєвого впливу на рослинницьку продукцію; при складанні раціонів враховувати внесок відходів промислової переробки рослинницького сир'я в потоки радіонуклідів, що мігрують в ланцюгу корм – сільськогосподарські тварини – продукти тваринництва.

Отримані результати підтверджують, що в складених умовах ведення сільського господарства на забруднених територіях України і при існуючих технологіях промислової переробки рослинницького сир'я з допустимим вмістом радіонуклідів цезія рафіновані харчові продукти – крохмаль, спирт, цукор, а також крупи і соки – є практично «чистими» і можуть без обмежень використовуватися в харчуванні.

Узагальнені порівняльні дані ефективності засобів промислової і домашньої переробки рослинницьких продуктів, що зменшують вміст радіонуклідів у харчових продуктах. При переробці картоплі на крохмаль основна маса радіоцезія (66,5%) залишається у відходах, що використовуються для годівлі тварин. Концентрація радіоцезія у цукрі вища ніж на 2 порядки величини ніжча. Залишки цукрового виробництва (допустимі рівні жому, меласи) використовуються у відгодівлі тварин, незалежно від того, що низький вміст  $^{137}\text{Cs}$  дещо збільшує потік радіонуклідів у ланцюгу корм – тварина – продукти харчування. При переробці зерна гречки на крупу до 70% радіоцезія переходить у відходи, а 17–37% залишається в ядрі. Концентрація  $^{137}\text{Cs}$  в соках в середньому становить 18 Бк/л,  $^{90}\text{Sr}$  – 0,3 Бк/л.

В домашніх умовах ефект кулінарної переробки в зменшенні вмісту радіоцезія досягає 2–10 разів. Визначені методи, що забезпечують найефективніше зменшення радіонуклідів у кінцевій продукції при мінімальних

втратах поживної цінності. Отримані результати підтверджують, що рафіновані харчові продукти (крохмаль, спирт, цукор), а також крупи і соки є практично чистими і можуть без обмеження використовуватися в харчуванні. Більша частина радіонуклідів, що залишаються у відходах промислового виробництва, створює проблему забруднення оточуючого середовища.

Comparative data on the effectiveness of methods of industrial and domestic processing of plant products, which decrease the content of radionuclides in foodstuffs, are summarised. During the processing of potatoes to starch, the main part of radiocaesium (66,5%) remains in the wastes, which are used for feeding animals. Concentration of radionuclide in the final product was 40–370 times below permissible norms. Radiocaesium concentration in sugar is by two orders of magnitude less than the permissible level. Wastes of sugar production (marc, treacle), used as animal feed, despite the low content of  $^{137}\text{Cs}$ , increase the flux of radionuclides in the chain fodder – animals – foodstuffs. During the processing of buckwheat grain to cereal up to 70% of radiocaesium transfers to wastes, and 17–37% remain in unground buckwheat. Concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in juices is 18 Bq/l on the average, of  $^{90}\text{Sr}$  – 0,3 Bq/l.

In domestic conditions the effects of culinary treatment for the decrease of radiocaesium content is 2–10 times. Methods, which provide the most effective reduction of radionuclides content in final products at minimum losses of nutritional value, were identified. Obtained results confirm that in the conditions, which have been formed at agricultural production on the contaminated territories of Ukraine at existing technologies of industrial processing of plant material with permissible levels of caesium, refined foodstuffs – starch, alcohol, sugar, as well as cereals and juices – are practically clean and can be used without restrictions. Most part of radionuclides in the wastes of industrial production, create the problem of environmental contamination.



# Раздел III. ВЕДЕНИЕ ЖИВОТНОВОДСТВА НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ И ПЕРЕРАБОТКА ЗАГРЯЗНЕННОГО РАДИОНУКЛИДАМИ СЫРЬЯ

## КОМПЛЕКСНАЯ ПЕРЕРАБОТКА МОЛОКА В ЦЕЛЯХ СНИЖЕНИЯ ПЕРЕХОДА РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ В ПИЩЕВЫЕ ПРОДУКТЫ

Ф. А. Федин

Преобладающим радионуклидом в продукции животноводства, получаемой на загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС территориях, является  $^{137}\text{Cs}$ . Наибольшее количество его попадает в организм человека при потреблении молока.

Анализ показал, что в 1994 г. уровни загрязнения молока радиоактивным цезием, за исключением отдельных случаев, когда молоко получали в частном секторе, не превышали установленные нормы, т. е. величины, указанной в действующих ВДУ. Однако это обстоятельство не является основанием для того, чтобы считать проблему потерявшей остроту, так как существующие уровни загрязнения в десятки, а нередко, и в сотни раз выше уровней загрязнения молока, производимого на тех же сельскохозяйственных угодьях до Чернобыльской аварии.

В молоке радиоактивный цезий сосредоточен в водной фазе. Это позволяет удалять значительную его часть при переработке молока с такими побочными продуктами, как обезжиренное молоко, пахта и сыворотка. Кроме того, при производстве отдельных видов сыров, например, брынзы, в процессе длительной посолки радиоактивный цезий переходит из сыра в рассол, а при производстве сыра «Сусанинский» — в промывную воду.

Удельная радиоактивность  $^{137}\text{Cs}$  в продуктах, вырабатываемых без применения выпаривания или сушки, находится практически в прямой зависимости от массовой доли влаги в них. Это, прежде всего, относится к различным видам масла, вырабатываемым способом преобразования высокожирных сливок или способом непрерывного сбивания и, особенно, к топленому маслу, которое представляет собой вытопленный молочный жир. Массовая доля влаги в топленом масле не превышает 1%, т. е. как минимум в 87 раз ниже массовой доли влаги молока.

Во Всероссийском НИИ маслоделия и сыроделия (г. Углич) разработана промышленная технология переработки молочной

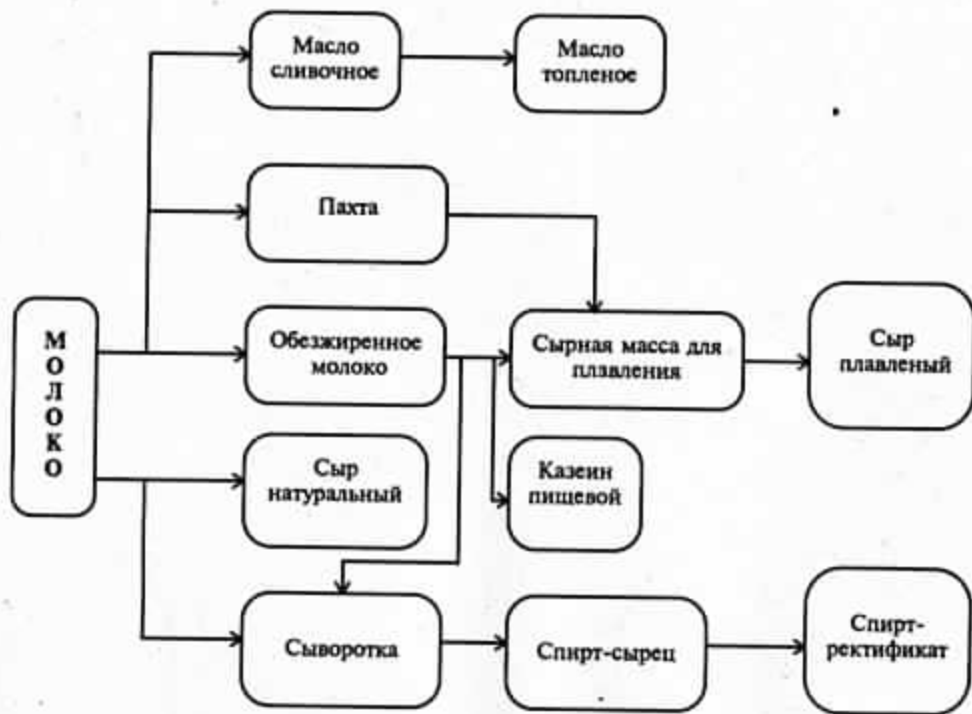


Схема комплексной переработки загрязненного радиоактивным цезием молока

сыворотки на спирт. В основе технологии – сбраживание молочного сахара с помощью лактозосбраживающих дрожжей и последующая отгонка спирта-сырца. Выход последнего с содержанием алкоголя 88% составляет 20 л из 1 т сыворотки. Из спирта-сырца может быть получен очищенный от радионуклидов спирт-ректификат.

В настоящее время существуют реальные предпосылки для организации промышленной комплексной переработки загрязненного радиоактивным цезием молока (см. рисунок), в результате которой «вынос» радионуклидов цезия с пищевыми продуктами будет резко снижен.

Удельная радиоактивность  $^{137}\text{Cs}$  в указанных на схеме продуктах может быть ниже его удельной радиоактивности в молоке: в масле сливочном – в 5 раз, масле топленом – более чем в 100 раз, сыре натуральном – в 8 раз, сыре плавленом – в 4 раза, казеине пищевом – в 5 раз, спирте-ректификате – более чем в 1000 раз. Так, 1 кг сливочного масла будет содержать около 1% количества радиоактивного цезия, находящегося в 23 л израсходованного молока.

Молоко является одним из основных «критических» продуктов, определяющих содержание радионуклидов и прежде всего  $^{137}\text{Cs}$  в рационе питания населения. Поэтому комплексную переработку молока в продукты по технологии, предусматривающей значительные количественные и качественные изменения водной фазы сырья, следует считать эффективным способом снижения поступления радиоактивного цезия с пищей в организм человека.

З метою зниження надходження радіоактивного цезію в раціон харчування пропонується схема комплексної переробки забрудненого молока в продукти, технологія якої дозволяє ефективно вилучати радіоактивний цезій за рахунок глибоких якісних та кількісних змін водної фази використаної сировини. До таких продуктів належать масло, натуральні та плавлені сири, харчовий казеїн та спирт, що отримується на основі бродіння лактози, яка є у молочній сироватці.

In order to reduce the ingress of radioactive caesium to the diet, the scheme of complex processing of contaminated milk to products, the technology of which allows to remove effectively radioactive caesium at the rate of deep qualitative and quantitative modifications of water phase of used material. These products include butter, natural and soft cheeses, food casein and alcohol, manufactured on the basis of fermentation of lactose, contained in milk whey.

# ЕФЕКТИВНІСТЬ ЗНИЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ПРОДУКЦІЇ ТВАРИННИЦТВА ПІД ВПЛИВОМ ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ

Л. М. Романов, Д. М. Костюк

Забезпечення тварин «чистими» кормами є найбільш ефективним контрзаходом, який сприяє одержанню продукції тваринництва, що відповідає діючим нормативам. Однак у деяких забруднених райднах України заходи по забезпеченню, насамперед, молочного тваринництва кормами з контрольованим мінімумом надходження радіонуклідів виявляються не досить ефективними. У приватних господарствах корів вимушені випасати у найбільш забруднених місцях – лісах, болотах, ярах. Тому дозове навантаження радіонуклідів на мешканців цих районів не знижується.

Нами проведено дослідження дії деяких природних сорбентів у нативній та модифікованій формах. Так, застосування імпрегнованої глини на основі клиноптилоліту для зниження ступеня забруднення молока  $^{89}\text{Sr}$  не дало суттєвого ефекту. Не встановлено впливу цього препарату, коли його вводили коровам у вигляді болюсів, на концентрацію у молоці  $^{137}\text{Cs}$ .

Дослід з імпрегнованою глиною на вівцях. Проведений у дослідному господарстві «Радіоеколог». Для нього було відібрано 24 голови овець живою вагою  $30 \pm 2$  кг (табл. 1). Тварини (контрольна та дослідна групи) розміщені в ізольованих загонах по 12 голів у кожному.

Таблиця 1. Схема досліду

Групи	Кількість тварин	Раціон	Домішки
Контрольна	12	Господарський	–
Дослідна	12	–	Імпрегнована глина

Тварин годували кормами з контрольованим вмістом радіонуклідів цезію (добове надходження 1364,4 Бк) (табл. 2).

Таблиця 2. Раціон піддослідних тварин

Корми	Кількість кормів, кг	Кількість радіонуклідів в 1 кг корму, Бк	Сумарна концентрація радіонуклідів в кормі за добу, Бк
Зелена маса	2,0	568,5	1137,0
Сіно	1,0	227,4	227,4
Всього			1364,4

Перед початком досліду всі тварини були зважені і частина з них забита з метою проведення спектрометричного аналізу вмісту  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , в тканинах і органах.

Імпрегновану глину тварини одержували один раз на добу (30 г на голову) протягом 30 діб. Дослідні тварини були одразу ж переважені і забиті, а їхні органи та тканини піддані спектрометричному аналізу.

Вміст радіонуклідів цезію в організмі овець в цілому знизився як у дослідній, так і контрольній групі (табл. 3). Це обумовлено тим, що тварини з пасовищного утримання та годівлі були переведені на загонове. З аналізу біометричної обробки даних видно, що на кінець досліду найбільше зниження вмісту радіонуклідів цезію зафіксовано у м'язовій тканині дослідної групи тварин (в 62,2 рази) і склало 88,8 Бк/кг (табл. 3). В паренхіматозних органах тварин цієї групи зменшення концентрації не було таким значним (в 1,4 рази – від 1,1 у нирках до 1,6 у печінці).

