

УКРАИНСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ
И ТЕХНИКО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ГОСПЛАНА УССР
УКРАИНСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

**ПРОБЛЕМЫ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ**

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

Под редакцией Н. А. Лощилова

Киев 1991

В сборнике представлены некоторые результаты научных исследований по проблеме сельскохозяйственной радиологии, выполненных в рамках программы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном комплексе. В работах рассмотрены физико-химические свойства радиоактивных выпадений, вопросы миграции радионуклидов в ландшафтах по цепочке почва—растение—животное, защитных мероприятий, уменьшающих переход цезия и стронция в сельскохозяйственную продукцию, гигиены труда сельскохозяйственных работников и др.

Сборник не претендует на полноту охвата всех научных исследований, проведенных учеными в области сельскохозяйственной радиологии за период с 1986 г., однако дает представление о сложности и многообразии проблем, возникающих перед наукой и практикой при ведении сельскохозяйственных работ на загрязненных радионуклидами землях.

РЕДАКЦИОННО-ИЗДАТЕЛЬСКИЙ СОВЕТ:

Н. А. Лощилов — председатель, *Н. П. Асташева*, *В. Ю. Филимонов* — зам. председателя, *П. Ф. Бондарь*, *Ю. А. Иванов*, *В. А. Кашпаров*, *Л. В. Перепелят-никова*.

ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИИ В АПК ПОСЛЕ
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

Н. А. Лощилов

Среди многих проблем, возникших в связи с аварией на ЧАЭС, одной из самых острых и масштабных является возможность сельскохозяйственной деятельности на загрязненных радионуклидами землях, что обуславливает и возможность проживания населения на этих территориях. Осуществляя сельскохозяйственную деятельность, человек подвергается радиационному воздействию внешнего облучения. Поступление радионуклидов в организм человека с продуктами питания формирует дозу внутреннего облучения. От эффективности мероприятий Агропрома, направленных на уменьшение содержания радионуклидов в продуктах питания, во многом зависят дозовые нагрузки на население, проживающее на загрязненных территориях. В связи с этим большая ответственность ложится на научные учреждения Агропрома (УААН, УкрНИИСХР и др.), обеспечивающие производство обоснованными рекомендациями по ведению хозяйства в этих условиях.

За прошедшие после аварии 5 лет учеными-сельхозрадиологами проделана большая научно-исследовательская и оперативно-прикладная работа, направленная на улучшение обстановки в сельхозсфере на загрязненных территориях. Под научно-методическим руководством Украинского НИИ сельскохозяйственной радиологии (головная организация) в настоящее время работает около 60 научных коллективов институтов УААН, подразделений всесоюзных институтов, опытных станций и других учреждений Госагропрома Украины.

Для прогнозирования загрязнения сельскохозяйственной продукции прежде всего необходимо знать физико-химические характеристики радиоактивных выпадений. Основные результаты проделанной работы в этом направлении можно сформулировать следующим образом.

Разработан ряд методов экспериментального исследования физико-химических характеристик радиоактивных выпадений, а также содержания радионуклидов в образцах агробиоценоза.

Исследованы уровни загрязнения территории и сельскохозяйственной продукции радиоактивными веществами на "западном" и "южном" следах выброса (Ровенская, Волынская, Киевская, Черниговская области), а также в 60-км зоне ЧАЭС. Показано, что за период с 1987 по 1990 г. произошло изменение дисперсного состава горячих частиц в верхнем 5-см слое почвы — уменьшилась доля мелких частиц размером менее 2 мкм.

Определены размеры и радионуклидный состав выделенных из почвы 1200 горячих частиц. Получена зависимость между эффективным размером топливной горячей частицы и ее активностью по Ce-144 и Ru-239+240 на момент аварии. Показано, что 97% от общего числа выделенных горячих частиц приходится на топливные частицы.

На ПЭВМ IBM PC создана база данных "Горячие частицы", а также пакет программ, позволяющий формировать файлы с необходимыми выборками данных для их последующей статистической обработки.

Определена глубина выгорания ядерного топлива в выброшенных горячих частицах. Среднее выборочное ее значение составляет 8–9 МВт.сут./кг, что соответствует базовому составу топлива 4-го блока на момент аварии. Значимых отличий в глубине выгорания топливных горячих частиц, выброшенных в северном и западном направлениях, обнаружено не было.

Определены коэффициенты фракционирования РВ в топливных горячих частицах по отношению к Ce-144 как с учетом их выгорания, так и для базового состава топлива. Показано, что Zr-95 , Sb-125 , Eu-154 , Eu-155 и TUЭ не фракционированы относительно Ce-144 , и, следовательно, все эти радионуклиды могут быть использованы как трассеры топливной компоненты выпадений.

Установлено наличие конденсационной компоненты выпадений Cs-134 , Cs-137 и в меньшей степени Sr-90 и Ru-106 . Рассмотрено влияние дисперсного состава частиц и направления выброса на фракционирование радионуклидов. Показано, что частицы, выброшенные в северном направлении, в большей степени обеднены высокоподвижными летучими радионуклидами.

На основании экспериментально полученных данных по соотношению активностей на момент аварии различных радионукли-

дов в большой выборке горячих частиц определены коэффициенты пересчета, которые позволяют по содержанию в выпадениях Ce-144 , Zr-95 , Sb-125 , Eu-154 , Eu-155 и TUЭ получать активность основных биологически значимых радионуклидов, содержащихся в топливной компоненте выпадений.

Для изучения физико-химических характеристик выпадений разработан на базе ПЭВМ РС-380 банк данных, содержащий информацию о РВ в 60-км зоне ЧАЭС.

Получены данные о плотности загрязнения территории топливной и конденсационной составляющими выпадений РВ. Основная масса топливной компоненты выпадений сосредоточена в 30-км зоне ЧАЭС.

Поведение конденсационной компоненты выпадений радионуклидов в системе почва-растения аналогично поведению глобальных выпадений, поэтому для нее могут быть использованы данные, полученные в "дочернобыльский период".

За пределами зоны отселения в северном и западном направлениях (за исключением узкого западного следа) от ЧАЭС в топливных частицах содержится менее 25% Cs-137 , и, следовательно, даже полное разрушение частиц не приведет к ощутимому увеличению содержания радиоцезия в сельскохозяйственной продукции. В южном и юго-восточном направлениях на долю топливной компоненты приходится более 50% радиоцезия, однако за зоной отселения в данном районе плотность загрязнений территории Cs-137 , как правило, не превышает 5 Ки/км². Sr-90 сосредоточен в основном в топливных горячих частицах, поэтому его выщелачивание из них может привести к увеличению загрязнения сельскохозяйственной продукции Sr-90 в южном и западном направлениях от ЧАЭС (узкий западный след).

Физико-химическая стойкость топливных горячих частиц в почве с точки зрения выщелачивания радионуклидов и загрязнения растительности, а также в водах Днепровского бассейна наиболее значима в 30-км зоне отселения, а также на севере Киевской области.

В области растениеводства изучены особенности накопления радиоцезия в урожае полевых, кормовых и овощных культур — всего 92 культуры. Установлено, что различия по накоплению радиоцезия в урожае в зависимости от биологических особенностей растений достигают 60 раз. Накопление радиоцезия в урожае зернобобовых и гречихи в 3–10 раз превышает накопле-

ние радионуклида в урожай зерновых культур. Овощные культуры разбиты на четыре группы, коэффициенты перехода радиоцезия в урожай которых изменяются от 0,01 до 0,6 (нКи/кг)/(Ки/км²). Сравнительно невысокими уровнями накопления радиоцезия в урожае характеризуются такие культуры, как лук, баклажаны, перец сладкий, кабачки, тыква, чеснок, помидоры, огурцы. Наиболее высокими уровнями накопления радиоцезия в урожае характеризуются такие культуры, как свекла столовая, шавель, ревен, капуста, чабер, крес-салат, горчица салатная.

Учитывая, что после аварии на ЧАЭС на загрязненных территориях основным мероприятием, направленным на снижение поступления радионуклидов в растения, являлось известкование почв, проводилось изучение эффективности дополнительных мероприятий, таких как внесение органических и минеральных удобрений, доломита, цеолитов, гумата натрия. Установлено, что азотные удобрения могут способствовать повышению накопления радиоцезия в растениях, причем внесение калийных удобрений в таких же дозах не всегда нейтрализует отрицательное влияние азотных удобрений. В связи с этим рекомендовано изменять соотношение удобрений в пользу фосфора и калия. Дополнительное применение доломита, цеолитов и гумата натрия на известкованных почвах не приводит к дополнительному снижению поступления радиоцезия в растения.

Проводилось сплошное радиологическое обследование приусадебных участков населенных пунктов. Изучены уровни загрязнения продукции растениеводства, выращиваемой на этих участках. Установлено, что при плотности загрязнения почвы от 5 до 70 Ки/км² накопление радиоцезия в урожае, выращиваемом на приусадебных участках, не превышает $1 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг, т.е. содержание радиоцезия в урожае ниже как ВДУ, так и международных норм.

Большая работа проводилась по изучению основных закономерностей миграции радионуклидов на сенокосах, пастбищах и в условиях кормового севооборота, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

За послеаварийные годы на неулучшенных лугах с дерново-подзолистой почвой лишь до 20% стронция-90 и до 3% цезия-137 мигрировало из 5-см слоя в глубьлежащие горизонты.

Определены наиболее эффективные способы улучшения лугов (разделка дернины, перепашивание, внесение извести и удобрений

ний в соотношении N:P:K = 1:1,5:2). Для полевых кормовых культур хорошими мелиорантами служат полное удобрение, сапропель, навоз в сочетании с известкованием. Коренное улучшение луга, проведенное по полной технологии, позволит снизить переход цезия-137 в луговую траву до 16 раз (в среднем в 2-4 раза). Наибольший эффект отмечается на торфянистых почвах.

Орошение Днепровской водой способствует привнесу цезия-137 и стронция-90 в почву рисовых чеков в количестве 4-7 мКи/км² в год. В урожае риса содержание цезия-137 увеличилось в 3 раза по сравнению с 1985 г. и составляет около 1,5 Бк/кг, а стронция-90 - до 2 раз и составило 0,3 Бк/кг. Орошение дождеванием этой водой способствовало увеличению поступления цезия-137 в овощные и зерновые культуры в 2-5 раз, содержание которого составило 0,1-20 Бк/кг, что значительно ниже международных нормативов (600 Бк/кг).

Одной из основных проблем, решаемых в ходе выполнения научных исследований, была разработка региональных систем земледелия и в том числе почвозащитных технологий возделывания сельскохозяйственных культур.

В результате даны предложения по системам обработки почвы и почвообрабатывающим орудиям, исходя из положения, что в почвенном покрове загрязненного региона преобладают дерново-подзолистые песчаные и супесчаные почвы, а также торфяники, предрасположенные к дефляции и обильному пылеобразованию в процессе механической обработки.

Предложена оптимальная периодичность возврата сельскохозяйственных культур на прежнее место в севооборотах Полесья СССР.

На основании анализа 3-летних экспериментальных данных разработаны предложения по проведению известкования, размещению культур на известкованных почвах, применению минеральных и органических удобрений.

Сделан вывод о целесообразности в условиях Полесья при возможности вместо извести использовать доломитовую муку.

Разработаны мероприятия для обеспечения большего снижения перехода радионуклидов в продукцию садово-огородных культур на приусадебных участках и плодовых насаждений в садах.

В результате проделанной работы в области животноводства определены коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в молоко в стойловый и пастбищный периоды в хозяйствах Житомирской, Киевской и Ровенской областей. Собран фактический

материал о количестве загрязненного радионуклидами молока и мяса, производимых в Украине. Изучена динамика выведения радионуклидов из организма крупного рогатого скота, овец и свиней при переводе их на чистые корма.

Разработана и усовершенствована методика прижизненной оценки концентрации радионуклидов в мясе крупного рогатого скота.

Установлено, что наиболее целесообразно применение в экспериментах по исследованию эффективности различных кормовых добавок ферроцианидов, которые обеспечивают 3-6-кратное снижение секреции суммарного радиоцезия в молоке коров за 5-7 суток стойлового и пастбищного содержания. Под влиянием тех же препаратов концентрация цезия-134, 137 снижается за 1 месяц в 8-17 раз.

Определено действие микроэлементов на миграцию цезия-137 в звене рацион-животное-молоко.

В результате изучения продуктивных качеств и физиологического состояния животных при длительном содержании их на территории, загрязненной радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС, впервые в комплексных исследованиях получены данные, позволяющие определить физиологический, гематологический, иммунный статус сельскохозяйственных животных. Собраны и обогашены материалы статистической отчетности Госагропрома Украины о состоянии продуктивных качеств животных, сохранности поголовья в Киевской, Житомирской и Черниговской областях, подвергшихся загрязнению радиоактивными веществами.