Таблиця 3. Вміст  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в органах та тканинах досліджуваних тварин, Бк/кг

Органи та тканини	Початок досліду		Кінець досліду	
	контрольна група	дослідна група	контрольна група	дослідна група
М'язи	225,7±14,8	236,8±25,9	192,4±37,0	88,8±11,1
Серце	292,3±11,1	262,7±11,1	103,6±1,8	77,1±7,4
Печінка	229,4±11,1	222,0±3,7	125,8±14,8	77,1±3,7
Нирки	362,6±18,5	444,0±22,2	125,8±14,8	114,7±14,8
Легені	192,4±3,7	218,3±3,7	81,4±7,4	66,6±18,5
Селезінка	236,8±18,5	281,2±11,1	111,0±1,8	70,3±7,4

Жива маса усіх піддослідних тварин на кінець досліду дещо зросла, що також можна пояснити загоновим утриманням з обмеженим рухом тварин.

Слід зазначити, що імпрегнована глина загалом є непоганим сорбентом радіоцезію, але тільки для м'язової тканини (реакція паренхіматозних органів була незначною).

**Дослід з каоліном, палигорскітом та фероциновими волокнами.** З метою порівняння сорбційних властивостей каоліну, палигорскіту та фероцинових волокон на базі дослідного господарства «Радіоеколог» на лактуючих коровах було поставлено дослід.

Для цього було відібрано 20 голів корів на 3–4 лактації з середньодобовим надоем  $8,0\pm 0,4$  кг. Тварини утримувались на господарському раціоні з контрольованим надходженням радіонуклідів цезію. Воно становило 9990 Бк (табл. 4).

Таблиця 4. Вміст радіоактивного цезію в раціоні дослідних тварин

Корми	Кількість корму, кг	Вміст радіоактивного цезію в 1 кг, Бк	Сумарна концентрація радіоактивного цезію в кормі за добу, Бк
Пасовишна трава	15	321,9	4828,5
Зелена маса	15	344,1	5161,5
Всього			9990,0

Досліді передував підготовчий період (10 діб), під час якого проводилось контрольне доїння корів з відбором проб молока, контрольна годівля.

Після підготовчого періоду поголів'я тварин розділили на 4 групи – 3 дослідні та 1 контрольну. З першої доби досліді тварини почали одержувати сорбенти: каолін – 25 г, палигорскіт – 25 г, фероцинові волокна – 10 г на добу.

Тривалість досліді – 20 діб. Молоко для проведення радіоспектрометричного аналізу відбиралось один раз на 5 діб. Результати спектрометрії наведені в табл. 5.

Таблиця 5. Дані спектрометрії молока досліджуваних корів, Бк/кг

Доба досліді	Групи тварин						
	Контрольна	Добавка каоліну у корм	Зниження вмісту радіонуклідів, разів	Добавка палигорскіту у корм	Зниження вмісту радіонуклідів, разів	Добавка фероцинових волокон у корм	Зниження вмісту радіонуклідів, разів
1	125,8±33,3	129,5±29,6	–	129,5±14,8	–	136,9±18,5	–
5	118,8±7,4	96,2±29,6	1,2	96,2±25,9	1,2	74,0±14,8	1,6
10	118,4±2,7	62,9±14,8	1,9	85,1±18,5	1,4	51,8±7,4	2,3
15	114,7±3,7	48,1±11,1	2,4	51,8±7,4	2,2	40,7±7,4	2,8
20	115,1±7,4	50,1±11,1	2,3	52,0±7,4	2,2	40,5±14,8	2,8

Спектрометрія перших дослідних проб молока (на 5-у добу) показала помітне зниження вмісту радіоактивного цезію: при введенні у корм каоліну і палигорскіту – 1,2 рази, фероцинових волокон – в 1,6 рази порівняно з контролем.

Зниження вмісту радіоактивного цезію в молоці продовжувалось до 15-ї доби, а в подальшому зупинилось. Спектрометрія останніх проб показала відсутність суттєвої різниці між 15-ю та 20-ю добою.

Максимальне зниження концентрації  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  було відмічено на 15-у добу: у «каолінових» корів – в 2,4 рази, у

«палигорскітових» – 2,2, а у корів, що одержували з кормом фероцинові волокна – 2,8 рази.

Можна дійти висновку, що всі сорбенти, які перевірялись, є достатньо ефективними.

Дослід з клиноптилолітом на свинях. Проведений з метою порівняння динаміки виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму свиней під впливом клиноптилоліту та при згодовуванні їм «чистих» кормів.

Для цього в дослідному господарстві «Радіоеколог» було відібрано 15 голів клінічно здорових підсвинків середньою живою масою  $45 \pm 6$  кг. Поголів'я було розділене на 3 групи – контрольну та 2 дослідні. У переддослідний період тривалістю 10 діб тварини утримувались на господарському раціоні кормів з контрольованим надходженням радіонуклідів цезію (4–5 кБк за добу). З метою визначення вмісту радіоактивного цезію було забито одного підсвинка. Дані спектрометрії органів наведено нижче: м'язи – 1,1, печінка – 1,0, серце – 0,7, легені – 1,2, нирки – 1,3, селезінка – 0,9.

З початком дослідів підсвинки першої дослідної групи почали одержувати 25 г клиноптилоліту на добу (5 г на голову). Підсвинки другої дослідної групи одержували «чисті» корми. Схему дослідів наведено в табл. 6.

Таблиця 6. Схема дослідів

Групи	Кількість голів	Переддослідний період	Дослідний період	
			1-й місяць	2-й місяць
Контрольна	5	Господарський раціон	У добовому раціоні 4–5 кБк $^{137}\text{Cs}$	Контрольна та 1-а групи отримували щоденно з раціоном 4–5 кБк $^{137}\text{Cs}$
Дослідна 1	5	Забій одного підсвинка з контрольної групи	1-а дослідна група одержує щоденно 25 г клиноптилоліту	1-а дослідна група продовжує одержувати клиноптилоліт
Дослідна 2	5		Забій двох голів з кожної групи в кінці 1-го місяця	Друга група одержує «чисті» корми Забій решти тварин в кінці періоду

У кінці першого місяця дослідного періоду було проведено забій 6 голів – по 2 з кожної групи. Дані спектрометрії наведено в табл. 7. В м'язевій тканині тварин дослідних груп вміст  $^{137}\text{Cs}$  помітно знизився порівняно з тваринами контрольної групи. У

підсвинків, що одержували клиноптилоліт, цей показник дорівнював 1,8 рази, «чисті» корми – 2,0 рази.

Таблиця 7. Вміст  $^{137}\text{Cs}$  в організмі дослідних та контрольних тварин в кінці першого місяця досліду, кБк/кг

Групи	М'язи	Печінка	Серце	Легені	Нирки	Селезінка
Контрольна	1,0	1,1	0,8	1,0	1,1	0,9
Дослідна 1 (клиноптилоліт)	0,6	0,7	0,7	0,7	0,6	0,7
Дослідна 2 («чисті» корми)	0,5	0,5	0,4	0,6	0,6	0,5

У кінці дослідного періоду був проведений забій решти тварин контрольної та обох дослідних груп. Максимальне зниження вмісту радіоактивного цезію в м'язах спостерігалось у підсвинків 2 дослідної групи, (3,8 рази, порівняно з контролем), першої дослідної групи – 2,5 рази (табл. 8).

Таблиця 8. Вміст  $^{137}\text{Cs}$  в організмі підсвинків після закінчення досліду, кБк/кг

Групи	М'язи	Печінка	Серце	Легені	Нирки	Селезінка
Контрольна	1,0	1,0	0,9	0,1	1,0	0,9
Дослідна 1 (клиноптилоліт)	0,4	0,5	0,3	0,4	0,5	0,4
Дослідна 2 («чисті» корми)	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2

Таким чином, нашими попередніми дослідженнями з'ясовано, що природні сорбенти, які вивчалися у роботі, є перспективними для вирішення проблем одержання продукції тваринництва з мінімальним вмістом радіонуклідів. Але для широкомасштабного впровадження потрібно оцінити їх безпеку для людей та тварин, а також економічну перевагу порівняно з іншими контрзаходами.

Изучали эффективность использования улучшенных естественных сорбентов для снижения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в молоке коров и мясе овец и свиней. Максимальный эффект достигнут при использовании каолина и клиноптилолита.

We investigated the effectiveness of improved natural sorbents use for reducing the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in cow's milk and pigs and sheep meat. Maximum effect was achieved by using caolin, clinoptilolite.



# РЕЗУЛЬТАТИ ВПРОВАДЖЕННЯ ФЕРОЦИАНІДІВ У ПРИВАТНИХ ГОСПОДАРСТВАХ ЗАБРУДНЕНОЇ ЗОНИ

Л. М. Романов, Д. М. Костюк, А. Д. Чижевська,  
К. В. Манзій, А. Я. Кравчук

З метою надання допомоги у зменшенні забруднення радіонуклідами молока мешканцям забруднених районів, було здійснено впровадження наших розробок у Рівненській та Житомирській областях. Фероцин застосовували у вигляді порошку, болюсів та у складі солі-лизунцю.

## Вибірковий контроль застосування фероцину та болюсів

За програмою введення фероцину та фероцинових болюсів у приватних господарствах Рівненської області цього року було проведено таку роботу (табл. 1). У Дубровицькому районі фероцин у вигляді порошку та фероцинові болюси були введені в селах Жадень, Великі Озера, Великий Черемель, Миляч (усього обробці підлягало 420 голів ВРХ).

У Рокитнівському районі фероцин у вигляді порошку та фероцинові болюси були введені в селах Будки-Кам'янські, Дроздинь, Старе Село, Переходичі, Вельжиця, Борове, Масевичі, Осницьк, Залав'я, Більськ, Єльне, Грабунь, Заболоття (усього обробці підлягало 636 голів ВРХ).

У Володимирецькому районі фероцин у вигляді порошку та фероцинові болюси були введені в селах Біле, Луки, Великі Телковичі, Журавлино, Березіно, Зірка, Уріччя (всього 450 голів ВРХ).

У Зарічненському районі фероцин за програмою було введено в селах Зелена Діброва, Остризьк, Парське, Річки, Тиховиж, Осичин, Млинок (усього 560 голів ВРХ).

Таблиця 1. Зведені дані про ефективність введення фероцинових болюсів та фероцину у корм ВРХ у Рівненській області

Пункт	Кількість корів, яким введено болюси, голів	Рівень зниження, разів
<i>Дубровицький р-н</i>		
с. Жадень	100	2,5
с. Великі Озера	70	3,0
с. Великий Черемель	70	2,0
с. Миляч	100	4,0
<i>Рокитнівський р-н</i>		
с. Будки-Кам'янські	56	2,5
с. Дроздинь	70	2,0
с. Старе Село	74	2,9
с. Вельжиця	58	3,0
с. Переходичі	19	2,0
с. Борове	51	3,0
с. Масевичі	40	2,5
с. Осницьк	21	2,9

Пункт	Кількість корів, яким введено болюси, голів	Рівень зниження, разів
с. Залав'я	86*	3,0
с. Більськ	71*	2,7
с. Єльне	43*	4,0
с. Грабуни	40	2,0
с. Заболоття	47	—
с. Старе Село	400 доз	2,5
с. Масевичі	140 доз	2,5
<i>Володимирецький р-н</i>		
с. Біле	67*	—
с. Луко	64*	—
с. Великі Телковичі	18*	—
с. Журавлине	150 доз	2,2
с. Великі Телковичі	200 доз	2,0
с. Березіно	50 доз	—
с. Зірка	100 доз	2,5
с. Уріччя	50 доз	3,0
<i>Зарічненський р-н</i>		
с. Бір	60 доз	—
с. Зелена Діброва	30 доз	—
с. Млинок	200 доз	—
с. Остризьк	100 доз	—
с. Парське	100 доз	—
с. Річки	60 доз	—
с. Тиховиж	100 доз	—
с. Осичин	62*	—

\*Фероцинові болюси

Таблиця 2. Дія фероцину на вміст радіоактивного цезію в молоці корів приватного сектору (с. Миліч, Дубровицького району, Рівненської обл.)

Прізвище власника корови	Вік корови, років	Добовий надій, л	Концентрація $^{137}\text{Cs}$ , Бк/л	
			Початкова	Через 5 діб після початку згодовування фероцину
Ярмошевич М. М.	6	16	352	220
Ярмошевич П. Н.	8-9	10	490	240
Ярмошевич І. А.	12-14	12-15	505	210
Субот К. А.	3	10-12	515	221
Берестень І. П.	5-7	10-12	450	235
Савич Р. І.	7	10-12	410	300
Савич С. К.	3-4	7	990	196
Савич Г. Я.	7	16	340	200
Савич В. М.	12	13	247	145
Томилович М. О.	4	10	280	130

## Вибірковий контроль ефективності застосування болюсів в приватних господарствах Рівненської області

За програмою передбачалося введення фероцинових болюсів у корм для годівлі тварин у приватних господарствах найбільш забруднених радіонуклідами районах Рівненської області.

У березні 1993 р. в селі Рокитне Рівненської обл. було проведено семінар з проблем зменшення забруднення молока РР. На семінарі були продемонстровані фероцинові болюси і болюсодавачі, та методи їх використання. Також встановлені чотири райони для здійснення даної програми:

1. Володимирецький район, села Біле, Луко, Великі Телковичі.
2. Дубровицький район, села Великі Озера, Шахи, Різки, Будимля, Великий Черемель.
3. Зарічненський район, села Лисичин, Тиховиж, Бір, Остризьк, Парськ, Борова.
4. Рокитнівський район, села Будки-Кам'янські, Вельжиця, Дроздки, Єльне, Переходичі, Старе Село, Осницьк.

Програма була розпочата в травні 1993 р. з завезення в Рівненську обл. 10000 болюсів для зазначених районів. Так, у Володимирецькому районі введення болюсів було проведено в селі Біле – 135 гол. ВРХ. В селі Луко – 63 головам та в селі Великі Телковичі – 30 головам ВРХ.