Полученные результаты свидетельствуют о высокой компенсаторной возможности организма животных, позволяющей в условиях воздействия ряда неблагоприятных факторов среды обитания получать стабильные и увеличивающиеся из года в год показатели молочной и мясной продуктивности, иметь высокие показатели воспроизводства и сохранности молодняка и обеспечивать благополучную эпизоотическую обстановку на территории с повышенным радиационным фоном. При этом темпы прироста продукции в наиболее загрязненных хозяйствах УССР выше, чем в "чистом" регионе.

В ходе выполнения исследований установлены причины, оказывающие неблагоприятное влияние на состояние здоровья животных. Это значительный и хронический дефицит в кормлении и особенно глубокое нарушение минерального питания. Дефицит

в рационе важнейших микроэлементов приводит к различного рода нарушениям и патологическим изменениям организма животных.

Негативное влияние на состояние организма животных оказывает интенсификация животноводства без соответствующего усиления кормовой базы.

Изучены воспроизводительные качества животных после их облучения. Показано, что через определенный период они практически полностью восстанавливаются.

При изучении причин появления уродов среди новорожденных животных в загрязненных районах их радиационную природу установить не удалось, так как в результате организации строгого учета рождаемости уродов у животных в незагрязненных районах оказалось, что там их даже больше, чем в загрязненных.

Проведенный комплекс исследований по изучению санитарно-гигиенической обстановки при проведении сельскохозяйственных работ на загрязненных радионуклидами землях показал, что удельная активность пыли, поднимаемой в воздух при производстве работ, существенно больше активности почвы.

Проведенные измерения показали, что герметизация кабин тракторов позволяет уменьшить концентрацию пыли в воздухе на рабочем месте механизаторов в 10-100 раз, а радиоактивных веществ в 5-8 раз по сравнению с обычными кабинами. Применение индивидуальных средств защиты - респираторов уменьшает ингаляционное поступление РВ более чем в 50 раз.

При проведении сельскохозяйственных работ на полях с плотностью загрязнения по плутонию выше $0,1 \text{ Ки/км}^2$ концентрация в воздухе α -излучающих нуклидов в местах работы механизмов может превышать величину 10-13 Ки/м^3 . Однако, учитывая реальные метеословия в течение года и сезонный характер работ, можно утверждать, что за пределами зоны отселения ингаляционное поступление РВ будет значительно ниже принятого в настоящее время предельного годового поступления ($\text{ПГП Cs-137} = 3,6 \text{ мКи/год}$; $\text{Pu-239} = 4,7 \cdot 10^{-3} \text{ мКи/год}$).

Вторичное пылеобразование и ветровой перенос радиоактивных веществ при ведении сельского хозяйства на загрязненной территории не оказывают сколько-нибудь значимого влияния на вторичное загрязнение населенных пунктов.

На основе проведенных исследований создана база данных для основных хозяйственно-экономических показателей загряз-

ненных хозяйств (введены в ПЭВМ и проверены более 25 тыс. величин), рассчитаны уравнения связи для требуемых характеристик и разработана программа расчета основных составляющих ущерба от аварии на ЧАЭС.

Достигнуты определенные успехи в изучении способов переработки сельскохозяйственного сырья, снижающих содержание радионуклидов в конечном продукте.

На основании проведенных исследований выпущено более 50 различных методических пособий и рекомендаций по ведению агропромышленного производства в загрязненных районах.

Однако надо иметь в виду, что с ужесточением норм на содержание радионуклидов в продуктах питания объема противорадиационных работ Агропрома будут постоянно расти. Необходимо разработка нетрадиционных методов ведения хозяйства и новых технологий производства продуктов питания.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ, ОБРАЗОВАВШИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

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

Вследствие взрыва четвертого блока ЧАЭС в атмосферу было выброшено около 3,5% содержащегося в нем ядерного топлива. Под действием резкого энерговыделения в твэлах, самой ударной волны и термических градиентов происходило диспергирование ядерного топлива. Высокая температура активной зоны реактора, установившаяся в результате остаточного тепловыделения и горения графита, привела к дополнительному диспергированию и выносу из активной зоны топливных частиц, а также утечке ряда высокоподвижных летучих радионуклидов. В результате разрушения твэлов и отжига ядерного топлива в атмосферу было выброшено значительное количество летучих продуктов деления (I, Te, Cs, Sr и т.д., так называемая парогазовая или струйная компонента выброса), часть которых конденсировалась на инертных носителях — частицах сажи, пыли, конструкционных материалов и т.п. Образовавшиеся таким образом конденсационные горячие частицы (близкие по своим свойствам к частицам, образующимся на последней стадии ядерного взры-

ва) имеют поверхностное загрязнение и низкую удельную активность по сравнению с топливными частицами.

Парогазовая компонента выпадений, образовавшаяся в результате аварии на ЧАЭС, схожа с глобальными выпадениями радионуклидов после испытаний ядерного оружия. Следовательно, ее поведение в почве может быть предсказано достаточно надежно. Поведение же топливных горячих частиц, сосредоточенных в основном в ближней зоне (до 60 км) и содержащих основную массу таких биологически значимых радионуклидов, как стронций и плутоний, остается до настоящего времени не совсем ясным.

Гамма-спектрометрический и НАА анализ выделенных из почвы на различных удалениях и направлениях от ЧАЭС в 1986-1987 гг. горячих частиц (около 2000 шт.) показал, что более 95% от общего числа отобранных горячих частиц активностью более 10^{-9} Ки (1987 г.) приходится именно на топливные $UO_2 - UO_3$ -частицы (разного выгорания) с радионуклидным составом близким к составу облученного топлива, и различным содержанием высокоподвижных летучих продуктов деления (ПД).

Фракционирование ПД в ядерном топливе происходило как во время аварии (послереакторный отжиг), так и в процессе нормальной эксплуатации реактора. Таким образом, с одной стороны, в результате высокотемпературного отжига топливных частиц происходило их обеднение высокоподвижными летучими продуктами деления, с другой стороны, при сравнительно низких температурах эти же продукты деления конденсировались и адсорбировались на поверхности всевозможных носителей (включая и топливные частицы). Этим обусловлено различное содержание в топливных горячих частицах цезия и стронция. Средневыборочные отношения активностей летучих ПД к малоподвижному церию-144 на момент аварии равны:

$$k_1^{Cs} = \frac{\sum_{i=1}^N A_i^{Cs}}{\sum_{i=1}^N A_i^{Ce}} = 0,044; \quad (1)$$

$$k_2^{Cs} = \frac{\sum_{i=1}^N (A_i^{Cs}/A_i^{Ce})}{N} = 0,041,$$

где A_i^{Cs} и A_i^{Ce} — активность i -й горячей частицы по цезию-137 и церию-144 соответственно; N — общее количество топливных горячих частиц. Аналогично рассчитаны отношения для Sr-90:

$$k_1^{Sr} = 0,051; \quad k_2^{Sr} = 0,050. \quad (2)$$

Хорошим трассером наличия топливных горячих частиц в выпадениях является загрязнение территории тугоплавкими радионуклидами: Zr-95, Nb-95, Ce-144 т.д. (рис. 1). По ме-

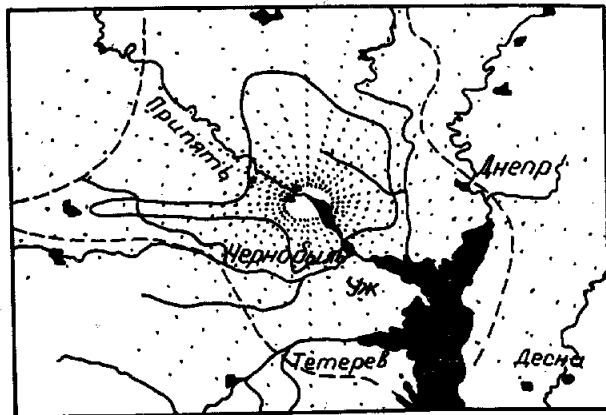


Рис. 1. Плотность загрязнения территории 60 км зоны Ce-144 на момент аварии, Ки/км²: — >100; - - - >10.

ре удаления от ЧАЭС доля топливной компоненты в выпадениях снижается и меняется дисперсный состав горячих частиц. Если предположить, что имеющаяся выборка топливных горячих частиц достаточно представительна, то она отображает реальное соотношение между активностью цезия-137, стронция-90 и

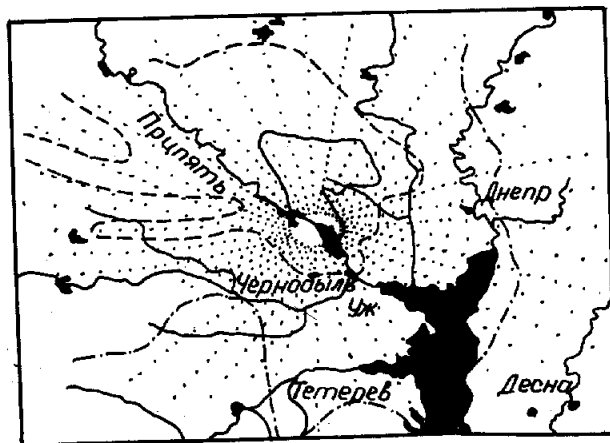


Рис. 2. Плотность загрязнения территории 60-км зоны Cs-137 на момент аварии, Ки/км²: — > 50; - - - > 10; - · - · > 1.

церия-144 (1) в топливной компоненте выпадений. Это позволяет оценить вклад в суммарную плотность загрязнения территории A_{Cs-137}^S цезия-137 (рис. 2) парогазовой компоненты выпадений радиоцезия (рис. 3) A_{Cs-137}^S (газ).

$$A_{Cs-137}^S(\text{газ}) = A_{Cs-137}^S - K \cdot A_{Ce-144}^S,$$

где A_{Ce-144}^S - плотность загрязнения территории церием-144,

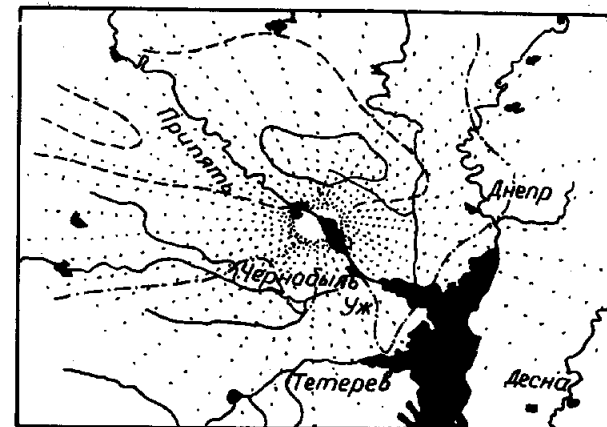


Рис. 3. Плотность загрязнения территории 60-км зоны парогазовой компонентой выпадений Cs-137 на момент аварии, Ки/км²: — > 50; - - - > 10; - · - · > 1.

а также долю цезия, содержащуюся в топливных горячих частицах (рис. 4).

До настоящего времени нет однозначных данных о физико-химической стойкости и миграции топливных горячих частиц в реальных условиях, т.е. динамике и скорости выщелачивания радионуклидов в зависимости от типов почв, водного режима, дисперсного состава самих частиц и т.д. Это связано со сложностями исследования и большим разнообразием как физико-химических свойств самих частиц ($UO_2 - UO_3$), так и той среды, в которой они находятся.

Из полученных результатов (см. рис. 4) видно, что вклад топливной компоненты в загрязнение территории наиболее значим в 30-км зоне. За пределами зоны отселения в северном и западном направлениях (за исключением узкого западного следа)

от ЧАЭС в топливных частицах содержится менее 25% цезия-137, и, следовательно, даже полное разрушение частиц не приведет к ощутимому увеличению содержания радиоцезия в сельскохозяйственной продукции. В южном и юго-восточном направлениях на долю топливной компоненты приходится более 50%

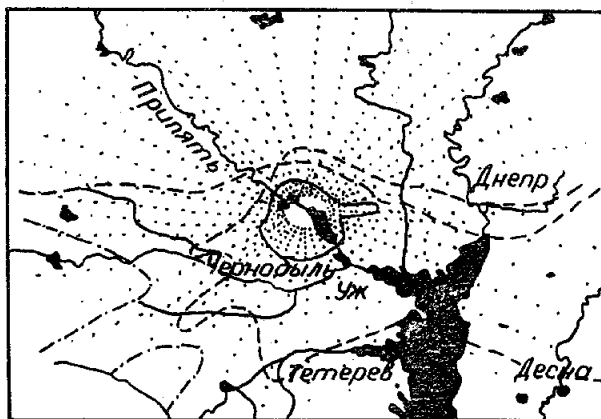


Рис. 4. Доля Cs-137, находящаяся в составе топливных горячих частиц, %: ——— >75; --- >50; -.-.- >25.

радиоцезия, однако за зоной отселения в данном районе плотность загрязнения территории цезием-137, как правило, не превышает 5 Ки/км².

Стронций-90 сосредоточен в основном в топливных горячих частицах, поэтому его выщелачивание из них может привести к ощутимому увеличению загрязнения растительности как в 30-км зоне, так и в южном и западном направлениях от ЧАЭС за пределами зоны.