Підрахунки результатів проводилися після аналізу проб молока, отриманого від «болюсних» корів, та від корів, яким не вводили болюси. Ветеринарна лабораторія отримала такі показники на приладі РУБ. Забрудненість молока від корів з використанням болюсів в середньому становила  $210 \pm 21$  Бк/л, а без болюсів –  $342 \pm 18$  Бк/л.

В Дубровицькому районі введення болюсів було проведено в селах: Великі Озера – 130 голів ВРХ, Шахи – 25, Різки – 102, Будимля – 104, Великий Черемель – 105 голів ВРХ.

Аналіз проб молока проводився в районній ветеринарній лабораторії з використанням прилада РУБ. Молоко від корів, яким вводили болюси, в середньому мало забрудненість  $237 \pm 25$  Бк/л, а без болюсів –  $534 \pm 37$  Бк/л.

В Зарічненському районі введення болюсів було проведено в селах: Лисичин – 166 голів ВРХ, Остризьк – 128, Тиховиж – 164, Парськ – 12, Борова – 164 голів ВРХ.

Аналіз проб молока встановив, що у корів, яким вводилися болюси, рівень забрудненості молока знизився до  $326 \pm 15$  Бк/л, а без болюсів –  $453 \pm 24$  Бк/л. В Рокитнівському районі введення болюсів проводилося в селах: Будки-Кам'янські – 97 голів ВРХ, Вельжиця – 93, Дроздинь – 55, Єльне – 11, Переходичі – 8, Старе Село – 85, Остризьк – 66, Томашгород – 87 голів ВРХ.

Аналіз результатів, отриманих з господарств, показав, що до введення болюсів забрудненість молока становила на травень

286,5±12 Бк/л. У корів, яким вводили болюси, забрудненість молока дорівнювала 227±17 Бк/л, а у тих, яким не вводили болюси, – 374±19 Бк/л за даними 12.07.93.

На основі одержаних результатів можна дійти висновку, що використання фероцинових болюсів значно знижує рівень забрудненості молока у корів в приватних господарствах області та сприяє покращенню санітарно-гігієнічного стану господарств.

Таким чином, незважаючи на об'єктивні та суб'єктивні труднощі, що виникли при введенні тваринам фероцинових болюсів, цей метод зниження ступеня забрудненості молока виявився ефективним. Рекомендується також додавати у корми фероцин у чистому вигляді. Доцільно продовжити випробування солі-лизунцю з домішкою фероцину.

Таблиця 3. Ефективність використання фероцинових болюсів у приватних господарствах Рівненської області через 40–45 діб після їх введення

Район, населений пункт	Концентрація $^{137}\text{Cs}$ в молоці корів, Бк/кг
Рокитнівський, с. Осницьк	374± 19*/227± 17
Дубровицький, с. Великі Озера	534± 37/237± 25
Володимирецький, с. Біле	342± 18/210± 21
Зарічненський, с. Остризьк	453± 24/326± 15

\*В чисельнику – без застосування болюсів, в знаменнику – з болюсами.

Для вивчення властивостей солі-лизунця із домішкою фероцину як сорбенту було відібрано 10 корів у дослідному господарстві «Радіоеколог».

Дослід було поставлено у пасовищний період. Всі умови утримання, годівлі, а також одержані надої були такі ж самі, як і в досліді з сапонітом та болюсами з імпрегнованою глиною.

Тривалість досліду – 30 діб. Щотижня відбиралось для аналізів молоко (табл. 4).

Таблиця 4. Концентрація  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в молоці корів, Бк/кг

Групи тварин	Доба досліду				
	1	7	15	23	30
Контрольна	118±11	67±4	111±7	130±11	118±11
Дослідна	122±11	48±7	67±11	78±11	93±7
Кратність зниження	0	1,4	1,7	1,7	1,3

З результатів біометричної обробки даних можна сказати, що зниження концентрації радіонуклідів цезію вже помітне через тиждень після початку досліду (в 1,4 рази). Максимальне зниження зафіксоване на 2–3-му тижні досліду.

Отже, сіль-лизунець, яка згодовується коровам у пасовишній період, достовірно знижує концентрацію  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в молоці на 30–40%.

За рекомендацією УкрНДІСГР, на Рівненському комбикормовому заводі було виготовлено 14 т солі-лизунцю з домішкою 7% фероцину. Препарат розповсюдили серед мешканців забруднених сіл Рівненської та Житомирської областей. Здійснювали вибірковий контроль її ефективності. Результати свідчать, що зниження забруднення молока спостерігалось в усіх населених пунктах, де коровам згодовували сіль-лизунець. Так, в с. Великий Черемель концентрація радіоактивного цезію в молоці знизилась у 2,5 рази, а в с. Різки – 3,2 рази.

Таким чином, усі засоби використання фероцину у приватних господарствах виявились ефективними.

С целью оказания помощи населению загрязненных районов было осуществлено введение ферроцианидов, как радиосорбентов, в Ровенской и Житомирской областях. Ферроцианиды использовались в виде порошка, соли-лизунца и болюсов. Ферроцин-порошок был введен 1740 коровам, болюсы – 1327. По истечении 2 месяцев при выборочном контроле эффективности данных препаратов было установлено, что при введении в рацион животных чистого ферроцина кратность снижения радионуклидов цезия в молоке составляла 2,2, ферроциновых болюсов – 2,7. Отдельно, в пастбишный период, было организовано скормливание животным соли-лизунца. Снижение концентрации в этом случае составило 2,5–3,2, но в виду малого количества животных данные являются недостаточно достоверными.

Произведен выборочный контроль эффективности внедрения разработок по ферроцину, болюсам и соли-лизунцу с добавкой ферроцина. Отмечено 2–4-кратное снижение концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в молоке коров.

In order to provide help to the population of contaminated districts, ferrocyanides, as radiosorbents, were distributed in Rovno and Zhitomir regions. Ferrocyanides were used in the form of powder, salt-licks and boli. Ferrocine powder was added to fodder of 1740 cows, 1327 cows were treated with boli. In 2 months the selective control of these preparations efficiency demonstrated that at the addition of pure ferrocine to the diet of animals the reduction of caesium content in milk was 2,2 times, while ferrocine boli provided 2,7-fold decrease. Separately, in grazing period the animals were fed with salt-licks. The decrease of concentration in this case amounted to 2,5–3,2, but as the number of animals was small, these data are not reliable enough.

We realized selective control of the effectiveness of introduction elaborations about using Prussian Blue, boli and licking-salt. We noted 2–4 multiplied reduce of the concentration  $^{137}\text{Cs}$  in the cow's milk.

# ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ЦЕЗИЯ ИЗ РАЦИОНА В ОРГАНИЗМ СУПОРΟΣНЫХ, ЛАКТИРУЮЩИХ СВИНОМАТОК И ПОРОСЯТ-СОСУНОВ В УСЛОВИЯХ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ

*М. А. Чмырев*

Свиноводство является благополучной отраслью животноводства с точки зрения радиоэкологии благодаря использованию «чистых» кормов (зерновые, корнеклубнеплоды). Однако при использовании зеленых кормов и летне-лагерном содержании маток и поросят могут возникнуть проблемы, связанные с переходом радиоцезия из рациона в организм животных.

Вопросы поведения радионуклидов цезия в организме сельскохозяйственных животных, в том числе беременных и лактирующих самок, изучались достаточно глубоко [1–5]. Но при этом поведению  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в организме супоросных свиноматок и поросят в различные сроки индивидуального развития уделялось недостаточное внимание. Малоизученными остаются вопросы использования в свиноводстве сорбентов на основе ферроцина.

Экспериментальные исследования проводились на базе опытного хозяйства Украинского НИИ сельскохозяйственной радиологии (пгт Полесское, Киевская область) с августа 1989 г. по октябрь 1990 г.

Было проведено три опыта. В первом использовали 24 чистопородные свиноматки крупной белой породы средней живой массой  $156,4 \pm 6,3$  кг на начало эксперимента. Животные были завезены из «чистых» районов Украины.

В течение всего опыта свиноматки содержались в помещении в станках по четыре головы в каждом. Условия содержания были общепринятыми и соответствовали зоотехническим нормам.

Животных кормили по нормам ВИЖа специально приготовленным комбикормом, основные компоненты которого – овес и травяная мука из сеяных злаково-бобовых трав – были выращены на землях, загрязненных радионуклидами цезия вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. Плотность загрязнения составляла  $1,11\text{--}1,85$  МБк/м<sup>2</sup> ( $30\text{--}50$  Ки/км<sup>2</sup>).

Суточное поступление радионуклидов цезия в организм свиноматок было одинаковым в течение всего опыта и составляло 8,14 кБк.

Случку свиноматок проводили после установления равновесия перехода радиоцезия в звене рацион – организм свиноматки.

Во втором опыте изучали накопление и распределение  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в организме подсосных поросят. Поросята от рождения

и до 2-месячного возраста находились под свиноматками и получали в виде подкормки «чистый» комбикорм.

В третьем опыте исследовали влияние ферроцинсодержащих препаратов на накопление  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в организме супоросных свиноматок при постоянном поступлении радионуклидов с кормом. Использовали 6 свиноматок крупной белой породы средней живой массой  $210,0 \pm 10,5$  кг.

Условия кормления и содержания животных были аналогичны условиям первых опытов. Суточное поступление радиоцезия составляло 7,4 кБк. Ежедневно с кормом, начиная с 40-х суток супоросности (начало плодного периода) и до убоя, свиноматки подопытной группы получали по 30 г на голову сорбента «Бифеж», содержащего 10% ферроцина.

Животных взвешивали перед началом эксперимента и далее ежемесячно, с точностью до 1 кг. Массу плодов определяли при убое, поросят взвешивали в возрасте 21 сутки (период условной молочности) и 60 суток (при отъеме) с точностью до 5 г. При убое так же определяли массу внутренних органов: у маток — с точностью до 5 г, плодов и поросят — с точностью до 1 г.

После установления нулевого баланса радиоцезия перед случкой было забито 2 холостые матки. В дальнейшем убой проводили на 60, 78, 90 и 112-е сутки супоросности по 3 головы, а убой подсосных поросят — в возрасте 21 и 60 суток по 3 головы от трех маток. В третьем опыте убой свиноматок осуществляли на 112-е сутки супоросности по 3 головы из каждой группы. У свиноматок и поросят концентрацию радиоцезия определяли в сырой ткани мышц, крови, печени, сердца, легких, почек, селезенки, стенок желудка, тонкого и толстого кишечника. Кроме того, у свиноматок концентрацию  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  определяли в сале и матке.

При убое свиноматок на 60-е сутки супоросности плоды исследовались целиком. В последующем при убое на 78, 90 и 112-е сутки плоды разделяли и для радиометрии отбирали средние пробы следующих органов и тканей: мышц, крови, печени, сердца, легких, почек, селезенки, стенок желудка, тонкого и толстого кишечника с содержимым. Помимо этого, концентрацию радиоцезия определяли в амниотической жидкости.

Средние пробы тканей и органов помещали в сосуды Маринелли вместимостью 0,5 и 1 л, в сосуды типа «зубной порошок» вместимостью 0,1 л и проводили спектрометрию на установке «Нокия» LP 4900 В. Относительная погрешность измерений не превышала 10%.

Результаты исследований показали, что в мышечной ткани свиноматок (табл. 1) концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  возрастает с 11,3% суточного поступления с кормом у холостых животных до 13,1% к 78-м суткам при недостоверной разнице. Это связано с усилением общего и минерального обмена и увеличением отложения питательных веществ в организме беременных маток для

Таблица 1. Концентрация  $^{134}$ ,  $^{137}$ Cs в органах и тканях свиномяток в различные сроки супоросности, Бк/кг

Органы и ткани	Срок супоросности, суток				
	0	60	78	90	112
Кровь	238,3±15,2	256,4±44,0	235,0±41,4	185,4±47,4	151,3±21,5
Мышцы	920,6±48,8	975,7±3,7	1064,5±94,7	1040,4±145,0	1055,6±90,3
Печень	602,0±93,6	680,1±84,4	696,7±138,0	605,7±104,7	602,4±109,9
Сердце	836,9±48,5	915,8±91,4	1009,4±54,0	885,4±41,1	787,7±120,3
Легкие	441,0±29,2	457,3±59,6	545,8±38,9	505,8±31,1	466,9±90,3
Почки	1480,4±11,8	1121,8±114,7	1546,6±48,5	1027,5±67,3	1086,3±184,3
Селезенка	647,1±67,0	636,0±54,4	694,5±28,1	672,3±38,9	632,3±100,6
Сало	39,6±13,7	58,1±13,7	47,0±5,2	41,4±7,8	41,8±13,0
Матка с плацентой	566,5±45,5	359,3±59,6	327,5±34,0	262,3±62,2	250,9±45,1
Желудок	720,4±20,0	661,9±30,0	753,7±90,3	800,7±40,7	634,9±100,6
Тонкий кишечник	611,6±13,7	575,7±32,2	727,8±90,7	675,3±100,3	653,4±155,0
Толстый кишечник	309,3±48,1	270,8±10,4	346,0±43,3	272,0±16,7	309,0±88,8



будущей лактации [6]. В дальнейшем до опороса концентрация радиоцезия в мышцах остается неизменной.

В печени, сердце и легких свиноматок концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  на протяжении супоросности изменялась незначительно и составляла соответственно 7,4–8,6, 9,7–12,4 и 5,4–6,7% от суточного поступления радионуклидов с рационом.

Не наблюдается изменения концентрации и в других органах и тканях свиноматок, кроме матки с плацентой. В этих органах концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  имеет тенденцию к снижению с увеличением срока супоросности, но различие между показателями недостоверно.

В табл. 2 представлены данные о накоплении радиоцезия в органах и тканях плодов.

Таблица 2. Концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах и тканях плодов в различные сроки нательного развития, Бк/кг

Органы и ткани	Возраст, суток		
	78	90	112
Кровь	74,4±12,6	77,3±19,2	92,1±19,6
Мышцы	265,3±9,3	295,6±9,3	286,0±30,7
Печень	171,3±1,1	183,5±14,8	147,6±20,4
Сердце	374,4±30,0	321,9±25,9	193,5±23,3
Легкие	294,9±25,5	323,0±29,6	81,4±14,4
Почки	320,8±20,4	289,0±29,2	234,2±47,4
Селезенка	432,9±52,5	703,0±21,5	706,7±55,5
Желудок	113,6±7,4	135,4±55,1	154,7±27,4
Тонкий кишечник	236,4±11,5	200,2±17,0	157,3±23,3
Толстый кишечник	110,3±13,0	119,1±14,8	132,1±12,2
Амнион	31,5±3,7	53,3±18,1	114,3±9,6

В мышечной ткани плодов концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  изменяется незначительно – от 3,3 до 3,6% суточного поступления нуклидов в организм маток, что в 3,7–4,0 раза меньше, чем у матерей. Общее содержание нуклидов в мышцах возрастает с 20 Бк на 78-е сутки до 85 Бк к 112-м суткам плодного периода развития. Это связано с ростом ткани, увеличением ее массы [1, 3].

В печени плодов с возрастом концентрация не изменяется и составляет 1,5–2,3%. В сердечной мышце и легких наблюдается снижение концентрации  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  с 78-х к 112-м суткам соответственно с 4,5 до 2,4% и с 3,6 до 1,0% при недостоверной разнице. Уменьшение концентрации связано, по-видимому, со снижением интенсивности роста и обменных процессов в этих органах во вторую половину плодного периода [6].

В амниотической жидкости отмечается возрастание концентрации радиоцезия с увеличением срока супоросности. Это объясняется уменьшением общего количества амниона с 140 мл на 78-е сутки до 80 мл на 112-е сутки [7] и значительным концентрированием в нем продуктов метаболизма плодов.

Происходит некоторое возрастание концентрации  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в селезенке и снижение в тонком кишечнике.

В табл. 3 приведена концентрация радиоцезия в органах и тканях подсосных поросят.

Таблица 3. Концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах и тканях подсосных поросят, Бк/кг

Органы и ткани	Возраст поросят, суток		
	112 (натальное развитие)	21	60
Кровь	92,1±19,6	168,0±16,9	111,8±11,1
Мышцы	286,0±30,3	622,7±63,1	416,3±41,5
Печень	147,6±20,4	357,2±36,0	234,0±28,4
Сердце	193,5±23,3	396,7±73,3	303,8±29,0
Легкие	81,4±14,4	394,8±48,2	253,7±43,3
Почки	234,2±47,4	705,5±118,8	550,8±50,5
Селезенка	706,7±55,5	460,1±71,9	338,2±87,0
Желудок	154,7±27,4	321,0±67,2	265,3±70,1
Тонкий кишечник	157,3±23,3	384,9±88,5	279,9±57,9
Толстый кишечник	132,1±12,2	266,9±64,4	158,0±11,0

Практически во всех органах и тканях поросят наблюдается увеличение концентрации  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  к 21-м суткам (период условной молочности) и снижение к 60-м (возраст отъема), что хорошо согласуется с данными других исследований [1].

В первый месяц жизни поросята питаются в основном молоком матери. Радионуклиды цезия, содержащиеся в молоке подопытных свиноматок (114,0±12,2 Бк/л), почти полностью усваиваются в организме интенсивно растущих поросят, что и обуславливает увеличение их содержания. В третью неделю после опороса каждая свиноматка в среднем продуцировала ежедневно 5–7 л молока [8]. С молоком выделялось 570–800 Бк радиоцезия в сутки, или 7,7–10,8% суточного поступления с кормом. В третью неделю постнатального периода развития каждый поросенок в среднем высасывает ежесуточно 0,8 л молока. Расчетное суточное поступление  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  с молоком составило 91,2±9,8 Бк на голову. Коэффициент накопления нуклидов в мышцах поросят – 5,46, а кратность накопления – 8,1.

Во второй месяц постнатального периода развития поросята постепенно переходят к самостоятельному питанию раститель-

ными кормами, у них несколько снижается интенсивность обменных процессов в организме. Все это ведет к уменьшению концентрации  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах и тканях поросят к возрасту отъема.

В третьем опыте на накопление радиоцезия в организме подопытных свиноматок (табл. 4) и в их плодах (табл. 5) повлияла добавка к рациону сорбента «Бифеж».

Таблица 4. Концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах и тканях свиноматок, Бк/кг

Органы и ткани	Группа животных		К/П
	Контрольная (К)	Подопытная (П)	
Кровь	87,7±3,3	24,8±5,9	3,54
Мышцы	853,6±63,3	220,2±12,6	3,88
Печень	380,7±38,1	76,2±7,8	5,00
Сердце	617,9±28,1	111,7±0,4	4,96
Легкие	341,5±11,1	68,8±4,1	5,53
Почки	716,7±25,5	187,6±44,8	3,82
Селезенка	405,5±33,7	62,5±5,9	6,49
Сало	23,7±3,3	9,3±1,1	2,56
Матка	246,1±8,9	64,4±10,7	3,82
Плацента	81,4±7,0	20,4±0,4	4,00
Желудок	362,6±136,2	92,5±14,8	3,92
Тонкий кишечник	300,1±133,2	74,0±5,2	4,06
Толстый кишечник	218,3±52,2	48,1±8,9	4,54

Таблица 5. Концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах и тканях плода свиноматки, Бк/кг

Органы и ткани	Группа животных		К/П
	Контрольная (К)	Подопытная (П)	
Кровь	81,8±8,1	25,9±0,7	3,16
Мышцы	244,6±30,0	77,0±14,4	3,18
Печень	137,6±3,3	35,5±3,0	3,88
Сердце	155,8±14,4	45,1±3,0	3,45
Легкие	192,4±52,2	44,0±7,4	4,37
Почки	182,4±15,9	52,9±2,6	3,45
Селезенка	373,7±18,1	140,6±22,9	2,64
Амнион	94,7±37,0	31,1±12,2	3,05
Желудок	109,5±8,9	37,0±5,6	2,96
Тонкий кишечник	150,6±13,0	35,9±0,4	4,20
Толстый кишечник	94,7±8,5	26,6±4,4	3,56

Концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в мышцах свиноматок контрольной и подопытной групп составила соответственно 11,0 и 2,8%, а в мышцах плодов – 3,1 и 1,0% суточного поступления радионуклидов в организм маток. У свиноматок снижение составило 3,88 раза, а у плодов – 3,18 раза. Кратность накопления нуклидов в мышцах контрольных свиноматок – 7,42, подопытных – 1,81, или в 4,1 раза меньше.

В паренхиматозных органах подопытных свиноматок под действием сорбента концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  снизилась в 3,82 (почки) – 6,49 раза (селезенка).

В паренхиматозных органах плодов подопытных свиной концентрация снизилась в 2,64 (селезенка) – 4,37 раза (легкие), что оказалось в целом меньше, чем у свиноматок.

## ВЫВОДЫ

1. Органы и ткани свиноматок и плодов накапливают радиоцезий неодинаково в течение беременности.

2. Концентрация  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в мышечной ткани свиноматок возрастает в первые две трети супоросности, достигая в условиях эксперимента 13,1% суточного поступления с кормом, у плодов возрастания концентрации не происходит.

3. В организме подсосных поросят концентрация радиоцезия возрастает в первые 3 недели жизни и к отъему снижается.

4. Добавка в рацион супоросных свиноматок в течение 72 суток сорбента «Бифеж», содержащего 10% ферроцина, позволяет снизить концентрацию  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах и тканях животных и их плодов в 2,5–6,5 раз по сравнению с контролем.

1. Булдаков Л. А., Москалев Ю. И. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней Cs-137, Sr-90 и Ru-106. – М.: Атомиздат, 1968. – С. 28–102

2. Радиобиология и радиозоология сельскохозяйственных животных / Под ред. Б. Н. Анненкова, И. К. Дибобеса, Р. М. Алексахина. – М.: Атомиздат, 1973. – 224 с.

3. Буров Н. И. О поведении  $^{137}\text{Cs}$  в организме свиной // Радиозоология животных: Материалы 1-й Всесоюз. конф., 24–27 янв. 1977 г. – М.: Наука, 1977. – С. 110–111.

4. Шилов В. П., Панченко И. Я. Переход  $^{137}\text{Cs}$  через плацентарный барьер у некоторых сельскохозяйственных животных. – Там же. – С. 132.

5. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н. Основы радиозоологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 208 с.

6. Свечин К. Б. Индивидуальное развитие сельскохозяйственных животных. – К.: Урожай, 1976. – 285 с.

7. Кокорев В. А. Биологическое обоснование потребности супоросных свиноматок в макроэлементах / Под ред. С. А. Лапшина. – Саранск: Изд-во Саранского филиала Саратовского ун-та, 1990. – 172 с.

8. Кабанов В. Д. Повышение продуктивности свиной. – М.: Колос, 1983. – С. 42–53.

В роботі досліджували накопичення аварійних  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в організмі вагітних свиноматок в різні строки супоросності за умов хронічного надходження нуклідів з кормом. Вивчено динаміку накопичення радіонуклідів в

органах та тканинах поросят у плідний і молочний періоди індивідуального розвитку.

Також вивчали можливість використання ферроцину для зниження переходу  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в організм свиноматок та в плід з метою одержання нормативно «чистої» продукції та зменшення дозових навантажень і забезпечення повноцінного ембріонального розвитку.

Органи і тканини свиноматок та плоду накопичують радіоцезій неоднаково протягом вагітності. Концентрація  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в м'язах маток зростає в перші дві третини вагітності та сягає в умовах експерименту 13,1% добового надходження за кормом. У плоді зростання концентрації у другій половині плідного розвитку не відбувається.

В організмі підсисних поросят концентрація радіоцезію зростає в перші 3 тижні життя і до відлучення знижується. З 1 л молока свиноматок виділяється 1,5–1,4% нуклідів, що надходять з кормом.

Добавка в раціон супоросних свиноматок сорбенту «Біфеж» на протязі 2,5 місяців знижує концентрацію  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в органах і тканинах тварин та їх плодів в 2,5–6,5 разів у порівнянні з контролем.

The work concerns the accumulation and distribution of accidental  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  in the organisms of pregnant sows in various periods of pregnancy at regular intake of radionuclides with fodder. The dynamics of radiocaesium in the organs and tissues of piglets in the foetal and lactation periods of individual growth was investigated.

Possibility of ferrocine use for the decrease of  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  transfer to foetus of sows for the reduction of dose rates and provision of embrional development of full value was examined.

Organs and tissues of sows and foetus accumulate radiocaesium in the similar way during the pregnancy period. Concentration of  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  in the muscles of sows in the first 80 days of pregnancy increases and reaches 13.1% of daily intake with fodder in experimental conditions. In foetus the increase of concentration in the second half of foetus growth is not observed.

In the organisms of piglets the concentration of radiocaesium increases within the first 3 weeks of life and decreases to 2-months age. 1 l of sows' milk contains 1.5–1.4% of nuclides from fodder.

Addition of Bifezh sorbent to the diet of pregnant sows during 2.5 months decreases the concentration of  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  in organs and tissues of animals and their foetus by 2.5–6.5 times as compared to control.

## ПАТОМОРФОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДЕЯКИХ ОРГАНІВ ВНУТРІШНЬОЇ СЕКРЕЦІЇ ТВАРИН В ГОСПОДАРСТВАХ З РІЗНИМ РАДІАЦІЙНИМ НАВАНТАЖЕННЯМ

*М. М. Лазарев, Л. В. Яцута, М. О. Судаков, В. І. Береза,  
О. І. Павленко, О. М. Павлова*

Одним з найактуальніших питань, що потребують довгострокового вивчення, є вплив постійного опромінення як внутрішнього, так і зовнішнього на організм сільськогосподарських тварин. Однією з найбільш лабільних систем, яка виявляє не-

специфічні реакції при дії несприятливих факторів на організм, є ендокринна система.

Радіаційне ураження щитовидної залози ссавців відбувається через вибіркове накопичення радіоїоду (насамперед  $^{131}\text{I}$ ). Кумулятивні дози опромінення щитовидної залози у ссавців були значно вищі, ніж інших органів [1].

Так, у собак при дозі опромінення щитовидної залози 100 Гр уже в найближчий період реєстрували її гіпофункцію, при дозі 20 Гр в початковий період функція її була підвищеною, а через кілька років спостерігалась гіпофункція. При дозі 10–20 Гр стан гіпофункції наступав через 1–2 р., а при дозі 1–2 Гр – через 4–5 р. Ураження залози було початковою ланкою порушення ендокринного статусу організму.

При загальному опроміненні тварини структурні зрушення відмічаються уже при напівлетальних дозах: зменшується відносна маса щитовидної залози, переважають фолікули великого діаметра, з'являються деструктивні зміни в окремих фолікулах. У м'язевій тканині накопичується велика кількість тироксину і одночасно відбувається його прискорене виведення із печінки. У віддалені строки на фоні деструктивних пострадіаційних змін можливий розвиток злоякісних пухлин у щитовидній залозі [3].