ПРОБЛЕМЫ КАРТИРОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДЬЯХ

С. М. Лундин

Картография нашла широкое применение во всех сферах народного хозяйства. Ее методы используются для решения важнейших научных и практических задач, связанных, в частности, с планированием, размещением производительных сил, освое-

нием территорий, рациональным использованием природных ресурсов, охраной окружающей среды и т.д.

Картированием различных аспектов загрязнения сельскохозяйственных земель занимается в настоящее время много организаций, которые в большинстве своем пытаются показать на картах какие-либо отдельные характеристики, такие как плотность загрязнения почвы, степень загрязнения растительности, молока, МЭД и др. Следствием этого является отсутствие единства целей, задач и методов картирования, что в свою очередь привело к практически полному отсутствию комплексных карт, учитывающих всю гамму факторов, включающих и географические.

Содержание и задачи составления карт радиационной обстановки на сельскохозяйственных землях зависят от их масштаба. В СССР наиболее распространено такое деление 1:200000 и крупнее — крупномасштабные; 1-200000 — 1:1000000 — среднемасштабные; мельче 1:1000000 — мелкомасштабные.

Обзорные (мелкомасштабные) карты должны служить основанием для составления генеральных планов рационального ведения народного хозяйства и оценки всей совокупности отрицательных явлений вследствие загрязнения республики в целом или отдельных ее областей. Карты средних масштабов должны использоваться для оценки степени радиоактивного загрязнения районов, планирования мероприятий по улучшению экологической обстановки, выработки конкретных решений, связанных с рациональным ведением сельскохозяйственного производства. Детальные же, или крупномасштабные карты предназначены в основном для отображения различных аспектов радиационной обстановки в пределах конкретных хозяйств, разработки необходимых мер по уменьшению уровней радиоактивного загрязнения путем специальной обработки грунта (перемещение загрязненного грунта на глубину, организация грунтовых экранов, фрезерование дернового слоя и т.п.), внесении мелиорантов, известкованием, а в ряде случаев и выведением земель из сельскохозяйственного производства.

В настоящее время актуальной является задача разработки унифицированных методических приемов составления карт радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель. Учитывая существующий опыт различных организаций, необходимо выработать по возможности единый подход при составлении легенд для проектирования комплексных карт загрязнения сельскохозяйственных земель, которые были бы подчинены общей последовательности обозначений, их взаим-

ному соподчинению, подбору цветовых гамм, штриховых элементов и шрифтов, отражающих логику классификации рассматриваемых явлений.

Одним из главных моментов картирования является определение содержания общегеографической основы, которая имеет подчиненное значение по отношению к специальному содержанию тематических карт.

Ниже приведен перечень элементов, которые подлежат отображению.

1. Для крупномасштабных карт – плотность загрязнения почвы, степень загрязнения сельхозпродукции и растительности, коэффициенты перехода радионуклидов, тип почв и их физико-механические характеристики, агрохимические свойства почв, гидрометеорологические характеристики (розы ветров, изотермы, изогии, инфильтрационные параметры), эпюры изменения плотности загрязнения почвы с глубиной, основные элементы структуры землепользования (леса, луга, болота, водоемы, сельхозугодья), сельхозугодий (пашни, сенокосы, пастбища, сады) и посевных площадей.

2. Для мелкомасштабных и среднемасштабных карт – плотность загрязнения почвы, степень загрязнения растительности и сельхозпродукции, процент распаханности и использования земель, тип почв, ландшафтные характеристики.

Содержание общегеографической основы для составления крупномасштабных карт представляется следующим: населенные пункты, пути сообщения, гидрография, границы районов и хозяйств, растительность, грунты; для среднемасштабных и крупномасштабных генерализованно – населенные пункты, гидрография, пути сообщения, растительность, грунты, границы областей.

В качестве основы для составления крупномасштабных карт, по всей видимости, нужно брать карту не мельче 1:25000. Это связано с тем, что среднестатистическое хозяйство, занимающее площадь приблизительно 2000 га, будет на карте представлено площадью, ориентировочно равной 300 см², что несколько больше листа стандартного формата. Однако наиболее удобным является масштаб 1:10000.

Учитывая то, что объем информации, который необходимо отразить на карте, довольно велик и в принципе может увеличиваться, необходимо иметь цифровую карту, содержащую общегеографическую (базовую) основу и отдельно файлы с элементами, подлежащими отображению. За основу принимается система коор-

динат 1942 г., которая используется практически на всех топографических картах.

Цифровая карта – это цифровая модель объектов, представленная в виде закодированных в числовой форме пространственных координат и других элементов содержания. Цифровые карты записываются на машинных носителях и создаются либо непосредственно по фотограмметрическим моделям, либо путем цифрования элементов содержания обычных карт. Они удобны для логико-математической обработки и преобразований.

Основной точкой отсчета для хозяйства берется любой населенный пункт (лучше, если это будет центральная усадьба) или элементы гидрографической сети и путей сообщения, потому что лишь эти структуры общегеографической основы на картах хозяйств имеют привязку своего местоположения к топографической основе.

Приведенные выше отдельные аспекты комплексного подхода к построению карт загрязнения сельхозугодий позволяют, с одной стороны, увязать материалы, полученные в результате картирования радиационной обстановки с использованием карт конкретных хозяйств (нагрузка этих карт не стыкуется с топографической основой), с картами, построенными на основе топографических, а с другой стороны, иметь объективные результаты комплексного картирования территорий разного масштаба (радиационного, ландшафтно-экономического, почвенного и др.), которые должны быть положены в основу организации сельскохозяйственной деятельности.

НАУЧНО-ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ОБОСНОВАНИЕ ЭКСПРЕСС-МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ РАДИОАКТИВНЫМИ ИЗОТОПАМИ ЦЕЗИЯ

Н. А. Л о щ и л о в, П. Ф. Б о н д а р ь,
Ю. А. И в а н о в

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись значительные территории страны, включая большие площади сельскохозяйственных угодий. В связи с этим возросла актуальность разработки и внедрения рекомендаций по рациональному ведению сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях.

Однако даже при наличии таких рекомендаций их эффективное внедрение возможно только при условии достоверной и достаточно подробной оценки фактической радиационной обстановки на каждом поле, сенокосе, пастбище во всех хозяйствах, расположенных на загрязненной территории. Отсюда следует, что сплошное обследование сельскохозяйственных угодий с целью установления фактических уровней загрязнения почвы и составления подробных картограмм является одной из важнейших и первейших задач, без решения которой невозможно дать оценку радиологической обстановки. Понимая это, многие научные и производственные учреждения и организации приступили к определению уровней загрязнения территории сразу после аварии.

Методика определения уровней загрязнения территории базировалась на измерении концентрации радиоактивных веществ в отдельных пробах почвы и интерполяции этих данных на значительные площади. Даже для приблизительной оценки радиологической обстановки на загрязненных угодьях хозяйств приходилось отбирать и анализировать тысячи почвенных проб, что требовало значительных затрат сил, средств и времени. При решении задачи сплошного, подробного обследования загрязненных территорий объем работ по отбору, подготовке и анализам почвенных проб необходимо увеличить в десятки и сотни раз. В то же время данные о плотности загрязнения одной и той же территории, полученные разными учреждениями или исполнителями, в ряде случаев различались в несколько раз.

В связи с большой трудоемкостью, неоперативностью и в ряде случаев низкой достоверностью (слабой воспроизводимостью результатов) определения уровней загрязнения сельскохозяйственных угодий путем отбора отдельных проб на обследуемой территории возникла настоятельная необходимость выяснения возможных объективных причин получения разных результатов при обследовании одной и той же территории разными исполнителями, а также разработки более эффективной и надежной методики радиологического обследования сельскохозяйственных угодий.

Одной из объективных причин различий расчетных значений плотности загрязнения участка может являться вариабельность концентрации радионуклидов в почвенных пробах, отобранных на этом участке. Для оценки вариабельности расчетных значений плотности загрязнения почвы на выравненных по гамма-фону участках отбиралось от 9 до 50 проб.

Участок 1 представляет собой площадку размерами 60x15 м, расположенную на пахотном поле. Радионуклидный состав выпадений на поле представлен цезием-137 и цезием-134. Средний гамма-фон на участке составлял $2,8 \pm 0,1$ мР/ч. На участке было отобрано 9 образцов почвы, каждый из которых состоял из трех проб, отобранных на расстоянии 0,5 м одна от другой. Пробы почвы отбирались почвенным буром на глубину пахотного слоя 20 см. Масса одного образца почвы составляла около 4,5 кг. Образцы почвы тщательно перемешивались, и из каждого образца готовилось четыре препарата на спектрометрический анализ.

В табл. 1 приведены данные по плотности загрязнения исследованной площадки, рассчитанной по концентрации радиоцезия в каждом образце почвы. Из табл. 1 видно, что сходимость результатов измерений препаратов одного почвенного образца в большинстве случаев высока (среднее значение - 13%), хотя и за

Т а б л и ц а 1
Характеристика плотности загрязнения перепаханного участка 1, рассчитанной по концентрации радиоцезия в образцах почвы (пахота)

№ образца	Плотность загрязнения участка, Ки/км ²	б, %
1	486 ⁺ ₆₂	12,7
2	267 ⁺ ₃₈	14,3
3	347 ⁺ ₄₂	2,1
4	418 ⁺ ₁₀₀	25,0
5	199 ⁺ ₁₈	9,0
6	245 ⁺ ₁₅	6,1
7	236 ⁺ ₁₇	7,2
8	201 ⁺ ₁₃	6,4
9	103 ⁺ ₂₄	23,0

счет неравномерного распределения радионуклида в отобранном образце почвы возможны неточности определения плотности загрязнения участка. Различия плотности загрязнения участка, рас-

считанной по среднему содержанию радионуклидов в отдельных образцах почвы, составляют 4,7 раза (от 103 до 486 Ки/км²).

Участок 2, на котором проводились исследования, размером 84х6 м с выравненным гамма-фоном (2,5–2,8 мР/ч) был разбит на 28 делянок (3х6 м). С каждой делянки отбиралось по три пробы для приготовления смешанного образца, в котором определялось содержание радиоцезия. Несмотря на небольшую площадь участка и выравненный гамма-фон, плотность загрязнения отдельных делянок, рассчитанная по концентрации радиоцезия в усредненном образце из трех проб, различалась в 3,4 раза. Из 28 почвенных образцов только в четырех концентрации радиоцезия близка к среднему содержанию нуклида в почве на участке. При попытке оценить плотность загрязнения участка по концентрации радионуклидов в трех пробах, отобранных практически в любой точке участка, получаются заниженные или завышенные результаты.

Из анализа большого количества экспериментальных данных ясно, что оценка плотности загрязнения как пахотных, так и целинных участков по концентрации радиоцезия в отдельно взятых пробах или в нескольких пробах почвы не дает надежных результатов даже на малых площадях с выравненным гамма-фоном. Тем более по данным анализа ограниченного числа проб нельзя судить о плотности радиоактивного загрязнения целых полей или лугов площадью в десятки и сотни гектаров.

Кроме того, для составления картограмм по плотности загрязнения полей необходимо установить границы площадей с той или иной плотностью загрязнения, т.е. провести изолинии на каждом поле, на каждом участке сельскохозяйственных угодий. Решение этой задачи с помощью только отбора почвенных проб представляется нереальным. Во-первых, потому, что для установления фактического загрязнения даже небольшого участка необходимо отобрать большое количество проб и, во-вторых, для установления изолинии данной плотности загрязнения необходим сплошной отбор проб по всей площади сельскохозяйственных угодий, а это десятки тысяч проб по каждому хозяйству.

В процессе изучения возможности определения уровней загрязнения сельскохозяйственных угодий путем отбора почвенных проб было отмечено, что, несмотря на значительные колебания плотности загрязнения участка, рассчитанной по концентрации радионуклидов в отдельных пробах, при достаточно большом количестве проб среднестатистическая плотность загрязне-

ния участка хорошо коррелирует со значением гамма-фона, регистрируемого прибором СРП-68-01. Для оценки зависимости гамма-фона на местности от плотности радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий в ряде хозяйств отбирались пробы почвы с измерением гамма-фона (в точках отбора) на высоте 1 м от поверхности почвы.

Данные о среднестатистической плотности загрязнения пахотных участков, установленной на основании анализа большого количества проб, и гамма-фоне на местности представлены в табл. 2.

При изменении плотности загрязнения пахоты от 3,9 до 278 Ки/км² существует тесная корреляционная связь между плотностью загрязнения участка и гамма-фоном (рис. 1). Ко-

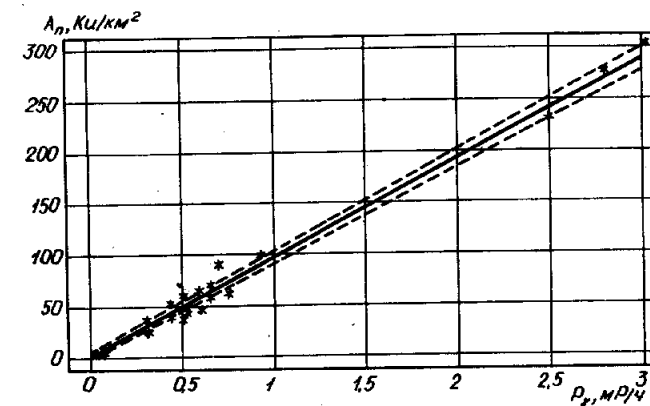


Рис. 1. Регрессия плотности загрязнения пахотных угодий радиоактивными изотопами цезия по γ -фону на местности, регистрируемому прибором СРП-68-01.