Як наслідок опромінення організму в щитовидній залозі виникають порушення гемодинаміки, різні патологічні зміни у структурі щитовидної залози аж до її атрофії з явищами фіброзу в залежності від дози, тривалості та потужності зовнішнього опромінення тварин [4,2,5].

Цілком зрозуміло, що найбільших змін щитовидна залоза зазнає під впливом радіоактивного йоду, що акумулюється в ній.

Збільшення маси щитовидної залози у щурів при високих рівнях опромінення у ранні строки після нього внаслідок введення  $^{131}\text{I}$  відмічає Стрельцова В. Н. [6]. Вона пояснює це явище мікроциркуляторним розладом, гемо- та лімфостазом. Зниження маси органу через деякий час пов'язане з нормалізацією кровообігу та активною резорбцією колоїду з фолікулів. набряк і крововиливи призводили до активізації дистрофічних процесів у залозі та загибелі епітеліальних клітин.

В залежності від дози введеного радіоактивного йоду ці процеси відбуваються з різною інтенсивністю аж до повної атрофії залози, за якої окремі залишки залозистої тканини можна знайти лише на серійних зрізах. При невисоких дозах опромінення у ділянках залози, що збереглися, спостерігається активізація функціональної активності клітин фолікулярного епітелію, відбувається резорбція колоїду [6, 7].

Згодовування вівцям  $^{131}\text{I}$  по 15–45 мкКи на день протягом 3–4 років призводить до поступового ураження щитовидної залози – розвивається інтрафолікулярний фіброз, зменшуються її розміри [8]. Після аварії на ЧАЕС заслуговує на особливу увагу і потребує вирішення питання про постійне опромінення

тварин, які утримуються на територіях, забруднених радіоактивними речовинами, і про його вплив на організм цих тварин.

У польовок, відловлених у 30км-ій зоні ЧАЕС, при вивченні стану щитовидної залози відмічали підвищення кількості дегенеративних фолікулів, десквамацію епітелію, збільшення площі міжфолікулярного епітелію. Судини були розширені, переповнені кров'ю. Відношення діаметра фолікулів до висоти фолікулярного епітелію у чорнобильських польовок мінімальне, що свідчить про посилену активність залози. Не було виявлено досить чіткого зв'язку між рівнем гама-фону і характером реакції залози. Це дає підставу вважати, що найбільшої шкоди у цій ситуації завдає внутрішнє опромінення [9].

У щурів, які протягом всього життя утримувались у Чорнобилі, виявлені порушення структури щитовидної залози: розвиток атрофічних, дистрофічних та гіперпластичних процесів на фоні циркуляторних порушень. Часто спостерігалась дифузна або локальна аденоматозна гіперплазія фолікулярного епітелію з утворенням на 24–26-му місяці життя мікроаденом та аденокарцином [10].

За розрахунками, у момент закінчення викидів після аварії на ЧАЕС, поглинена доза опромінення щитовидної залози у корів в основному становила 100–120 Зв, часто перевищувала 200 Зв, а інколи сягала 400–600 Зв, що є тиреоїдектомічною дозою для ВРХ (Прістер Б. С., 1995)

За даними дослідників УНДІ ветеринарії та УААН, в мікроструктурі щитовидної залози корів, що знаходились у 30км-ій зоні під час аварії, відмічаються порушення гемодинаміки, поява лімфоїдних утворень, потовщення та набряки сполучно-тканинних прошарків органу [5].

Значні морфофункціональні зміни щитовидної залози виявлені у великої рогатої худоби та овець з господарств Гомельської області, що зазнали «йодного удару» внаслідок аварії на ЧАЕС. В перші два місяці в ній спостерігають набряк стромы, повнокрів'я судин, крововиливи у порожнину фолікулів і інтерстесціальну тканину, зникнення колоїду.

Через 5–6 міс атрофічні процеси щитовидної залози набули подальшого розвитку – до повного заміщення залозистої тканини сполучною у деяких тварин. Через 1–1,5 року дослідники виявляли в ній морфофункціональні зміни, характерні для різних форм зобу (колоїдний, паренхіматозний, базедів, аутоімунний) [12].

У 80% корів та бичків, що загинули протягом 5 місяців після аварії, щитовидна залоза була відсутня, а у інших вона мала щільну консистенцію, білувато-сірий колір та зменшену масу [11].

Глибокі структурні зміни, аж до атрофії щитовидної залози у евакуйованої худоби, під впливом високих доз радіоактивного

йоду (60–70 Крад на щитовидну залозу) відмічають Zenkin A. S. [13], Четокін А. М., Ісламов Н. Н. [14].

Ситуація ускладнюється тим, що зона Українського Полісся збіднена багатьма мікроелементами. За даними Судакова М. О. та ін. [20], ґрунти та корми в цій зоні характеризуються низьким вмістом йоду, кобальту, цинку, міді і марганцю. Відповідно знижений вміст цих елементів у крові тварин та молоці. Внаслідок цього у багатьох з них виявлені симптоми йодної, кобальтової, цинкової та мідної нестачі, а також остеодистрофії, кетозу, А- і Д-вітамінної недостатності.

У великої рогатої худоби в зоні Українського Полісся вона була виражена гіпотиреозом. Виявлені збільшення або зменшення маси щитовидної залози, зміна її кольору з червоно-коричневого на блідорожевий з сірим або жовтим відтінками. Гістоструктура залози характерна для макрофолікулярного зобу [16].

Збільшення абсолютної і відносної маси цього органу у ВРХ в північному Таджикистані, ендемічному по цих же мікроелементах, відмічає Веретенникова В. Н. [16]. На її думку, зобогенні фактори викликають виснаження тиреоїдної функції і сприяють розростанню паренхіми або строми залози, а також утворенню «змішаних» форм зобу. Нестача міді та кобальту помітно посилюють патологічні зміни в структурі щитовидної залози. Так, мідна нестача призводить до гіпохромної анемії, що на фоні тиреоїдної гіпофункції створює передумови для її перенапруження, змінює структуру органу. Спостерігається гіпертрофія, гіалінізація та фіброз строми. Морфологічно це виявляється у вигляді дифузної атрофії паренхіми щитовидної залози. Середня маса таких залоз нижча за звичайну.

Зміна співвідношення кобальт – йод в щитовидній залозі також відбивається на її мікроструктурі. В ній розвиваються застійні явища, у фолікулах повністю або майже повністю зникають резорбційні вакуолі, колоїд густішає і стає щільнішим, тому що кобальт є необхідним реагентом для евакуації вмісту фолікулів у кров.

Надлишок кальцію при нестачі йоду викликає гіперплазію, розрідження колоїду і інтенсифікацію виведення колоїду з щитовидної залози [17].

Надлишок кальцію, магнію, марганцю і стронцію також стимулює виникнення ознак йодної нестачі та різних форм зобу [18, 19].

При нестачі йоду в кормах сильніше ушкоджується залоза високопродуктивних корів та тварин завезених порід, ніж місцевих порід, які уже пристосувалися до даних екологічних умов [16, 20].

У роботі Берези В. І. [21] було досліджено структуру щитовидної залози корів в господарствах Чорнобильського рай-



ону (с. Черевач, с. Копачі, с. Лелів). Ця зона характеризується нестачею не лише йоду, але і міді, кобальту, цинку та марганцю.

При морфологічному дослідженні виявлено зменшення залози або однієї її долі. Залози ущільнені, їх поверхня іноді бугриста. Вони набули блідо-рожевого кольору з сірим або жовтим відтінком.

Гістоструктура залози свідчила про гіпофункцію залози виражену в більшій або меншій ступені. В ряді випадків вона була характерною для макрофолікулярного колоїдного зобу. Фолікули значно збільшені. Середній внутрішній діаметр фолікулів – 210 мкм (при нормі 175 мкм за Замарінім Л. Г. [22]). Колоїд густий, епітелій плоский. Відмічається поліморфізм розмірів і форм фолікулів. Інколи в них спостерігали нерівні краї та розростання епітелію.

У деяких корів відзначали посилене новоутворення фолікулів та розростання міжфолікулярної тканини, а у окремих тварин – атрофію залозистої тканини та розростання сполучної.

Особлива роль в здійсненні пристосувальної реакції організму до несприятливих умов навколишнього середовища належить наднирникам, тому актуальним є дослідження цих залоз у тварин, в районах з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення.

Реакція наднирників на дію радіації в усіх видів тварин типова: в перший період (години, іноді доби) після опромінення в широкому діапазоні доз (від 25 до 5000 Р ) спостерігається підсилення секреторних процесів в наднирниках.

При опроміненні як загальному, так і локальному змінюється маса наднирників, розміри коркової та мозкової зон, зменшується вміст ліпоїдних субстанцій. Тобто в гострий період променевого ураження функціональна активність залози підвищується, а в подальшому спостерігається виснаження коркової і мозкової зон і розвиваються атрофічні процеси [3].

У мишей-польовок з території, забрудненої радіоактивними речовинами після аварії на ЧАЕС (потужність гамма-випромінення 0,1–6 мр на годину), визначено стійку тенденцію до гіперактивності наднирків у порівнянні з контролем. Для них характерне розширення коркового шару, гіпертрофія і гіперплазія клітин пучкового шару. Поряд з цим у польовок спостерігаються ознаки ураження клітинно-тканинних структур. В початковий період після аварії це були, головним чином, деструктивні та некротичні зміни в структурі. У наступні строки, коли основний внесок радіаційного впливу визначався інкорпорованими альфа-і бета-випромінювачами, морфологічна картина змінювалася. Відмічалась дисконкомплексация зон кори наднирника, вузликова гіперплазія, гіпертрофія та пікноз ядер адренкортико-цитів, локальні накопичення лімфоїдних елементів, збільшення щільності строми. Такі порушення, що не спостерігаються у контрольних тварин, свідчать про хронічний

локальний пошкоджуючий вплив, головним чином, альфа-випромінювачів [23].

Підвищення кількості випадків аденом кори наднирників шурів, що протягом всього життя утримувалися в Чорнобилі, відмічають Тригубова Н. А. з співавт. [10]. Вони пояснюють це постійною морфофункціональною напругою системи, що призводить до перенапруги її активності, передчасного старіння і розвитку на цьому фоні пухлин.

Структурні зміни, що відповідають різним фазам стрес-реакції – підйому, а потім спаду функціональної активності залози, спостерігались в наднирниках у шурів, яким вводили  $^{131}\text{I}$  в дозі 2,5 мкКи.

Розлад гемодинаміки, дистрофічні зміни клітин коркового шару та некроз хромафінних клітин мозкового шару в наднирниках, різкі коливання вмісту кортизолу в крові спостерігається у великої рогатої худоби, яка зазнала радіоактивного впливу під час аварії [12].

### Матеріали та методи

Для гістологічних досліджень були відібрані зразки щитовидної залози, наднирників у великої рогатої худоби, що утримувалась в господарствах з різним рівнем радіаційного навантаження в період з 1991 по 1994 р.

Вивчали гістологічну будову досліджуваних органів тварин з Радомишльського і Малинського районів, які вважаються відносно «чистими» в радіаційному відношенні (щільність забруднення 37–74 кБк/м), з Народицького району (щільність забруднення до 555 кБк/м), дві групи тварин з дослідного господарства «Володимирівське», що були забиті у вересні 1991 р. та у лютому 1992 р. (щільність забруднення до 1480 кБк/м) та корів жителів с. Поліське, які випасають свою худобу на неполіпшених пасовищах, де щільність забруднення сягає 3000 кБк/м.

Крім того, для порівняння вивчали гістологічну будову цих же органів у корів, які одержували  $^{131}\text{I}$  у різних дозах, в результаті чого були сформовані чотири групи тварин з різним ступенем опромінення щитовидної залози: I – 6 кРад; II – 30 кРад; III – 80 кРад; і IV – 100 кРад/щитовидну залозу.

Гістологічні дослідження проводили загальноприйнятими методами.

Аналізуючи морфометричні показники щитовидної залози можна відмітити високу варіабельність маси цього органу. Маса щитовидної залози була, в основному, більшою у бичків, ніж у корів, за винятком 10-річних (табл. 1).

Із збільшенням ступеня радіоактивного опромінення щитовидної залози при згодовуванні коровам  $^{131}\text{I}$  зменшувалася маса щитовидної залози, аж до повного її зникнення у тварин при навантаженні на щитовидну залозу 100 кРад.

Таблиця 1. Маса щитовидної залози у досліджуваних тварин

Райони	Малинський	Радомишльський		Народичський		Поліський			
		2	3-5	2	6-7	ДВГ «Володимирівське»		При- ватний сектор	
Вік тварин, р.	2	2	3-5	2	6-7	2	6-7	10	6-7
n	5	3	3	7	5	12	16	3	16
Маса, г	32,8± 1,8	40,8± 7,9	22,7± 4,8	43,7± 5,9	30,0± 0,4	31,4± 1,1	31,2± 1,2	40,3± 6,5	24,3± 1,9

Варіабельність розмірів фолікулів дуже висока за рахунок гетероморфності фолікулів та великих індивідуальних коливань. Висота фолікулярного епітелію також вірогідно не відрізняється у тварин з різних господарств. Лише у старих тварин підвищується маса щитовидної залози, збільшується діаметр фолікулів та знижується висота фолікулярного епітелію.

Контрольні групи були зкомплектовані з тварин із Радомишльського та Малинського районів, які вважаються відносно «чистими» за ступенем радіоактивного забруднення.