эффициент корреляции между этими показателями равен 0,993. Уравнение для оценки плотности загрязнения пахотных угодий имеет следующие параметры:

$$A_{\text{П}} [\text{Ки/км}^2] = 96 \cdot P_{\text{Г}} [\text{мР/ч}] + 1,51 \quad (1)$$

Коэффициент регрессии в уравнении показывает, что при изменении гамма-фона на 1 мР/ч плотность загрязнения изменяется на 96 Ки/км².

Среднее значение коэффициента пропорциональности между плотностью загрязнения пашни и гамма-фоном (по данным табл. 2) составляет 101,2 Ки/км² на 1 мР/ч.

Характеристика плотности загрязнения пахотных угодий радиоезием
и гамма-фона

Районы и пункты проведения исследований	Число наблю- дений	Средняя плот- ность загряз- нения почвы, Ки/км ²	Средний гамма-фон, х мР/ч	K, Ки/км ² мР/ч
Вышгородский, Ваховка	8	5,4	0,044	122,7
Иванковский, Ораное	8	6,2	0,051	121,0
Черниговская обл., Неданчи	12	6,8	0,070	96,4
Черниговская обл., Рудня	12	3,9	0,040	97,5
Полесское, Луговая	11	82,9	0,84	98,7
Полесское, Шевченко	9	43,1	0,44	98,0
Полесское, Ленина	8	64,9	0,75	86,5
Полесское, Котовского	11	71,4	0,76	93,9
Полесское, 1 Мая	9	47,7	0,61	78,2
Полесское, Садовая	4	29,6	0,32	92,5
Полесский, Владимировка	11	42,9	0,41	104,6
Полесский, Бобер	50	98,0	0,93	105,3
Народический, Рудня Осошня	10	89,4	0,70	127,7

20

Народический, М.Миньки	10	69,2	0,66	104,8
Народический, Шешилровка	10	59,8	0,65	92,0
Народический, Язберень	10	7,7	0,07	110,0
Народический, Ноздрище	10	26,2	0,31	84,5
Народический, Ст. Шарно	10	52,9	0,49	108,0
Народический, Христиновка	10	50,5	0,53	95,3
Народический, Звиздаль	10	44,6	0,53	84,2
Народический, Хрыпля	10	39,0	0,51	76,4
Народический, Радча	10	5,9	0,055	107,3
Народический, Полесское	10	64,3	0,59	109,0
Народический, В.Клеши	10	59,4	0,50	118,8
Народический, Перемога	9	51,2	0,44	116,4
Народический, М.Клеши	10	36,0	0,32	112,5
Полесский, Владимировка	9	278,0	2,8	99,3
Полесский, Владимировка	28	230,0	2,5	92,0

Среднее

101,2

х_з За вычетом естественного гамма-фона - 15 мР/ч.

21

Отклонения экспериментально установленных значений коэффициентов пропорциональности между плотностью загрязнения разных участков и гамма-фоном от средней величины следует объяснять в первую очередь тем, что при отобранном числе проб почвы рассчитанные значения плотности загрязнения участков недостаточно точно характеризуют фактическую среднюю плотность их загрязнения. Определенное влияние на значение гамма-фона может оказывать распределение радионуклидов по профилю перепаханного участка. Однако проведение исследований на экспериментальных участках показало, что распределение радионуклидов по почвенному профилю значительно варьирует.

На одном и том же перепаханном участке радионуклиды в разных точках находятся на разной глубине. С практической точки зрения следует считать, что при перепашке легких почв Полесья в целом на площади, с которой формируется гамма-фон, радионуклиды распределены равномерно по профилю пахотного слоя (табл. 3). Год от года, в результате обработок почвы, равномерность этого распределения будет повышаться, но на значение гамма-фона это уже, по-видимому, существенного влияния не окажет.

В табл. 4 приведены данные о плотности загрязнения и значениях гамма-фона, регистрируемого прибором СРП-68-01, на сельскохозяйственных угодьях, которые не подвергались перепашке после аварии на Чернобыльской АЭС (луга, пастбища,

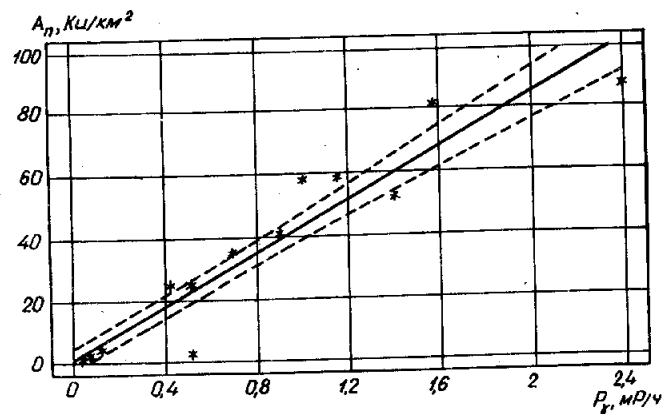


Рис. 2. Регрессия плотности загрязнения лугов и пастбищ радиоактивными изотопами цезия по γ -фону на местности, регистрируемому прибором СРП-68-01.

Таблица 3
Содержание $^{137}+^{134}\text{Cs}$ в различных горизонтах пахотного слоя почвы, $\text{n} \cdot 10\text{E}-7 \text{ Ки/кг}$

№ точки на участке	Горизонт, см				Средняя концентрация в пробе (0-20 см)
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 20	
1	10,8	0,46	6,1	4,2	21,6
2	4,0	0,49	0,37	2,7	7,6
3	35,3	22,6	2,2	6,1	66,2
4	3,0	17,9	24,7	3,3	48,9
5	7,4	2,1	0,69	7,8	18,0
6	14,1	25,9	12,7	30,0	82,7
7	9,3	1,9	0,33	0,28	11,8
8	3,4	48,6	18,9	7,3	78,2
9	3,1	8,1	4,5	0,08	15,8
10	12,1	2,7	14,1	25,3	54,2
11	5,1	12,3	3,4	1,5	22,3
12	3,0	10,2	7,5	2,3	23,0
13	3,3	13,1	5,3	2,4	24,1
14	18,0	3,7	1,5	1,3	24,5
15	3,3	0,72	3,2	3,5	10,7
16	14,3	7,0	9,7	1,7	32,7
Среднее	9,3	11,1	7,2	6,4	33,8

сенокосы). На этих угодьях также наблюдается наличие связи между плотностью загрязнения почвы и гамма-фоном (рис. 2). Коэффициент корреляции между плотностью загрязнения угодий и гамма-фоном составляет 0,977. Однако при одинаковой плотности загрязнения на непашенных участках гамма-фон в

Данные о плотности загрязнения и гамма-фоне на участках, не подвергшихся перепашке

Районы и пункты отбора проб	Число наблюдений	Средняя плотность загрязнения почвы, Ки/км ²	Средний гамма-фон, мР/ч	К, Ки/км ²	
				х	мР/ч
Полесский, Владимирское	11	40,8	0,89		45,8
Народический, Христиновка	14	52,2	1,4		37,2
Хойникский, Тульговичи		58,8 ^{xx}	1,0		58,8
Чернобыльский, Новошепеличи	13	87,6 ^{xx}	2,4		36,5
Хойникский, Судково		58,8 ^{xx}	1,15		51,1
Чернобыльский, Копачи	4	80,9 ^{xx}	1,57		51,5
Чернобыльский, Залесье	13	24,4 ^{xx}	0,42		58,1
Хойникский, Судково		33,7 ^{xx}	0,70		48,0
Овручский, Долгий Лес	15	24,6 ^{xx}	0,50		49,2
Иванковский, Ораное	8	4,3	0,12		35,8
Иванковский, Ваховка	8	3,51	0,063		55,7

Заречненский, совхоз "Жовтневый"	13	1,3	0,022		59,0
Заречненский совхоз "Жовтневый"	23	2,2	0,054		43,1
Заречненский колхоз им. Ленина	5	2,46	0,050		49,2
Заречненский, колхоз им. Ленина	3	2,45	0,057		42,9
Заречненский, колхоз им. Ленина	5	1,84	0,057		32,2
Заречненский, совхоз "Серницкий"	5	2,11	0,052		40,6
Заречненский, совхоз "Жовтневый"	5	1,3	0,026		50,0
Заречненский, совхоз "Большевик"	5	1,34	0,020		67,0
Заречненский, колхоз им. Ленина	5	1,84	0,035		52,6
Заречненский, колхоз им. Ленина	5	1,42	0,036		39,4
Заречненский, колхоз им. Ленина	5	1,98	0,043		46,0
Заречненский, колхоз им. Ленина	5	1,27	0,40		31,8
Заречненский, совхоз "Серницкий"	5	1,89	0,042		45,0
Заречненский, совхоз "Серницкий"	5	1,56	0,040		39,2
Среднее					45,4

^x За вычетом естественного гамма-фона - 15 мР/ч.

^{xx} С учетом содержания в почвах рутения - 106.

2,2 раза выше, чем на участках, подвергшихся перепашке. Так, если на перепаханных участках при гамма-фоне, равном 1 МР/ч, экспериментально установленная плотность загрязнения почвы составляет 101,2 Ки/км², или при плотности загрязнения, равной 1 Ки/км², гамма-фон составляет 9,9 мР/ч, то на лугах, не подвергшихся перепашке, при гамма-фоне 1 МР/ч экспериментально установленная средняя плотность загрязнения почвы составляет 45,4 Ки/км² или при плотности загрязнения 1 Ки/км² гамма-фон составляет 22 мР/ч.

Уравнение для оценки плотности загрязнения лугов, сенокосов и пастбищ, не подвергшихся перепашке после аварии на ЧАЭС, имеет следующие параметры:

$$A_{\text{п}} [\text{Ки/км}^2] = 42,6 \cdot P_{\gamma} [\text{МР/ч}] + 1,26. \quad (2)$$

Учитывая, что теоретическая линия регрессии экспериментально установленных уровней загрязнения почвы по гамма-фону на пахотных участках и лугах практически проходит через начало координат (см. рис. 1, 2), а значение свободного члена уравнения лежит в пределах ошибки коэффициента регрессии, представляется, что для практической оценки плотности загрязнения пахотных угодий радиоцезием вполне приемлемым является использование коэффициента пропорциональности, равного 100 (Ки/км²)/(МР/ч). Тогда

$$A_{\text{п}} [\text{Ки/км}^2] = 100 \cdot P_{\gamma} [\text{МР/ч}], \quad (3)$$

По этой же причине для лугов и пастбищ коэффициент пропорциональности между гамма-фоном и плотностью загрязнения радиоцезием может быть принят равным 45 (Ки/км²)/(МР/ч). Тогда

$$A_{\text{п}} [\text{Ки/км}^2] = 45 \cdot P_{\gamma} [\text{МР/ч}] \quad (4)$$

Учитывая, что чем больше данных статистики наблюдений (см. табл., 2, 4), тем ближе значения экспериментально найденных коэффициентов пропорциональности приближаются к их значениям в формулах (3) и (4), а также наличие тесной корреляции между плотностью загрязнения и гамма-фоном, есть основания считать, что оценка плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий (только радиоцезием) с использованием данных о гамма-фоне по формуле (3) и (4) является более точной, чем определение плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий по концентрации радионуклидов в отдельно взятых

пробах почвы. При этом основным и достаточным для практических целей критерием оценки распределения радионуклидов по профилю почвы является вид угодий – пахота (вспаханная после аварии) или целина, залежь (не подвергавшаяся вспашке после аварии).

В табл. 5 и 6 представлены данные о плотности загрязнения участков пашни и лугов и значениях гамма-фона при разном радионуклидном составе выпадений. Из приведенных данных видно, что гамма-фон, регистрируемый прибором СРП-68-01, хорошо коррелирует с суммарным загрязнением радиоизотопами цезия, а также суммой радиоцезия и рутения. При этом вклад суммы цезия-137, 134 и рутения-106 в формирование гамма-фона на единицу плотности загрязнения каждым радионуклидом примерно одинаков. Об этом свидетельствует тот факт, что коэффициенты пропорциональности между суммарной плотностью загрязнения почвы изотопами цезия-137, 134 и рутением-106 имеют те же значения, что и коэффициенты пропорциональности между плотностью загрязнения цезием-137, 134 и гамма-фоном на участках, где рутений-106 в почвах отсутствует. Например, в Карпиловке (см. табл. 5) содержание в почве цезия-137, 134 и рутения-106 составляет соответственно 6,2 и 7,8 Ки/км², суммарная плотность загрязнения этими нуклидами составляет 14 Ки/км². Гамма-фон на этом участке составляет 0,14 МР/ч, а коэффициент пропорциональности между суммарной плотностью загрязнения цезием-137, 134, рутением-106 и гамма-фоном составляет 100 (Ки/км²)/(МР/ч), т.е. значение коэффициента пропорциональности такое же, как и на участках, загрязненных только изотопами цезия. На других участках, загрязненных радиоцезием и рутением-106, коэффициенты пропорциональности между плотностью загрязнения этими нуклидами и гамма-фоном варьируют в тех же пределах, что и на участках, загрязненных только радиоактивным цезием (см. табл. 2, 5).

На участках, не подвергшихся перепашке, коэффициенты пропорциональности между суммарной плотностью загрязнения цезием-137, 134, рутением-106 и гамма-фоном также изменяются в тех же пределах, что и на неперепаханных участках, загрязненных только радиоактивным цезием (см. табл. 4, 6). Отсюда следует вывод, что радиоцезий и рутений-106 при одинаковой плотности загрязнения почвы создают одинаковый гамма-фон

Т а б л и ц а 5

Плотность загрязнения пахотных угодий и гамма-фон при разном радионуклидном составе выпадений

Пункты отбора проб	n	Ки/км ²				Гамма-фон, мР/ч	K, Ки/км ² мР/ч
		144Ce	ΣCs	106Ru	ΣCs+Ru		
Бобер	50	-	97,5	-	-	0,93	104,8
Корогод	32	98	18,0	32,0	50	0,40	125,0
Карпиловка	11	22	6,2	7,8	14	0,14	100,0
Ковалевка	5	62	11,3	11,0	22	0,24	91,6
Пески	3	27	5,4	7,8	13,2	0,15	88,0
Среднее							101,9

28

Т а б л и ц а 6
Плотность загрязнения лугов, пастбищ и гамма-фон при разном радионуклидном составе выпадений

Пункты отбора проб	n	Ки/км ²				Гамма-фон, мР/час	K, Ки/км ² мР/ч
		144Ce	ΣCs	106Ru	ΣCs+Ru		
Долгий Лес	15	23,9	18,4	6,2	24,6	0,50	49,2
Ораное	8	2,8	3,44	0,9	4,34	0,12	36,2
Новошепеличи	13	112	52,0	35,6	87,6	2,4	36,5
Залесье	13	28,3	15,1	9,3	24,4	0,42	58,0
Копачи	4	90,3	47,0	33,9	80,9	1,57	51,5
Тульговичи	5	11,1	46,0	12,8	58,8	1,0	58,8
Судково	5	27,5	39,7	19,1	58,8	1,15	51,1
Судково	5	29,0	23,1	10,6	33,7	0,70	48,1
Среднее							48,6

29

При возможном вкладе в общий гамма-фон как рутения-106, так и церия-144 тесная связь между гамма-фоном и плотностью загрязнения почвы цезием-137, 134 и рутением объясняется тесной корреляцией между содержанием в почвах рутения-106 и церия-144. Коэффициент корреляции между содержанием этих радионуклидов в почвах составляет 0,959.

Из изложенного следует, что при загрязнении сельскохозяйственных угодий церием-144, цезием-137, 134 и рутением-106 для оценки загрязнения почвы радиоцезием необходимо учитывать гамма-фон, создаваемый только радиоактивными изотопами цезия. Учитывая высокую корреляцию между содержанием в почвах церия-144 и рутения-106, а также то, что коэффициенты пропорциональности между гамма-фоном и плотностью загрязнения почвы как радиоцезием, так и рутением-106, одинаковы, представляется, что для расчета поправки на гамма-фон, создаваемый церием и рутением, вполне достаточно использовать плотность загрязнения почвы радиоцезием и рутением. При этом плотность загрязнения почвы рутением-106 следует рассматривать как показатель, обобщающий вклад рутения-106 и церия-144 в гамма-фон. Следует отметить, что в ряде случаев изменение соотношения церия-144 к рутению-106 в несколько раз практически не оказывает влияния на значение коэффициентов пропорциональности между плотностью загрязнения почвы радиоцезием + рутением-106 и гамма-фоном. Поправка на радионуклидный состав выпадений рассчитывается по формуле

$$d = \frac{\left(\frac{^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs} + ^{106}\text{Ru}} \right) \cdot \text{Ки/кг}}{\text{Ки/кг}}, \quad (5)$$

где d - поправка для исключения гамма-фона, создаваемого рутением-106 и церием-144;

^{137}Cs - содержание в почве цезия-137, Ки/кг;

^{134}Cs - содержание в почве цезия-134, Ки/кг;

^{106}Ru - содержание в почве рутения-106, Ки/кг.

Для расчета плотности загрязнения радиоцезием пахотных угодий при сложном радионуклидном составе выпадений используется формула

$$A_{\Pi} / \text{Ки/км}^2 = 100 \cdot d \cdot P_{\gamma} / \text{МР/ч}, \quad (6)$$

а для расчета плотности загрязнения радиоцезием угодий, не подвергавшихся перепашке после аварии на ЧАЭС, при сложном радионуклидном составе выпадений используется формула

$$A_{\Pi} / \text{Ки/км}^2 = 45 \cdot d \cdot P_{\gamma} / \text{МР/ч}, \quad (7)$$

где A_{Π} , Ки/км² - плотность загрязнения угодий цезием-137, 134;

d - поправка для исключения гамма-фона, создаваемого рутением-106;

100(45) - коэффициенты пропорциональности, (Ки/км²)/(МР/ч);

P_{γ} МР/ч - гамма-фон, регистрируемый прибором СРП-68-01.

В связи с тем что в формулах (6 и 7) присутствует поправка на гамма-фон, создаваемый рутением-106 и церием-144, необходимо знать соотношение в почве цезия-137, 134 и рутения-106. Для определения соотношения радионуклидов в почве необходимо отбирать и анализировать пробы почвы. Однако радионуклидный состав выпадений является несоизмеримо более стабильной характеристикой, чем фактическая плотность загрязнения территории, а тем более, чем концентрация радионуклидов в отдельных пробах почвы. На территориях, подвергшихся загрязнению с одним и тем же радионуклидным составом выпадений, расположены группы хозяйств, а то и целые административные районы. Для оценки радионуклидного состава выпадений на территории административного района достаточно отобрать несколько сотен проб по сравнению с десятками тысяч в случае оценки радиологической обстановки только по концентрации радионуклидов в почвенных пробах.

На практике часто возникает необходимость определить границы участков с заданной предельной плотностью загрязнения сельскохозяйственных угодий. Первая задача - это разбивка сельскохозяйственных угодий на зоны по уровням загрязнения почвы в соответствии с "Рекомендациями по ведению сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях". Эта задача решается путем проведения сплошного обследования загрязненных сельскохозяйственных угодий и составления картограмм значений гамма-фона на площади каждого поля, пастбища, сенокоса.

При наличии таких картограмм необходимо рассчитать значение гамма-фона, соответствующее заданной плотности загряз-

нения почвы радиоцезием в зависимости от распределения радионуклидов по профилю почв (пашня, целина), радионуклидного состава выпадений, и по данным картограмм значений гамма-фона провести изолинии заданной плотности загрязнения полей на плане и в натуре.

Так как при расчете коэффициента пропорциональности между плотностью загрязнения почвы и гамма-фоном из измеренного на местности значения гамма-фона вычитался естественный фон (0,015 мР/ч), то формула для расчета значения гамма-фона на местности, соответствующего заданной плотности загрязнения пашни, примет вид

$$P_{\gamma} = \frac{A_{\Pi}}{100} + 0,015, \quad (8)$$

Из уравнения (4) находим, что на неперепашанных угодьях, загрязненных только радиоцезием, искомый гамма-фон на местности с учетом естественного гамма-фона рассчитывается по формуле

$$P_{\gamma} = \frac{A_{\Pi}}{45} + 0,015. \quad (9)$$

Из уравнений (6) и (7) нетрудно найти, что при сложном радионуклидном составе выпадений значение гамма-фона, соответствующее заданной плотности загрязнения, рассчитывается по формулам:

для пашни

$$P_{\gamma} = \frac{A_{\Pi}}{100 \cdot d} + 0,015; \quad (10)$$

для лугов

$$P_{\gamma} = \frac{A_{\Pi}}{45 \cdot d} + 0,015. \quad (11)$$

В уравнениях (8) - (11):

P_{γ} - искомый гамма-фон на местности, соответствующий заданной плотности загрязнения почвы радиоцезием, мР/ч;

A_{Π} - заданная плотность загрязнения почвы радиоцезием, Ки/км²;

100(45) - коэффициент пропорциональности, (Ки/км²)/(мР/ч);

0,015 - естественный гамма-фон, мР/ч.

Уточнение плотности загрязнения любого участка угодий по отдельно взятой пробе также не дает надежных результатов из-за большого варьирования концентрации радиоцезия в пробах - различия могут достигать 10 раз. Отбор нескольких проб и приготовление смешанного образца почвы для спектрметрических анализов даже на небольшом участке тоже не дает надежных результатов, и возможна ошибка определения плотности загрязнения почвы в 2-3 раза по сравнению с фактической средней плотностью загрязнения данного участка. Практически для достаточно точного определения плотности загрязнения почвы на выравненном по гамма-фону участке необходимо отобрать и проанализировать 10-15 проб почвы. В этом случае можно надеяться, что средняя концентрация радионуклида в этих пробах будет с некоторым приближением отражать фактическую среднюю концентрацию радионуклида в почве на обследуемом участке. Нельзя получить достоверных результатов, отобрав пять проб на поле площадью 50 га и анализируя одну смешанную пробу, так как нет гарантии, что при значительных различиях концентрации радионуклида в отдельно взятых пробах концентрация его в смешанной пробе соответствует фактической средней концентрации на всем поле. Точность метода отбора проб и приготовления смешанных образцов еще ниже, если в пределах поля изменяется фактическое среднее содержание радионуклида в почве. В связи с этим расчет плотности загрязнения почвы по значениям гамма-фона на местности при достаточно точном определении коэффициента пропорциональности между плотностью загрязнения почвы и гамма-фоном является более точным и значительно более производительным методом как сплошного обследования сельхозугодий, так и уточнения уровней их загрязнения. Гамма-фон формируется с большой площади и характеризует средний уровень ее загрязнения.

Соотношение изотопов цезия в 1991 г. отличается от их соотношения в 1988 г. В 1991 г. в среднем активность цезия-137 составляет 90%, а цезия-134 около 10% от суммарной активности радионуклидов в почве. В связи с различным вкладом цезия-137 и цезия-134 в гамма-фон (из-за разного качества излучения) и разным периодом полураспада этих изотопов с течением времени изменяется и значение коэффициента пропорциональности между плотностью загрязнения почвы и гамма-фоном на местности. В 1991 г. значение этого коэффициента для пахотных почв составляет 135 Ки/км² на

1 мР/ч. Следовательно, плотность загрязнения пахотных угодий по значениям гамма-фона, измеренного в 1991 г. рассчитывается по формуле

$$A_{\Pi} [\text{Ки/км}^2] = 135 \cdot (P_{\gamma} [\text{мР/ч}] - 0,015). \quad (12)$$

Коэффициент пропорциональности между гамма-фоном и плотностью загрязнения почвы на лугах, пастбищах и сенокосах в 1991 г. составляет примерно 70 Ки/км² на 1 мР/ч. Однако следует учитывать, что на лугах, сенокосах и пастбищах в отличие от пахотных угодий значение коэффициента пропорциональности (K) может изменяться за счет перераспределения радионуклидов по профилю почвы. В связи с этим значение коэффициента пропорциональности (K) между гамма-фоном на местности и плотностью загрязнения почвы может быть уточнено экспериментально перед или в процессе проведения гамма-съемки областными станциями химизации, располагающими спектрометрическими приборами.

Для уточнения значений коэффициентов K на период обследования угодий необходимо на пашне или лугах выбрать пять точек так, чтобы они охватывали весь диапазон значений гамма-фона в регионе. В каждой точке на площади 10х10 м отобрать буром на глубину 20 см по 10-15 проб почвы, а в центре площадки измерить значение гамма-фона. Пробы почвы высушить, перемешать и определить концентрацию нуклида в каждой пробе, рассчитать среднюю концентрацию радионуклида в почве ($C_{\text{ср}}$) и выразить ее в $1 \cdot 10^8$ Ки/кг. Затем определить удельный вес почвы ρ г/см³. Плотность загрязнения почвы рассчитывается по формуле

$$A_{\Pi} [\text{Ки/кг}] = C_{\text{ср}} \cdot 2g. \quad (13)$$

Плотность загрязнения почвы можно также рассчитать по формуле

$$A_{\Pi} [\text{Ки/кг}] = \frac{C_{\text{ср}} m}{r^2} \cdot 31,85, \quad (14)$$

где $C_{\text{ср}}$ – средняя концентрация радионуклида в сухой почве, $1 \cdot 10^8$ Ки/кг;
 m – средняя масса сухой пробы, отобранной одним укором бура, кг;
 r – радиус бура, см.