Вага щитовидних залоз бичків із Малинського району досить висока – 32,8±1,8 г і не має високої варіабельності. Зовнішній вигляд їх нормальний. У одного з п'яти бичків спостерігається значне розростання міжфолікулярної тканини, колоїд у міжфолікулярному просторі.

Більш виражені патологічні зміни щитовидних залоз у ВРХ із Радомишльського району. У них висока варіабельність маси цього органу, в одній тварини – кістозне утворення, що виступає над поверхнею залози.

При гістологічному аналізі у одного бичка ми спостерігаємо типову картину токсично-дифузного зобу щитовидної залози. Маса щитовидної залози цього бичка збільшена і сягає 80 г (цей показник не включений до середніх даних). У інших тварин також відмічається порушення будови цього органу. Найбільш характерними з них є гетероморфність фолікулів, їхня деформація, злущування (десквамація) епітелію, багаторядність стінок фолікулів, розростання фолікулярного та міжфолікулярного епітелію та прошарків сполучної тканини.

У одній тварини виявлені кістозне утворення та колоїд у міжфолікулярному просторі.

Разом з тим залози функціонально активні, про що свідчать наявність колоїду і резорбційних вакуолей у фолікулах. Та навіть у цих функціонально активних ділянках фолікули не мають чіткого ланцюжка фолікулярного епітелію, характерного для нормальної будови цього органу, через те, що клітини мають

розмиті границі, а сам епітелій утворює виступи або заглиблення. Проте виведення колоїду відбувається і у фолікулах з різними порушеннями їх будови.

Дослідженнями Павленко О. І. [24], проведеними в господарствах Коростенського району Житомирської області на великій рогатій худобі, показані зміни структури щитовидної залози, подібні до тих, що ми спостерігали у тварин з Малинського та Радомишльського районів.

Такі зміни, за даними Альошина Б. В. [25] та інш., є компенсаторною реакцією при нестачі надходження в організм йоду.

У великій рогатій худобі з Народицького району відмічається висока варіабельність маси та розмірів щитовидної залози.

Залози зі зниженою масою мають, як правило, дрібно-фолікулярну будову, у них зустрічаються ділянки фолікулів без колоїду. Разом з тим гістологічна будова цього органу у досліджуваних тварин дуже різноманітна – від нормальної до патологічної. Частіше всього вона складається з ділянок, що мають нормальну будову, та патологічно змінених, які мають дуже різноманітний характер: ділянки з мікрофолікулярною будовою без колоїду, розростання інтерфолікулярного епітелію та сполучної тканини, поліморфізм та деформація фолікулів, проліферація фолікулярного епітелію і злушчування його у порожнину фолікулів. У крупних фолікулах наявність подушечок Сандерсона, локальні накопичення лімфоцитів у залозі двох тварин. Зустрічаються ділянки залози, в яких поодинокі фолікули, заповнені колоїдом, розташовані між інтерфолікулярним епітелієм або між деформованими фолікулами, заповненими десквамованим епітелієм, але без колоїду.

Зміни такого ж характеру відбуваються в будові щитовидної залози у тварин дослідного господарства «Володимирівське».

Крім того, у бичків дворічного віку (отримали 7 сГр на увесь організм) на фоні значних індивідуальних коливань загальним для усіх тварин є розростання сполучної тканини, явна гіперемія кровоносних судин, деструктивні зміни фолікулярного епітелію у патологічно змінених.

Дорослі корови з цієї групи знаходились під час аварії на ЧАЕС на південному сліді викиду і зазнали впливу радіоактивного йоду (61 сГр на організм та 3950 сГр на щитовидну залозу). У них спостерігаються великі індивідуальні коливання маси і структури щитовидної залози.

Так, у однієї корови, в основному, нормальна будова цього органу, характерна для цього виду тварин.

У інших корів розростання сполучно-тканинної строми значно сильніше, ніж у дворічних бичків. У однієї тварини виражений склероз строми з ознаками її гіалінізації. Судини гіперемовані, їхні стінки потовщені і гіалінізовані. Капсула потовщена, склеротизована, судинні капсули облітеровані. В залозі спостерігаються застійні явища, ділянки повністю не-

критизованих фолікулів, гіперплазія фолікулярного епітелію з утворенням ділянок типу Сандерсонівських подушечок або ділянок з клітинами, розташованими у кілька рядів. Зустрічаються поодинокі випадки папілярних вироснів. Часто апікальна частина клітин не має чіткої межі, багато клітин зі спустошеною цитоплазмою.

Відмічається також гетерогенність у розмірах фолікулів. У великих фолікулах, розкиданих між дрібними фолікулами та інтерфолікулярною тканиною, колоїд щільний, а в дрібних фолікулах відбувається його резорбція. Зустрічається колоїд у міжфолікулярному просторі.

У корів старшої вікової групи (близько 10 років) виявлена патологія гістологічної будови досліджуваного органу, характерна для старших тварин.

Значні зміни розмірів і гістологічної будови щитовидної залози спостерігаються у корів місцевих жителів с. Поліське, розташованого поблизу ДГ «Володимирівське». Маса органу 12–36 г. У деяких тварин зустрічається як розростання перешийку залози та однієї або обох долей донизу, так і значне зменшення розмірів залози.

У гістологічній будові щитовидної залози спостерігаються такі ж патологічні зміни, як і у тварин з ДГ «Володимирівське», але виражені вони сильніше. Крім того, відмічається сильне розростання сполучної тканини, а іноді і жирової.

У корів, які одержували  $^{131}\text{I}$ , маса залози зменшувалася з підвищенням дози її опромінення:

Поглинена доза опромінення на щитовидну залозу, кРад	Маса залози ( $M \pm m$ ), г
6	24,95 $\pm$ 5,7
30	22,4 $\pm$ 3,8
80	11,9 $\pm$ 2,2

У тварин з поглиненою дозою опромінення на щитовидну залозу 6 кРад відмічається розростання сполучної, а іноді і жирової тканини, розширення капілярів, стаз крові, склеротизація судин, десквамація та розростання епітелію, зустрічаються вузлики, що складаються з великих епітеліальних клітин з активним ядром. Збільшується кількість міжфолікулярної тканини, часто зустрічаються клітини епітелію зі спустошеною цитоплазмою, особливо у мікрофолікулах. В одній щитовидній залозі у ділянці сильного розростання сполучної тканини в її петлях знаходяться дрібні фолікули без колоїду та з десквамованим епітелієм. Великі ділянки залози зайняті фолікулами з нормальною будовою. Причому цікаво відмітити, що фолікулярний епітелій найчастіше кубічний, з рівними чітко

окресленими краями і утворює класичний ланцюжок навколо колоїду.

При опроміненні 30 кРад в щитовидній залозі спостерігається сильне розростання мікрофолікулярної та міжфолікулярної тканини з вираженою гіперемією кровоносних судин, зустрічаються деформовані фолікули неправильної форми з щільним колоїдом, обмеженим кубічним епітелієм з чіткими краями. Мікрофолікули майже завжди без колоїду.

При навантаженні 80 кРад руйнація щитовидні залози посилюється. Залога редукована, її паренхіма заміщується сполучною та жировою тканинами. Залишки паренхіми складаються в основному з дифузних залозистих клітин та поодиноких фолікулів з кубічним або призматичним епітелієм. Вони розкидані у вигляді острівців у сполучній або жировій тканині. Зустрічається багато клітин зі спустошеною або вакуолізованою цитоплазмою, а також ділянки з некротизованим епітелієм. Стінки судин потовщені та склеротизовані, а порожнина деяких з них заростає сполучною тканиною.

У корів, що отримали 100 кРад на щитовидну залозу, відбувається її подальша атрофія. Лише у двох з чотирьох тварин у загальній масі сполучної та жирової тканин були знайдені окремі острівці залозистої тканини розміром 1–2 мм і менше.

Ці острівці мають різну гістологічну будову: одні складаються із дифузно розташованих паренхіматозних клітин з дрібними гіперхромними ядрами, інші із деформованих фолікулів самої незвичної форми, стінки яких складаються із високопризматичних клітин з активними ядрами, розташованими по центру або апікально і з вакуолізованою цитоплазмою в базальній частині. Вони утворюють папілярні вирости самої різної конфігурації та подушечки Сандерсона. В порожнині окремих фолікулів відбувається активна резорбція колоїду, але в більшості він відсутній.

Маса наднирників знижена у досліджуваних тварин з Радомишльського району та у корів місцевих жителів с. Поліське (табл. 2). Нормальна вага цієї залози у 15-місячних бичків чорно-рябої породи дорівнює  $23,4 \pm 0,15$  г. З віком маса залози дещо збільшується, але різниця невірогідна (табл. 3). У тварин з Народицького району та з ДГ «Володимирівське» маса наднирників у межах норми.

Таблиця 2. Маса наднирників у досліджуваних тварин

Райони	Радомишльський	Народицький	Поліський	
			ДГ «Володимирівське»	Приватний сектор
n	8	16	15	16
маса, г	$19,3 \pm 1,4$	$25,1 \pm 2,6$	$27,8 \pm 1,8$	$16,0 \pm 9,6$

Таблиця 3. Маса наднирників ВРХ різних вікових груп ДГ «Володимирівське»

Вік, років	2	6-7	>7
n	5	15	2
Маса, г	25,1±3,5	27,8±1,8	29,0

У «йодних» тварин маса наднирників знижена, крім групи корів, що отримали 30 кРад на щитовидну залозу, у яких дуже велика розбіжність маси наднирників (16,1–30,7 г). З підвищенням дози опромінення маса наднирників зменшується (табл. 4).

Таблиця 4. Маса наднирників корів з різним рівнем радіаційного навантаження на щитовидну залозу

Поглинена доза опромінення на щитовидну залозу, кРад	6	30	80	100
n	4	2	2	3
Маса, г	17,7	23,4	15,5	13,7

При аналізі гістологічної структури наднирників тварин із зон з різним рівнем радіоактивного забруднення зустрічаються деякі порушення. Найчастіше – спустошення клітин клубочкової зони, деструктивні процеси у корі органу, гіперемія судин, особливо пучкової і сітчастої зони. У деяких тварин з Народицького району спостерігається вrostання тяжів коркового шару у мозковий. Мозковий шар наднирників – найчастіше нормальної будови.

Зниження маси залози тварин з Радомишльського району та корів з приватного сектору с. Поліське пояснюється зменшенням коркового шару наднирників, клітини якого неактивні, з гіперхромними ядрами.

У тварин з с. Поліське, крім того, спостерігаються сильна гіперемія в пучковій і сітчастій зонах, подекуди з'являються ділянки некрозу та клітини зі спустошеною цитоплазмою і пікнотичними ядрами.

При затравці тварин радіоактивним йодом патологічні зміни в будові наднирників посилюються з підвищенням дози опромінення. При навантаженні 6 кРад відмічаються великі коливання маси – від 12,7 до 26,0 г (відповідно і різна будова). У корів з низькою масою залози кора складається з дрібних, неактивних клітин. Клубочкова зона коркового шару вузька, в пучковій зоні спостерігаються ділянки з некротичним детритом, сильна дисконкомплексация клітин. Клітини мозкової речовини – нормальні, активні.

У тварини, що має більшу вагу наднирників, вона підвищена за рахунок великої кількості крові в органі. Спостерігається

сильна гіперемія судин та стаз крові в них під капсулою, а також в пучковій і сітчастій зонах. Іноді спостерігаються локальні крововиливи та інфільтрати з лімфоцитів під капсулою, сама капсула потовщена.

При радіаційному навантаженні 30 кРад, окрім описаних вище порушень, в наднирниках з'являються ділянки з розростанням сполучної тканини, а в пучковій зоні збільшується кількість клітин з оптично пустою цитоплазмою. При радіаційному навантаженні 80 кРад збільшується кількість спустошених клітин. Розростання сполучної тканини спостерігається не лише у корковому шарі, але і у мозковому.

При радіаційному навантаженні у 100 кРад, окрім тих же порушень, що і в інших групах, у щитовидній залозі з'являються вузлики з активних клітин під капсулою та у сітчастій зоні, спостерігається зерниста дистрофія у клітинах клубочкової зони. У однієї корови спостерігається мікробна інфільтрація у капсулі наднирників у клубочковій та на початку пучкової зони.

Зміни, що спостерігаються у морфофункціональному стані щитовидної залози досліджуваних тварин є наслідком дії кількох складових – ендемічності зони Полісся за йодом, цинком, кобальтом та міддю і постійним опроміненням досліджуваних тварин малими дозами радіації.

Ендемічні за зобом райони характеризуються підвищеною йодфіксуючою функцією щитовидної залози і нерівномірністю його розподілу в її фолікулярних структурах. Встановлено, що хімічний склад щитовидних залоз у тварин в ендемічних за зобом регіонах відрізняється підвищеною концентрацією окремих мікроелементів та радіонуклідів, багато з яких були в аварійних викидах ЧАЕС. Вони депонуються в біохімічні компоненти залози, що збіднені стабільним йодом, тобто в мікроструктури, які активно поглинають радіоактивний йод. В результаті дефіциту йоду в ендемічних за зобом регіонах в щитовидній залозі тварин утворюються ділянки максимального впливу радіаційно-токсичних факторів [26].

Порушення функції залози пов'язане не тільки з ураженням паренхіматозної тканини, але, головним чином, з фіброзом судин та міжфолікулярної стромы. За даними Серкіза Я. І. з співавт. [27], під впливом опромінення виникають біологічно-активні речовини різної природи, продукти пошкодження клітинних структур – первинні та вторинні радіотоксини. Одним із проявів ендогенної інтоксикації можна вважати виключення частини капілярів із мікроциркуляторного русла, що призводить до розвитку застійної гіперемії і порушенню гуморальної трофіки клітин.