Коэффициент пропорциональности (K) между плотностью загрязнения почвы и гамма-фоном на период обследования рассчитывается по формуле.

$$K = \frac{A_{\Pi}}{P}, \quad (15)$$

где A_{Π} , Ки/км² – средняя плотность загрязнения почвы, рассчитанная по измененной концентрации нуклида в 10-15 пробах почвы в данной точке;
 P , мР/ч – гамма-фон, измеренный прибором СРП-68-01 в центре площадки отбора почвенных проб (в принципе гамма-фон можно измерять любым прибором, но только именно этот прибор должен использоваться и при обследовании угодий).

Из пяти значений K, полученных в разных точках, рассчитывается среднее значение, которое и используется для расчета плотности загрязнения почвы в данном районе.

При обследовании угодий с низкими уровнями загрязнения почвы радиоцезием необходимо точно учитывать значения естественного гамма-фона. Однако не для всех регионов имеются данные о значениях естественного гамма-фона на сельскохозяйственных угодьях.

В процессе уточнения значений коэффициентов пропорциональности (K) между гамма-фоном и плотностью загрязнения почвы для каждого района одновременно учитывается и радионуклидный состав выпадений и естественный гамма-фон, т.е. плотность загрязнения почвы рассчитывается по формуле $A_{\Pi} = K \cdot P_{\gamma}$ без введения поправок.

При обследовании территорий с низкими уровнями загрязнения почвы (до 5 Ки/км²) уточнение значений K для каждого района с примерно одинаковым почвенным покровом и подстилающими породами является обязательным.

Применение этой методики позволяет провести сплошное обследование каждого поля, сенокоса, пастбища со значительной экономией времени, сил и средств.

По установленным с помощью гамма-съемки или спектрометрических анализов большого количества проб данным о плотности загрязнения радиоцезием каждого поля, сенокоса и пастбища областными станциями химизации составляются картограммы и ведомости загрязнения полей каждого хозяйства. Один

экземпляр картограммы и ведомости по плотности загрязнения полей имеется в хозяйстве и на основании этих документов заполняется радиологический паспорт.

На основании картограммы плотности загрязнения целесообразно все поля разделить на три зоны – до 5 Ки/км², 5–10 Ки/км² и 10–15 Ки/км² – и при возможности в каждой зоне сформировать севообороты (это потребует перенарезки полей). Такое устройство землепользования позволит дифференцированно использовать земли с учетом плотности их загрязнения и накопления радиоцезия в выращиваемых культурах.

ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ В ПОЧВАХ ПОЛЕСЬЯ РАДИОНУКЛИДОВ ВЫБРОСА ЧАЭС В РАЗЛИЧНЫХ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМАХ

Н. А. Лошилов, Ю. А. Иванов,
В. А. Кашпаров, С. Е. Левчук,
П. Ф. Бондарь, Л. В. Дыренко

Изучение миграции радионуклидов в почвах с точки зрения сельскохозяйственной радиологии вызывается необходимостью решения следующих вопросов:

- 1) оценка и прогноз содержания и распределения радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы на различных типах сельхозугодий;
- 2) решение радиационно-гигиенических проблем в плане оценки дозовых нагрузок на некоторые категории работников сельского хозяйства (в первую очередь механизаторов) при проведении агротехнических работ;
- 3) оценка возможных размеров некорневого загрязнения растений за счет вторичного подъема радионуклидов;
- 4) прогноз изменения характеристик γ -поля (МЭД) в зависимости от заглубления радионуклидов в почву для решения прикладных задач, в частности, при использовании дозиметрических методов оценки плотности загрязнения территории и др.

Для получения адекватных прогнозных оценок перераспределения радионуклидов выброса ЧАЭС в профиле почвы на загрязненной территории следует учитывать, по крайней мере, две группы факторов: физико-химические и водно-физические свойства почв, а также физико-химические характеристики выпадений РВ. Территория Полесья, подвергшаяся загрязнению, характеризуется большой "пестротой" почвенного покрова по

указанным свойствам. Выпадения аварийного выброса характеризуются наличием двух компонент – конденсационной, включающей, в основном, ^{134}Cs , ^{137}Cs , и топливной, представленной твердофазными выпадениями различного дисперсного состава с матрицей преимущественно из оксидов урана, содержащими большой спектр продуктов деления, включая ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{106}Ru и др.

Параметры миграции указанных радионуклидов в профиле почвы существенно различаются в зависимости от того, находятся ли эти радионуклиды в составе топливных частиц или выщелочены из их матрицы.

Таким образом, среди поставленных задач важное место отводится:

- 1) идентификации параметров миграции радионуклидов в почвах для возможного их использования в существующих моделях переноса;
- 2) сравнению различных алгоритмов оценки параметров миграции радионуклидов.

Для решения указанных задач используются как модельные лабораторные эксперименты, так и исследования в натуральных условиях.

Проводимые модельные эксперименты касаются изучения параметров диффузионного и направленного переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs , внесенных в почву в водорастворимой форме, а также направленного переноса топливных частиц в некоторых типичных для Полесья почвах, контрастных по физико-химическим свойствам (дерново-подзолистая супесчаная – СП, слабогумусированный песок – П, торфяно-болотная – ТБ).

Изучение диффузионного переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs проводилось при влажности почв 30, 60 и 100% полной влагоемкости. Данные экспериментов показали, что по уменьшению степени подвижности радионуклидов почвы можно расположить в следующие ряды: ^{90}Sr – П > СП > ТБ; ^{137}Cs – ТБ > СП > П (см. таблицу).

Значения коэффициентов диффузии ^{90}Sr выше таковых для ^{137}Cs на минеральных почвах в 10–30 раз, на торфяно-болотной почве ниже в 2–3 раза.

При возрастании влажности почвы от 30 до 100% полной влагоемкости коэффициенты диффузии ^{90}Sr и ^{137}Cs в минеральных почвах увеличивались в 1,5–3 раза, на торфяно-болотной почве – примерно в 20 раз.

Значения коэффициентов диффузии ^{90}Sr и ^{137}Cs , рассчитанных по различным моделям

то различным моделям

ПОЧВА	НУКЛИД	ВЛАЖНОСТЬ, % ПВЕ	МОДЕЛЬ 1		МОДЕЛЬ 2	
			D ₁₀		D ₁₀	
			x E-8 см ² /с			
П	⁹⁰ Sr	30	22 ₋₁ ⁺¹	21 ₋₁ ⁺¹		
"	"	60	29 ₋₃ ⁺³	27 ₋₃ ⁺³		
"	"	100	53 ₋₅ ⁺⁵	48 ₋₅ ⁺⁵		
СП	"	30	10 ₋₁ ⁺¹	10 ₋₁ ⁺¹		
"	"	60	11 ₋₂ ⁺²	17 ₋₄ ⁺⁴		
"	"	100	17 ₋₁ ⁺¹	16 ₋₁ ⁺¹		
ТВ	"	30	0,60 _{-0,01} ^{+0,01}	0,52 _{-0,01} ^{+0,01}		
"	"	60	4,6 _{-0,2} ^{+0,2}	4,2 _{-0,1} ^{+0,1}		
"	"	100	13 ₋₁ ⁺¹	14 ₋₁ ⁺¹		
П	¹³⁷ Cs	30	0,60 _{-0,02} ^{+0,02}	0,51 _{-0,06} ^{+0,06}		
"	"	60	0,90 _{-0,02} ^{+0,02}	0,60 _{-0,23} ^{+0,23}		
"	"	100	1,8 _{-0,5} ^{+0,5}	0,9 _{-0,2} ^{+0,2}		
СП	"	30	1,0 _{-0,1} ^{+0,1}	0,82 _{-0,05} ^{+0,05}		
"	"	60	1,7 _{-0,1} ^{+0,1}	1,6 _{-0,3} ^{+0,3}		
"	"	100	1,7 _{-0,5} ^{+0,5}	0,7 _{-0,5} ^{+0,5}		
ТВ	"	30	1,9 _{-0,3} ^{+0,3}	1,5 _{-0,1} ^{+0,1}		
"	"	60	10 ₋₄ ⁺⁴	9 ₋₅ ⁺⁵		
"	"	100	38 ₋₂ ⁺²	35 ₋₁₀ ⁺¹⁰		

В модельных опытах на почвах, представительных для Полесья, изучается направленный перенос под действием тока влаги ^{90}Sr и ^{137}Cs , внесенных в водорастворимой форме, а также топливных частиц с реальным распределением по дисперсному составу. В последнем случае на поверхность почвенной колонки наносили пробу минерализованной почвы (толщина слоя около 3 мм), из которой с использованием метода изотопного обмена предварительно была удалена основная часть (85-90%) радиоизотопов цезия, представленных конденсационной компонентой выпадений. Результаты модельных экспериментов, представленные на рис. 1, 2, показывают, что при промывании почвенных колонок водой в нижние горизонты почвы переносятся преимущественно топливные частицы субмикронного размера. Особенно ярко этот факт проявляется на почвах легкого механического состава. Как видно на рис. 2, верхний горизонт (0-5 мм) почвенной колонки (слабогумусированный песок) и исходный образец почвы с топливными частицами обеднены частицами субмикронного размера по сравнению с исходным образцом и нижними горизонтами почвенной колонки.

Показано, что скорость направленного переноса топливных частиц существенно ниже таковой для радионуклидов, внесенных в почву в водорастворимой форме.

В натуральных условиях вертикальную миграцию радионуклидов в почвах изучали в 1986-1989 гг. на следах выброса на различном удалении от ЧАЭС.

С использованием двухкомпонентной модели рассчитаны кажущиеся коэффициенты диффузии радионуклидов в профиле почв. В зависимости от типа почвы, ее влажности и вида сельскохозяйственных (луг, залежь) значения эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs медленного компонента варьируют, в основном, в пределах (0,15-4,5) x E-8 см²/с, причем доля медленного компонента преобладает, составляя 60-99%. В отдельных случаях отмечены более высокие значения эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs на залежах, характеризующихся хорошо окультуренной почвой с высоким содержанием органического вещества.

В 1987-1988 гг. установлены, в основном, близкие значения коэффициентов миграции ^{137}Cs и ^{144}Ce , присутствующих в конкретном профиле. Эти величины не зависят от преобладания в выпадениях топливной или конденсационной компонент, хотя доля медленной компоненты миграции радиоцезия,

как правило, ниже, чем таковая для ^{144}Cs . В отдельных профилях почвы уже в 1987 г. наблюдались существенные различия в распределении ^{137}Cs и ^{144}Cs в 1989 г. диф-

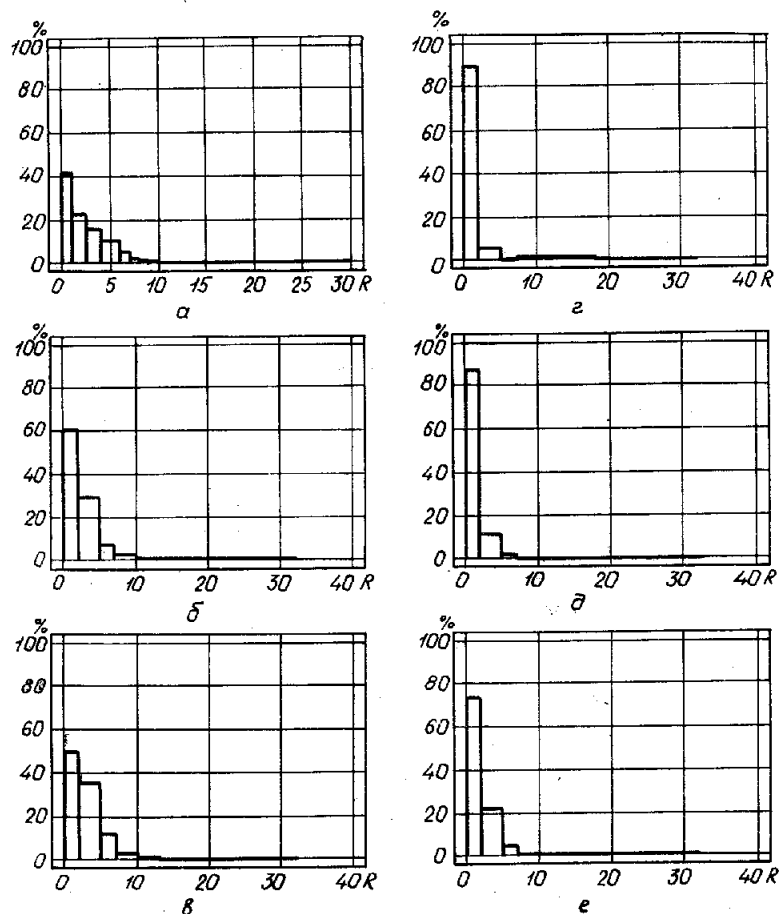


Рис. 1. Изменение дисперсного состава (R , мкм) топливных частиц при направленном переносе последних в профиле почвенной колонки (торфяно-болотная почва): а – исходный образец; б – исходный образец на поверхности почвенной колонки после промывания; в – горизонт 0–5 мм; г – горизонт 5–10 мм; д – горизонт 10–15 мм; е – горизонт 25–30 мм.