### Висновки

1. Щитовидна залоза великої рогатої худоби із усіх зон з різним рівнем радіаційного забруднення має порушення



гістологічної будови, характерні для місцевостей, збіднених на йод, мідь та кобальт, – розростання міжфолікулярного та мікрофолікулярного епітелію, деформація фолікулів, гетероморфність їх розмірів, розростання та десквамация епітелію у порожнини фолікулів, фіброз строми, поява колоїду в міжфолікулярному просторі. У деяких тварин спостерігаються кістозні утворення. В ділянках залози з нормальною будовою часто спостерігаються застійні явища, які свідчать про їхню гіпофункцію – накопичення колоїду в крупних фолікулах та його слабка резорбція.

2. У тварин з Поліського району, де рівень забруднення радіонуклідами більш високий, крім вищезгаданих змін, у структурі щитовидної залози часто з'являються судинні порушення (гіперемія капілярів, стаз крові, гіалінізація та склероз крупних судин), сильне розростання сполучної тканини, поява крупних клітин зі спустошеною цитоплазмою та деформованими ядрами. Спостерігаються некротизовані ділянки.

Більш виражені ці зміни у корів з приватного сектору с. Поліське, які зазнали впливу радіоактивного йоду під час аварії на Чорнобильській АЕС і були забиті в 1991 р. Крім того, вони випасалися на неокультурених пасовищах, де рівень забруднення сягає 3000 кБк/м<sup>2</sup>. Це підтверджується і будовою щитовидної залози дворічних бичків, у яких ці явища виражені набагато слабкіше.

3. У старих корів (до 10 років) спостерігається гіпофункція щитовидної залози, відмічаються сильне розростання сполучної тканини та гіперемія судин.

4. Вплив радіоактивного опромінення на структуру щитовидної залози підтверджується результатом її вивчення під впливом згодовування коровам радіоактивного йоду в різних дозах.

Спільним для тварин усіх груп є сильне розростання сполучної, а інколи і жирової тканин, гіперемія судин, поява великої кількості епітеліальних клітин зі спустошеною цитоплазмою і деформованими ядрами, поява некротизованих ділянок. При підвищених дозах опромінення до 80 та 100 кРад на щитовидну залозу відбувається її редукція: зменшення її маси при дозі 80 кРад і майже повна атрофія при дозі 100 кРад (маленькі вузлики залози знайдені лише у однієї з трьох корів). Залишки паренхіми знаходяться у масі сполучної та жирової тканини і складаються із дифузних залозистих клітин та поодиноких фолікулів, заповнених колоїдом. При дозі 100 кРад в залишках щитовидної залози з'являються папілярні вирости, які можуть свідчити про початкову стадію розвитку папілярного раку, та гігантські фолікули неправильної форми, заповнені щільним колоїдом. У нечисленних деформованих фолікулах, що залишились, відбувається активна резорбція колоїду. Дозу опромінення в 100 кРад можна вважати тиреоїдектомічною.

5. В наднирниках тварин, що зазнали впливу малих доз радіоактивного опромінення, відмічається зниження їх функціональної активності, спостерігаються гіперемія судин пучкової та сітчастої зон, поява кортикоцитів зі спустошеною цитоплазмою. Найсильніше ці явища виражені у корів з приватного сектору с. Поліське. При опроміненні високими дозами радіоактивного йоду виникають патологічні зміни в структурі наднирників. Мозковий шар наднирників реагує на вплив цього фактору значно менше, ніж корковий.

1. *Алексахин Р. М., Сарапульцев Н. А., Спирин Е. В., Удалов Д. Б.* // Докл. РАН. – 1992. – Т. 323, № 3. – С. 576–579.

2. *Воронецкий И. Б., Зубовский Г. А.* Изменения щитовидной железы под влиянием облучения. – М.: Медицина, 1990. – Мед. радиология. – № 6. – С. 33

3. *Белов А. Д., Киришин В. А.* Ветеринарная радиология. – М.: Агропромиздат, 1987. – 265 с.

4. *Борисова В. В., Воеводина Т. М., Федорова А. В., Яковлев Н. Т.* Биологические эффекты при длительном поступлении радионуклидов. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – С. 168.

5. *Шаблій В. Я., Колос Ю. А., Марчишина Е. И., Хомякова Л. Г.* Влияние ионизирующих излучений на микроструктуру внутренних органов крупного рогатого скота. – Обнинск-91. Тез. докл. Всес. конф. «Проблемы ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном производстве». – Т. 2. – С. 97.

6. *Стрельцова В. Н., Москалев Ю. И.* Отдаленные последствия радиационного поражения. Бластомогенное действие. Итоги науки и техники. – М., 1991. – Т. 5. С. 17.

7. *Пантич В., Стошич Н.* Исследование щитовидной железы и гипофиза крыс после введения животным различных доз <sup>131</sup>I // Цитология. – 1966. – Т. 8, № 1. – С. 17.

8. *Карташов П. А., Киришин В. А.* Лучевая болезнь сельскохозяйственных животных. – М.: Колос, 1978.

9. *Ермакова О. В.* Морфофункциональные изменения щитовидной железы и коры надпочечников у полевок-экономок, обитающих в условиях повышенной радиоактивности // Автореф. дис. – Киев, 1991. – С. 10–17.

10. *Трегубова Н. А., Никитченко В. В., Андрианов В. М., Пинчук В. Г.* Морфология и ультраструктура щитовидной железы и надпочечников у беспородных белых крыс, находящихся в естественных условиях постоянного воздействия малых доз ионизирующей радиации. – Пушино, 1993. – Радиобиологический съезд. Тез. докл. – Т. 3. – С. 1009.

11. *Юнусова Р. М., Ильина А. И., Архипов Н. И.* и др. Влияние продуктов аварийного выброса Чернобыльской АЭС на щитовидную железу животных // Всес. конф. / Тез. докл. – Обнинск-91. – С. 87–88.

12. *Ильзов Р. Г.* Итоги комплексной оценки физиологического состояния и продуктивных показателей крупного рогатого скота при длительном содержании их на территории с различной плотностью радиоактивного загрязнения в Беларуси после аварии на ЧАЭС. – Пушино, 1993. – Радиобиологический съезд. Тез. докл. – Т. 1. – С. 413

13. *Зенкин А. С.* Реакция радиочувствительных органов жвачных животных на следе аварийного выброса ЧАЭС. – Обнинск-91. Тез. докл. Всес. конф. «Проблемы ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном производстве». – Т. 2. – С. 87.

14. *Четокин А. М., Исамов Н. Н.* Функциональная активность щитовидной железы у крупного рогатого скота, потреблявшего радиойод после аварии на

ЧАЭС. — Обнинск-91. Тез. докл. Всес. конф. «Проблемы ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном производстве». — Т. 2. — С. 71.

15. *Хазипов Н. З.* Некоторые патоморфологические и биохимические исследования щитовидных желез крупного рогатого скота из очагов зобной эндемии. Ученые записки Казанского ветеринарного института. — Т. 88. — 1962. — С. 214—218

16. *Веретенникова В. М.* Эндемический зоб с-х животных Северного Таджикистана // Автореферат докт. дис. — Ташкент, 1972.

17. *Николаев О. В.* Эндемический зоб. — М.: Медицина, 1955. — С. 241—249.

18. *Риш М. А., Егоров Е. А.* К вопросу йодной недостаточности у сельскохозяйственных животных Зеравшанской долины // Научн. труды ВНИИК. — Т. 7. — Самарканд, 1958. — С. 7—10.

19. *Ковальский В. В.* Микроэлементы в почвах СССР. В сб. «Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине». — Улан-Уде, 1968.

20. *Судаков Н. А., Ошипенко Н. И., Козачок В. С.* и др. Микроэлементозы сельскохозяйственных животных. — Киев: Урожай, 1974. — С. 34—35.

21. *Берега В. И.* Клинико-гематологические показатели и продуктивность крупного рогатого скота в хозяйствах геохимической зоны Украинского Полесья и при подкормке йодом, цинком, кобальтом // Автореф. канд. дис. — К., 1973.

22. *Замарин Л. Г.* Йодная недостаточность у крупного рогатого скота в Саратовском правобережье // Автореф. канд. дис. — Ереван, 1966.

23. *Ермакова О. В.* Изменения в коре надпочечников как один из критериев оценки эффекта малых доз радиации // Пушино, 1993. Радиобиологический съезд / Тез. докл. — С. — 349—350.

24. *Павленко О. И.* Диагностика и профилактика йодной недостаточности у крупного рогатого скота в хозяйствах биогеохимической провинции Украинского Полесья, обедненной йодом, кобальтом, цинком, медью // Автореф. дис. — К., 1974.

25. *Алешин Б. В.* Развитие зоба и патогенез зобной болезни. — Киев, 1954. — С. 19—21.

26. *Маленченко А. Ф.* Влияние экологических факторов южных регионов Белоруссии на радиационную патологию щитовидной железы // Пушино, 1993. Радиобиологический съезд / Тез. докл. — С. 635—636.

27. *Серкиз Я. И., Пинчук В. Г., Пинчук Л. Б.* Радиобиологические аспекты аварии на ЧАЭС. — Киев.: Наукова думка, 1992. — С. 78.

Щитовидная железа животных из разных областей Украинского Полесья подвержена влиянию двух факторов — дефициту некоторых микроэлементов (I, Cu, Co) и постоянному воздействию малых доз радиации.

У крупного рогатого скота, который содержится в хозяйствах, расположенных на территориях с разным уровнем загрязнения радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС, в щитовидной железе наблюдаются различные патологические процессы.

Наиболее типичные из них — разрастание соединительной ткани, деформация фолликулов, расширение сосудов и стаз крови в них, разные формы пролиферации паренхимы, десквамация клеток фолликулярного эпителия в полость фолликулов, появление коллоида в межфолликулярном пространстве, явления некробиоза и некроза.

Thyroid gland of animals under research is affected by the deficiency of I, Cu, Co and constant effect of low doses of radiation. These factors cause various pathological processes in thyroid gland of cattle on the territories with varying contamination levels.

The most typical modifications are: the increase of the conjunctive tissue amount, widening of vessels, expansion of the interfollicles tissue, deformation of follicles, processes of necros and a necrobios, xpantion of parenhima cells, their desquamation in the cavity of follicles.

# ВЛИЯНИЕ РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В 5-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЕ ЧАЭС НА НЕКОТОРЫЕ ПАРАМЕТРЫ БИОХИМИЧЕСКОГО СТАТУСА КОРОВ

*В. П. Дрозденко, Н. М. Лазарев, С. П. Гащак*

Проблема пролонгированного действия ионизирующего излучения в малых дозах на биологические объекты в настоящий период является одной из важнейших проблем радиобиологии в связи с аварией на ЧАЭС.

Оценка последствий воздействия ионизирующих излучений в малых дозах проблематична из-за условности определения термина «малые дозы». Ниже под этим определением подразумеваются дозы, поглощенные организмом животных в период нахождения в ситуации, создавшейся после аварии.

Объективность оценки биологических эффектов в сложившейся радиационной обстановке имеет первостепенное значение не только для раскрытия механизмов действия облучения, но и для оценки формирования адапционно-компенсаторных реакций организма. Эти данные необходимы для прогнозирования отдаленных эффектов, разработки профилактических и лечебных мероприятий.

В процессе исследований изучался биохимический статус 14 коров черно-пестрой породы, живой массой 340–460 кг на 2–4 месяце лактации, завезенных в июне 1993 г. на полигон с плотностью радиоактивного загрязнения от 3 до 45 МБк/м<sup>2</sup>. Радиоактивные выпадения представляли собой в основном топливную компоненту. Мощность экспозиционной дозы составляла 2–6 мР/ч.

Учитывая суточное поступление радиоцезия с рационом и концентрацию его в мышечной ткани, рассчитывали поглощенную дозу на организм, которая составила 50 мРад/сут.

За животными вели постоянные клинические наблюдения, учитывали молочную продуктивность. Периодически отбирали пробы крови для гематологического и биохимического исследований. В качестве антикоагулянта крови использовали ЭДТА. В плазме крови определяли концентрацию малонового диальдегида (МДА) [1], церулоплазмينا (ЦП) [2], иммунных глобулинов (ИГ) [3], холестерина (Хс), а также активность аминотрансфераз – АСТ и АЛТ [4] и  $\alpha$ -амилазы [5]. В качестве расчетных показателей были использованы коэффициент антиокислительной активности (Каоа) [6], фактор риска (ФР) [7] и коэффициент де Ритиса (АСТ/АЛТ). По окончании эксперимента после убоя от некоторых животных были отобраны пробы их органов и тканей для проведения патоморфологических исследований.

Статистическую обработку полученного цифрового материала проводили методом Стьюдента.

Результаты проведенного исследования показали, что у коров через 1 мес. от начала выпаса на пастбище с высокой плотностью загрязнения радиоактивными веществами (РВ) уровень ИГ в плазме крови достоверно повышался на 17% по сравнению с исходным (см. таблицу). Одновременно у животных наблюдали достоверное снижение ЦП на 93% и величины Каоа на 28% при неизменном содержании МДА в плазме крови. Известно, что при облучении процессы активации СР-окисления и антиокислительной системы происходят одновременно, и только при истощении последней или ее функциональной слабости наблюдается накопление продуктов ПОЛ в организме [8]. Отсутствие изменений в содержании МДА сопровождалось достоверным снижением величины ФР на 35% и увеличением уровня Хс на 33% в плазме крови у коров в этот период наблюдений, что может указывать на использование последнего в качестве антиокислителя. Возможно, поэтому снижение концентрации основного антиокислительного компонента плазмы крови – ЦП не привело к уменьшению общего антиоксидантного резерва (величина ФР) в организме животного.