ференциация распределения указанных радионуклидов в профиле почв увеличилась.

В связи с тем что часть профилей распределения радионуклидов в почвах не описывалась с применением двухкомпонентной квазидиффузионной модели миграции (в связи с большим вкла-

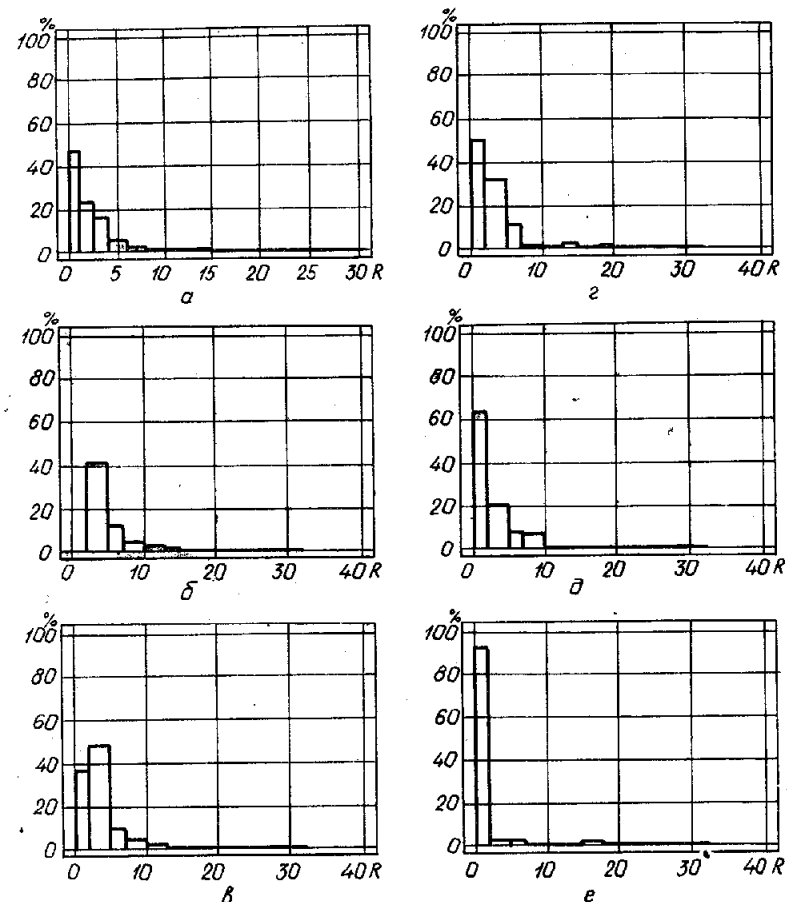


Рис. 2. Изменение дисперсного состава (R , мкм) топливных частиц при направленном переносе последних в профиле почвенной колонки (слабогумусированный песок): а – исходный образец; б – исходный образец на поверхности почвенной колонки после промывания; в – горизонт 0–5 мм; г – горизонт 5–10 мм; д – горизонт 10–15 мм; е – горизонт 15–20 мм.

дом направленного переноса), для расчета параметров миграции радионуклидов в профиле почв была использована известная модель квазидиффузионного переноса с учетом направленного переноса радионуклидов (К.П. Махонько) с использованием данных, полученными в модельных экспериментах и натурных условиях. Распределение радионуклидов в почве по этой модели описывается следующей формулой:

$$U(x,t) = \frac{U_0}{V_D \cdot t \cdot \Gamma(1 + V_K/V_D)} \cdot \left(\frac{x}{V_D \cdot t}\right)^{\frac{V_K}{V_D}} \cdot \exp(-\lambda \cdot t - \frac{x}{V_D \cdot t}), \quad (1)$$

где U_0 – распределение РН в начальный момент времени;
 V_D – скорость диффузии;
 V_K – скорость конвективного переноса;
 t – время;
 λ – постоянная распада;
 x – глубина.

Скорость направленного переноса радиоизотопов цезия в профиле почв, рассчитанная по этой модели, в зависимости от типа почвы, вида угодий и водного режима варьирует в пределах 0,02–1 см/год, суммарная скорость миграции (с учетом диффузионного переноса) – 0,2–1,6 см/год.

С использованием указанной модели произведена прогнозная оценка распределения радиоизотопов цезия в профиле почв на момент (Д+10) лет после выброса. Согласно этой оценке глубина почвенного горизонта с 50%-ным содержанием радиоцезия в 1996 г. составит 1,5–5 см, в условиях периодического затопления – 5–11 см.

Важным моментом при оценке параметров миграции радионуклидов в почвах является адекватность используемых моделей переноса. В связи с этим сделана попытка провести сравнительную оценку нескольких моделей диффузионного переноса радионуклидов как важного компонента вертикальной миграции.

Для сравнения использовали следующие модели.

Модель 1 – “стандартная” модель диффузионного переноса, согласно которой коэффициенты диффузии рассчитываются с использованием известного решения уравнения Фика:

$$U(x,t) = \frac{U_0}{\sqrt{\pi \cdot D \cdot t}} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{4 \cdot D \cdot t}\right) \quad (2)$$

Модель 2 – диффузионная модель, в которой используются представления об однородном загрязнении тонкого поверхностно-

го слоя почвы на глубину x_0 . Диффузионный перенос описывается уравнениями следующего вида:

$$\begin{cases} \frac{\partial U_1}{\partial t} = D \frac{\partial^2 U_1}{\partial x^2}; & 0 \leq x \leq x_0 \\ \frac{\partial U_2}{\partial t} = D \frac{\partial^2 U_2}{\partial x^2}; & x_0 < x \end{cases} \quad (3)$$

$$\begin{cases} U(x,0) = U_0 \\ U_1|_{x_0} = U_2|_{x_0} \\ \frac{\partial U_1}{\partial x}|_{x=0+\varepsilon} = 0 \\ \frac{\partial U_1}{\partial x}|_{x_0} = \frac{\partial U_2}{\partial x}|_{x_0} \end{cases}$$

Решение системы уравнений (3) имеет следующий вид:

$$U = \frac{U_0}{2} \cdot \left[\operatorname{erf}\left(\frac{x+x_0}{2\sqrt{D \cdot t}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{x-x_0}{2\sqrt{D \cdot t}}\right) \right] \quad (4)$$

Методом минимизации функционала $L = \sum_i \left(\frac{U_i^x - U_i^y}{U_i^x} \right)^2$ расчи-

таны коэффициенты диффузии ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных почвах по результатам модельных экспериментов.

Анализ значений минимумов функционала показал, что для ^{137}Cs их величины значительно выше, чем для ^{90}Sr , т.е. теоретические распределения ^{137}Cs полученные в рамках обеих моделей, хуже согласуются с экспериментальными данными по сравнению с ^{90}Sr . Этот факт можно объяснить специфической способностью атомов ^{137}Cs закрепляться (фиксироваться) в кристаллической решетке глинистых минералов. В связи с этим для описания вертикального переноса ^{137}Cs в профиле почвы апробируется в настоящее время дефектно-ловушечная модель.

Процесс переноса радионуклидов описывается системой уравнений (5) с граничными и начальными условиями (6). В этой

системе кроме диффузии учтены конвективный перенос, распад радионуклидов, сорбция и десорбция атомов радионуклида.

$$\begin{cases} C = U + A \\ \frac{\partial U}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 U}{\partial x^2} - V \cdot \frac{\partial U}{\partial x} - (\lambda + g) \cdot U + b \cdot A \\ - \frac{\partial A}{\partial t} = g \cdot U - (\lambda + b) \cdot A \end{cases} \quad (5)$$

$$\begin{cases} U(0, x) = U(x) \\ A(0, x) = A(x) \\ -D \cdot \frac{\partial U}{\partial x} \Big|_{x=0} + V \cdot U \Big|_{x=0} = P_1 \\ -D \cdot \frac{\partial A}{\partial x} \Big|_{x=L} + V \cdot U \Big|_{x=L} = P_2 \end{cases} \quad (6)$$

где U – концентрация свободных атомов радионуклида (см^{-3});
 A – концентрация сорбированных атомов радионуклида (см^{-3});
 λ – постоянная распада (с^{-1});
 g – константа, характеризующая скорость сорбции (с^{-1});
 b – константа, характеризующая скорость десорбции (с^{-1});
 P_1 и P_2 – потоки на левой и правой границах задачи соответственно, ($\text{см}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$).

Условия (6) являются наиболее общими для данной задачи. Они дают возможность рассматривать различные случаи загрязнения почвы радионуклидами.

Задача (5) – (6) решается численно при помощи метода конечных разностей. Решение предполагает экспериментальное определение параметров D , V , g , b . Возможно также решение обратной задачи – определение по известному экспериментальному распределению РН интересующих параметров.

СООТНОШЕНИЯ ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В "ГОРЯЧИХ" ЧАСТИЦАХ, ВЫПАВШИХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ЧАЭС

Н. А. Лошилов, В. А. Кашпаров,
В. Д. Поляков

Проблема выброса в окружающую среду трансурановых элементов (ТУЭ) всегда имела важное самостоятельное значение. Многие вопросы поведения ТУЭ в биосфере изучались на уровне рассеяния глобальных выпадений, образовавшихся в результате ядерных испытаний или локальных выбросов радиохимических заводов по регенерации отработавшего топлива, а также путем проведения экспериментов в натуральных условиях с внесением ТУЭ в объекты природной среды.

Выпавшие в результате аварии на четвертом блоке ЧАЭС ТУЭ находятся в составе "горячих" частиц. Для оценки радионуклидного состава и коэффициентов фракционирования ТУЭ в "горячих" частицах, а также дисперсности "горячих" частиц были отобраны пробы почвы в 30-километровой зоне на различных расстояниях и направлениях от ЧАЭС, в которых выделены "горячие" частицы. Идентификация радионуклидного состава, измерения и расчеты активностей ТУЭ в "горячих" частицах показывают, что ТУЭ представлены радионуклидами ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{241}Am , ^{242}Cm и ^{244}Cm , а величина средних значений отношения активности этих радионуклидов к $^{239+240}\text{Pu}$ на 01.06.88 г. равна 0,46; 77; 0,32; 0,51 и 0,15 соответственно. Исключение составляет "горячая" частица, выделенная из пробы почвы, отобранной в западном направлении на расстоянии 300 м от четвертого блока ЧАЭС, у которой отношение активности ^{238}Pu и ^{242}Cm к $^{239+240}\text{Pu}$ равно 0,2 и 0,02 соответственно. Полученное соотношение указывает на то, что некоторая часть "горячих" частиц образовалась в результате разрушения свежих ТВЭЛОВ.

Идентификацию радионуклидного состава и измерение активностей ТУЭ проводили с помощью разработанного авторами метода прямого нанесения растворенной частицы на обезжиренную подложку из нержавеющей стали с последующим измерением на альфа-спектрометре с золото-кремниевым поверхностно-барьерным детектором типа ДКПБ-500 и многоканальным амплитудным анализатором типа АИ-1024-95-05. В таблице представ-

лены литературные данные и средние значения отношений активности ТУЭ к $^{239+240}\text{Pu}$, полученные экспериментально.

Удовлетворительная сходимость приводимых результатов эксперимента с литературными данными указывает на корректность используемой методики.

Средние значения отношений активности ТУЭ к $^{239+240}\text{Pu}$

Радионуклиды	Д а н ы е		
	литературные		экспериментальные
^{238}Pu	0,46	0,47	0,46
^{241}Am	-	-	0,32
^{242}Cm	0,35	0,49	0,51
^{244}Cm	-	-	0,15
^{241}Pu	82	80	77

Дисперсность "горячих" частиц определяли различными методами: микроскопией, автордиографией и экспериментально-расчетным. Таким образом были определены эффективные радиусы "горячих" частиц в диапазоне от 1-2 до 100 мкм и более. Сравнение значений эффективных радиусов "горячих" частиц, определенных различными методами, показывает, что результаты, полученные с помощью микроскопии, могут быть завышены в 2-3 раза. Данный факт объясняется сложностью отделения истинных "горячих" частиц от частиц с "наездниками". Есть неопределенность и при измерении эффективных радиусов частиц методом радиографии. Проведенный анализ частиц с эффективным радиусом более 5 мкм показал, что их альфа-активность возрастает пропорционально кубу радиуса "горячих" частиц. Зависимость активности $^{239+240}\text{Pu}$ в "горячих" частицах от их эффективных радиусов была аппроксимирована выражением: $\lg A = B \lg R + \lg K$. Методом наименьших квадратов для данного выражения найдена величина B, равная 3,19.