Динамика изменения некоторых биохимических показателей в плазме крови у коров (экспериментальный полигон в 5-километровой зоне ЧАЭС)

Показатель	Исходный уровень	Время проведения исследования, мес. после начала эксперимента		
		1	2	3
МДА, мкмоль/л	561±35	486±39	595±54	300±20*
Каоа, отн. ед.	1,3±0,05	1,02±0,04*	1,44±0,02*	1,13±0,05*
ЦП, мкмоль/л	0,75±0,1	0,4±0,02*	0,71±0,05	0,31±0,02*
ФР, отн. ед.	100±4	65±4*	75±1,6*	48,5±1,2*
ИГ, г/л	13,0±0,5	15,3±0,2*	14,6±0,2*	13,0±0,7
Хс, ммоль/л	5,6±0,3	7,4±0,3*	7,9±0,4*	6,2±0,4
α-Ам, г/л	159±17	114±13*	47±7*	20±3,4*
АСТ, мкмоль/мл·ч	1,68±0,02	1,48±0,02*	0,92±0,02*	1,66±0,01
АЛТ, мкмоль/мл·ч	0,65±0,04	1,22±0,05*	0,83±0,04*	1,06±0,04*

\*P < 0,05

Первый период наблюдений за состоянием обмена у коров характеризовался снижением по сравнению с исходным уровнем концентрации (α-Ам) в плазме крови на 38,7%. В то же время ферменты переаминирования в плазме крови изменялись неоднозначно: активность АСТ снизилась на 13,5%, а АЛТ – повысилась на 88%. Значительно понизился коэффициент де Ритиса – с 2,6 до 1,2. В целом отмеченная на данном этапе динамика изменения биохимических параметров крови свиде-

тельствует об усилении напряженности адаптационных процессов регуляции антиоксидительного гомеостаза, что обеспечивало достаточно эффективный уровень защиты организма животных от радиационного стресса.

Очередное исследование крови у коров через 2 мес позволило выявить более высокий по сравнению с предыдущим уровень ЦП, Каоа и ФР в плазме крови. Понизился уровень ИГ на 4,5%, оставаясь, однако, по-прежнему более высоким по сравнению с исходным уровнем. Концентрация МДА существенно не изменилась. Концентрация амилазы в крови коров снизилась в 2,4 раза по сравнению с предыдущим показателем и в 3,4 раза по сравнению с исходным.

Продолжалось увеличение концентрации Хс — на 40% по сравнению с исходным уровнем при одновременном снижении активности ферментов переаминирования: АСТ на 61% и АЛТ на 47%. Коэффициент де Ритиса снизился до 1,1.

Полученные в этот период данные анализа крови указывают на дальнейшую интенсификацию компенсаторных процессов при окислительном стрессе вследствие активизации некоторых звеньев антиоксидительной системы.

Завершающее исследование крови, проведенное через 3 мес. от начала опыта, позволило выявить как полное (по ИГ, АСТ, Хс), так и частичное (по коэффициенту де Ритиса) восстановление до исходного уровня некоторых биохимических параметров крови у коров. Однако большинство из изученных показателей обмена изменилось к концу опыта весьма существенно. Так, активность  $\alpha$ -Ам в плазме крови по сравнению с исходным уровнем снизилась в 8 раз, концентрации ЦП и МДА — соответственно в 2,5 раза и 1,9, величины ФР и Каоа — соответственно в 2 раза и на 15%. Активность АЛТ повысилась на 63%. Полученные данные свидетельствуют о заметном воздействии дополнительного радиационного фактора на изменение метаболизма у коров.

Адаптация к стрессогенному воздействию радиации выразилась в мобилизации защитно-приспособительных реакций в организме животных, что нашло отражение в изменении деятельности антиоксидительной, иммунной и пищеварительной систем.

Обращает на себя внимание резкое снижение концентрации  $\alpha$ -Ам в плазме крови у коров при выпасе их на пастбище с высоким уровнем загрязнения РВ. Возможно, это связано не только с функциональными, но и структурными изменениями поджелудочной железы вследствие постоянного контакта последней с загрязненным кормом.

Уменьшение к концу наблюдений значений показателей, характеризующих про- и антиоксидительный статус, может служить признаком стабилизации гомеостаза в результате установления баланса между оксидазными и протективными процес-

сами в организме у животных, подвергшихся дополнительному воздействию радиации.

Вместе с тем некоторые показатели (Каоа, ЦП) крови к концу наблюдений оказались на более низком по сравнению с исходным уровне. Это свидетельствует о неполном восстановлении ресурсов организма, что может стать причиной возникновения СР-патологии.

1. Лабораторное дело. – 1981. – № 4. – С. 209–211
2. Биохимические методы исследования. – М.: Медицина, 1969. – С. 450.
3. Методические рекомендации по физиологическим исследованиям крови сельскохозяйственных животных. – Белгород, 1979. – с. 26
4. Клиническая лабораторная диагностика в ветеринарии. Справочное издание. – М.: Агропромиздат, 1985. – С. 100.
5. Лабораторное дело. – 1965. – № 11. – С. 673
6. Лабораторное дело. – 1991. – № 3. – С. 18–22.
7. Клиническая лабораторная диагностика. – М.: Агропромиздат, 1992. – № 11. – С. 34–37.
8. *Барабой В. А.* Изучение последствий аварии на Чернобыльской АЭС // Радиобиология. – 1990. – Т. 30, вып. 4. – С. 435–440.

Вивчалася динаміка змін деяких біохімічних параметрів крові корів у 5-кілометровій зоні ЧАЕС. При добовій дозі 50 мРад/голову після 3-х місяців спостереження реєстрували різке вірогідне зниження активності  $\alpha$ -амілази (у 8 разів), помірне – концентрації церулоплазміну, малонного діальдегіду і фактора ризику (в 2–2,5 рази), збільшення активності АЛТ (на 63%) в плазмі крові. За вмістом у плазмі крові корів концентрації холестерину, імунних глобулінів і активності АСТ в період завершення експерименту спостерігали повне, а за коефіцієнтом де Рітиса – часткове поновлення початкового рівня. Зміна більшості показників крові в динаміці мала фазний характер і свідчила про пристосовуваність функціональних систем організму тварин до впливу радіації.

The dynamics of the changes of certain biochemical parameters of cows in the 5-km zone of ChNPP was studied. At daily ingested dose 50 mrad/head, after 3 months of observation the sharp reliable decrease of activity of  $\alpha$ -amilase (8 times), moderate decrease of ceruroplasmine and malon dyaldehyde concentration, and the reduction of risk factor (2–2.5 times) was recorded, as well as the increase of AST activity (63%) in blood plasma. The concentration of cholesterol, immunoglobulines and AST activity in blood plasma at the end of the experiment completely restored to the initial level, and de Ritis coefficient – partially. The change of most blood indices in dynamics had phase character and reflected protective-adaptive response of the functional systems of animal organism to the effect of radiation.

## СОДЕРЖАНИЕ

Б. С. Пристер. Сельскохозяйственные аспекты Чернобыльской катастрофы ..... 3

### Раздел I. РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ

- С. М. Лундин, В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер, А. М. Кадыр-  
роб, М. В. Ковтун, В. П. Данишин. Радиологический мониторинг на загряз-  
ненных радиоактивными веществами территориях – основа оптимизации  
ведения сельскохозяйственного производства ..... 10
- Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, С. Е. Левчук, С. И. Зварич. Динамика  
перераспределения радионуклидов в профиле почвы *in situ* ..... 18
- Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, С. Е. Левчук, С. И. Зварич, Л. А. Орешин.  
Экспериментальное моделирование вертикального переноса радионуклидов  
в профиле почвы ..... 29
- Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров, Ю. В. Хомутишин, С. Е. Левчук. Мате-  
матическое моделирование вертикального переноса радионуклидов  
в почвах ..... 37
- В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер, С. И. Зварич, В. П. Про-  
цак, Ю. В. Хомутишин, В. Д. Поляков, А. Н. Гудков, А. Д. Курепин,  
Э. М. Пазухин. Образование горячих частиц во время аварии на ЧАЭС ..... 45
- В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Ю. В. Хомутишин, В. П. Процак. Оценка  
эффективной температуры и времени отжига топливных частиц, выброшен-  
ных из Чернобыльского реактора во время аварии ..... 56
- В. Г. Потапенко. Геохімічний аспект ландшафтно-екологічної оцінки  
геосистем в умовах інтенсивного природокористування ..... 66
- Л. В. Перепелятнікова, А. Л. Шевченко, Б. С. Пристер, Н. П. Омелянен-  
ко, Д. В. Чарный, В. И. Шматов, Н. Р. Грицюк. Перераспределение радио-  
нуклидов на ландшафтных полигонах за период после аварии на ЧАЭС ..... 78
- С. М. Лундин, О. М. Кадиріб, В. П. Процак, В. П. Данишин, М. В. Ковтун.  
Оценка запаса радиоактивных речовин в лесових біоценозах Полісся ..... 90
- А. А. Поляков, А. М. Семенович. Создание объемного контрольного  
образца для гамма-спектрометрии на основе растительной продукции ..... 97
- Б. С. Пристер, А. С. Соболев, М. А. Чмырев, П. П. Голокоз, А. В. Ковален-  
ко, Н. Ф. Коломиец. Аномалии аэроионного климата радиоактивно загряз-  
ненных территорий ..... 101



## Раздел II. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВЕДЕНИЯ РАСТЕНИЕВОДСТВА

- П. Ф. Бондарь.* Некоторые аспекты научного сопровождения ведения растениеводства на загрязненной территории . . . . . 107
- П. Ф. Бондарь.* Теоретическое обоснование методик оценки влияния разных факторов на поступление радионуклидов в растения и прогнозирования накопления их в урожае . . . . . 113
- П. Ф. Бондарь, И. О. Шматок.* Оценка биологической доступности радиоцезия и радиостронция и ее влияния на накопление радионуклидов в урожае в зависимости от агрохимических свойств почв . . . . . 124
- П. Ф. Бондарь, Н. Р. Терещенко, И. О. Шматок.* Оценка биологической доступности радиоцезия и радиостронция и ее влияния на накопление радионуклидов в урожае в зависимости от биологических особенностей растений . . . . . 143
- П. Ф. Бондарь.* Оценка эффективности сорбентов как средства закрепления радионуклидов в почвах . . . . . 151
- М. И. Ильин.* Закономерности поведения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  чернобыльских выпадений в почвенно-растительном покрове кормовых угодий Полесья Украины . . . . . 159
- А. И. Дутов, Е. А. Залуцкий, С. Н. Невмержицкий.* Динамика накопления  $^{137}\text{Cs}$  в продукции растениеводства, производимой на сельскохозяйственных предприятиях, при использовании удобрений . . . . . 170
- Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятникова, Л. В. Калинин, Т. Н. Иванова, Р. В. Медяк.* Подходы к планированию применения концентратов в сельскохозяйственном производстве на территории, загрязненной радионуклидами . . . . . 174
- Б. С. Пристер, М. П. Грабовський, М. Я. Шевчук.* Радіопротекторні властивості сапропелю . . . . . 184
- Т. Н. Иванова, Л. В. Перепелятникова, Н. Р. Грицюк.* Оценка распределения радионуклидов в процессе переработки растительного сырья . . . . . 188

## Раздел III. ВЕДЕНИЕ ЖИВОТНОВОДСТВА НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ И ПЕРЕРАБОТКА ЗАГРЯЗНЕННОГО РАДИОНУКЛИДАМИ СЫРЬЯ

- Ф. А. Федин.* Комплексная переработка молока в целях снижения перехода радиоактивного цезия в пищевые продукты . . . . . 199
- Л. М. Романов, Д. М. Костюк.* Эффективность снижения забруднення продукції тваринництва під впливом природних сорбентів . . . . . 202
- Л. М. Романов, Д. М. Костюк, А. Д. Чижевська, К. В. Манзій, А. Я. Кравчук.* Результати впровадження фероціанідів у приватних господарствах забрудненої зони . . . . . 207
- М. А. Чмырев.* Поступление радионуклидов цезия из рациона в организм супоросных лактирующих свиноматок и поросят-сосунов в условиях Полесья Украины . . . . . 212
- М. М. Лазарев, Л. В. Яцута, М. О. Судakov, В. І. Береза, О. І. Павленко, О. М. Павлова.* Патоморфологічні дослідження деяких органів внутрішньої секреції тварин в господарствах з різним радіаційним навантаженням . . . . . 219
- В. П. Дрозденко, Н. М. Лазарев, С. П. Гащак.* Влияние радиологической ситуации в 5-километровой зоне ЧАЭС на некоторые параметры биохимического статуса коров . . . . . 234

**ПРОБЛЕМИ  
СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ  
РАДІОЛОГІЇ**

**Випуск 4**

Відповідальний за видання зав. відділом  
агропромислової інформації

**Г. Г. Хурманець**

Редактори **Т. В. Торчинська,  
Р. А. Мильникова**

Коректор **С. Х. Поплавська**

Технічний редактор **А. І. Макарова**

Підписано до друку 28.08.96. Формат 60x84 1/16.

Папір тип. № 2. Офсетний друк. Ум. друк. арк. 13,9. Ум. фарб.-відб. 14,2.

Обл.-вид. арк. 16,8. Тираж 1000 прим. Вид. № 16. Зам. 11

Комп'ютерна верстка ТОВ «Нора-прінт»