Величина кубической зависимости активности $^{239+240}\text{Pu}$ в "горячих" частицах от их эффективного радиуса была использована для определения удельной активности этих радионуклидов в единице объема. Величина удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в частицах изменяется в пределах от $0,8 \times 10^8$ Бк/см³ (2,2 мКи/см³) до $1,4 \times 10^8$ Бк/см³ (3,8 мКи/см³), а ее среднее значение равно $1,1 \times 10^8$ Бк/см³ (3,0 мКи/см³).

Принимая плотность "горячей" частицы равной плотности таблетки диоксида урана, величина которой равна 10,4 г/см³ были рассчитаны концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ в частицах. Среднее их значение равно $1,06 \times 10^7$ Бк/г топлива (0,29 мКи/г), что соответствует расчетным данным - $1,08 \times 10^7$ Бк/г топлива.

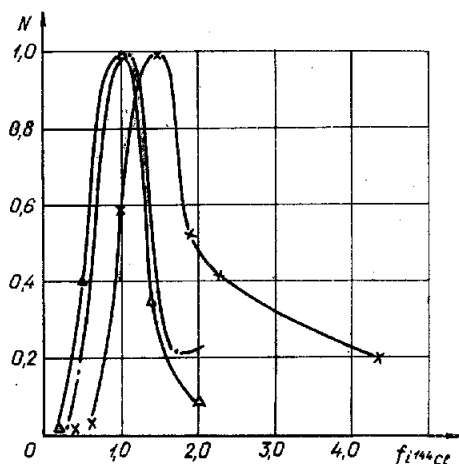
Изучение физико-химических характеристик "горячих" частиц, выброшенных из поврежденного реактора, показало, что около 90% из них представляют собой высокоактивные топливные частицы делящегося материала (диоксида урана), содержащие альфа-излучающие радионуклиды. Суммарная альфа-активность в исследованных "горячих" частицах изменяется от 1 до 800 Бк (0,027 - 22 нКи), что на три порядка больше, чем у "горячих" частиц, образованных в результате ядерных взрывов или выбросов радиохимических заводов по регенерации отработавшего топлива. Поскольку определенная часть "горячих" частиц имеет размер меньше 10 мкм, то они могут поступать в организм человека ингаляционным путем. Особенно значимым этот путь поступления становится для механизаторов при проведении ими сельскохозяйственных работ.

На рисунке приведены графики зависимости коэффициентов фракционирования $f^{^{238}\text{Pu}, ^{144}\text{Ce}}$; $f^{^{239+240}\text{Pu}, ^{144}\text{Ce}}$

$f^{^{242}\text{Cm}, ^{144}\text{Ce}}$ от количества измеренных "горячих" частиц, у которых эти коэффициенты совпадают. Анализ приведенных графиков показывает, что в основном, значения отношений теоретически рассчитанных выходов ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ к ^{144}Ce для реактора РБМК совпадают с таковыми, полученными экспериментально, при этом $f^{^{238}\text{Pu}, ^{144}\text{Ce}} =$

$f^{^{239+240}\text{Pu}, ^{144}\text{Ce}} = 1$. Для ^{242}Cm такого совпадения не наблюдается. Значения отношений экспериментально получен-

ных выходов ^{242}Cm к ^{144}Ce отличаются от теоретически рассчитанных в 1,4 раза, что свидетельствует о меньшей тугоплавкости соединений ^{242}Cm по сравнению с соединениями



Графики зависимости коэффициентов фракционирования от количества измеренных "горячих" частиц, у которых эти коэффициенты совпадают

• — $f_{^{239+240}\text{Pu}, ^{144}\text{Ce}}$;

Δ — $f_{^{238}\text{Pu}, ^{144}\text{Ce}}$;

x — $f_{^{242}\text{Cm}, ^{144}\text{Ce}}$.

изотопов плутония или о допущенной ошибке в теоретических расчетах выходов ТУЭ. Данный факт требует дальнейшего изучения.

НЕКОТОРЫЕ ПРОБЛЕМЫ ПОЧВЕННОЙ ХИМИИ РАДИОНУКЛИДОВ ВЫБРОСА ЧАЭС НА ТЕРРИТОРИИ ПОЛЕСЬЯ

Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров,
Л. А. Орешич, О. В. Нечепоренко

Результаты исследований, проведенных после аварийного выброса ЧАЭС, показали, что радиоактивные выпадения представлены двумя компонентами (топливной и конденсационной), а загрязнение территории РВ представляет собой суперпозицию следов двух указанных компонент, причем их соотношение зависит от направления и расстояния до точки выброса. Наличие различных физико-химических форм выпадений, неопределенность их соотношения на разных следах выброса и динамики трансформации в почвах в связи с физико-химическими характеристиками, минералогическим составом и водным режимом последних предопределяют различную мобильность (миграционную спо-

собность и биологическую доступность) радионуклидов аварийного выброса.

Территория "дальних" следов выброса характеризуется загрязнением конденсационной компонентой выпадений РВ, представленной, в основном, радионуклидами цезия. Эти выпадения по физико-химическим свойствам, прежде всего растворимости, имеют высокое сходство с глобальными выпадениями РВ. Биологическая доступность радионуклидов цезия в почвах на территории, подвергшейся загрязнению конденсационной компонентой выпадений выброса ЧАЭС, значительно не отличается от таковой для радионуклидов цезия, внесенных в эти же почвы в водорастворимой форме (относительная биологическая доступность $^{134,137}\text{Cs}$ выпадений в почвах на указанной территории в 1988 г. варьировала в пределах 0,9 – 1,0) и определяется, в основном, физико-химическими свойствами и водно-физическими характеристиками почв. В связи с этим достаточно адекватные прогнозные оценки мобильности основных радиологически значимых радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs) могут быть получены на основе известных данных о поведении радионуклидов глобальных выпадений в конкретных почвах.

Территория "ближних" следов выброса характеризуется суперпозицией двух компонент выпадений – конденсационной (КК) и топливной (ТК), представленной твердофазными выпадениями различного дисперсного состава с матрицей преимущественно из оксидов урана, содержащих большой спектр продуктов деления, включая $^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{106}Ru , изотопы плутония, трансплутониевых элементов и др., с различным их соотношением на разных участках следов. Мобильность радионуклидов в почвах в этих условиях зависит в первую очередь от соотношения ТК и КК выпадений для конкретного радионуклида. Поскольку конденсационная компонента представлена, в основном, радионуклидами Cs, то даже при ТК:КК=1 при прочих равных условиях в начальный момент времени мобильность изотопов Cs на такой территории лишь в 2 раза будет отличаться от таковой для изотопов Cs на территории, загрязненной КК или глобальными выпадениями. Это подтверждается экспериментальными данными, показывающими, что относительная биологическая доступность $^{134,137}\text{Cs}$ выпадений в почвах в различных точках территории, характеризующейся суперпозицией следов ТК и КК выпадений (с долей ТК в суммарном загрязнении 0,3–0,6), в 1988 г. варьировала в пределах 0,4–0,7.

Для радиоизотопов Sr, а тем более изотопов Ce, Pu и радиоизотопов других тугоплавких химических элементов, практически полностью представленных топливной компонентой выпадений, мобильность в первую очередь определяется соотношением скорости деструкции топливных частиц, а также скорости и прочности сорбции выщелоченных радионуклидов твердой фазой почвы. В этом случае мобильность указанных радионуклидов в начальный момент времени может отличаться от таковой для радионуклидов в исходной водорастворимой форме на порядки величин, а процессы трансформации в зависимости от конкретных условий могут проходить с различной скоростью. В частности, содержание обменных форм ^{90}Sr в пробах почвы, отобранных в 1988–1989 гг. на территории, характеризующейся топливной компонентой выпадений, варьирует от 5–10 до 80–90%.

Скорость деструкции топливных частиц, матрица которых представлена оксидами урана неопределенного стехиометрического состава ($\text{UO}_2 - \text{U}_3\text{O}_8$), определяется, с одной стороны, их дисперсным составом, с другой – составом и свойствами почвенного раствора и твердой фазы почв (pH, E_h , состав и концентрация органических соединений, концентрация карбонатов и т.д.), механическим и минералогическим составом твердой фазы почвы, водным режимом и т.д. и может различаться в почвах различных участков следа в несколько раз. Известно, что при высоких значениях pH (> 8) и концентрации карбонат-ионов в растворе уран образует очень устойчивые растворимые уранилкарбонатные комплексы, а при концентрации карбонат-ионов в растворе 200 мг/л и выше сорбция U из раствора почвами резко снижается. Следует отметить, что на территории Полесья, характеризующейся загрязнением топливной компонентой выпадений, карбонатных почв практически нет. В связи с этим по сравнению с почвенно-химическими условиями типичных почв Полесья (слабокислая реакция почвенного раствора с низким для дерново-подзолистых или высоким для органогенных почв содержанием органического вещества) более высокие значения скорости растворения топливных частиц указанного состава на территории, характеризующейся топливной компонентой выпадений, очевидно, следует ожидать в некоторых случаях при контакте топливных частиц с водами р. Припять (pH 7,5–8,4, концентрация бикарбонат-ионов – 120–220 мг/л), а также при внесении больших доз извести в загрязненные почвы. В случае

внесения больших доз извести (по 1,5–2 $\text{H}_\text{т}$) могут сложиться условия, способствующие растворению оксидов урана и выщелачиванию радионуклидов из матрицы частиц. Это подтверждается результатами модельных экспериментов по изучению поведения радионуклидов в системе почва – топливные частицы – раствор, показывающими, что количество ^{137}Cs , экстрагированного из подвергнутых “мягкому” ($< 300^\circ\text{C}$) озолению образцов органогенной почвы с соотношением ТК/КК > 1 при многократной последовательной экстракции раствором $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{NaHCO}_3 + \text{CsCl}$, в 3–5 раз выше, чем при экстракции растворами $\text{CaCl}_2 + \text{CsCl}$, $\text{FeCl}_3 + \text{CsCl}$, ЭДТА + CsCl и др., а также результатами работы, в которой получены данные о значительном увеличении КП ^{137}Cs из почвы в растения при известковании почвы, характеризующейся соотношением ТК/КК, близким к единице.

Результаты модельных экспериментов по изучению деструкции топливных частиц показывают, что скорость деструкции субмикронных частиц выше по сравнению со скоростью деструкции частиц надмикронного размера. На рис. 1–4 представлены дан-

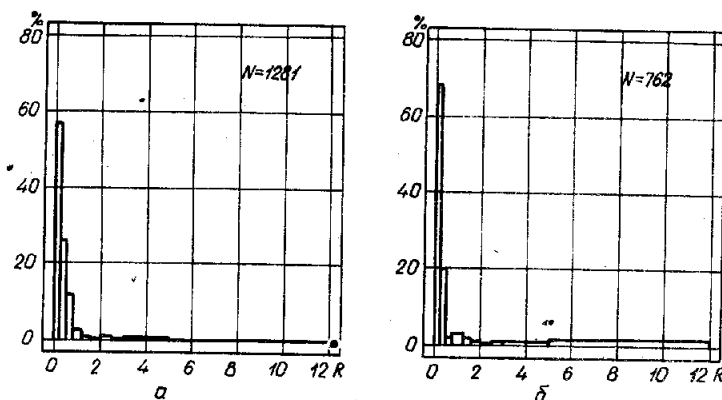


Рис. 1. Изменение дисперсного состава (R , мкм) топливных частиц (дерново-подзолистая песчаная почва, $20^\circ - 5$ км) в результате многократной последовательной экстракции раствором $\text{CsCl} + \text{CaCl}_2$:

а – до экстракции; б – после экстракции.

ные об изменении дисперсного состава топливных частиц в почвах, отобранных на различных следах выброса, при многократной последовательной экстракции (14–15 стадий) раствором

$\text{CsCl} + \text{CaCl}_2$. Результаты экспериментов показывают, что при указанных условиях в течение года суммарное количество частиц в почве, отобранной на различных следах выброса (отбор

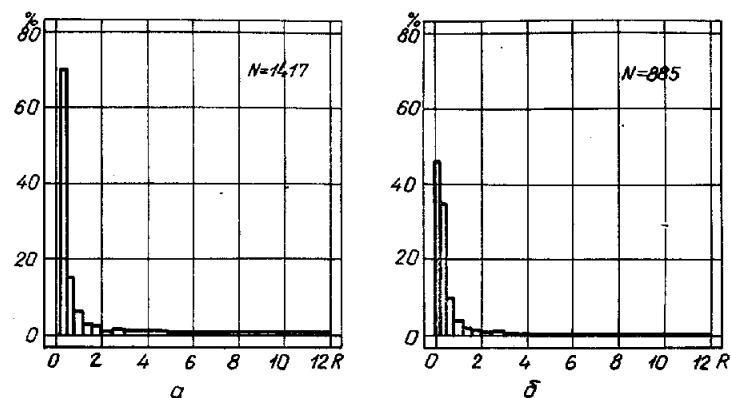


Рис. 2. Изменение дисперсного состава (R , отн.ед.) топливных частиц (торфяно-болотная почва, $80^\circ - 5$ км) в результате многократной последовательной экстракции раствором $\text{CsCl} + \text{CaCl}_2$:
а - до экстракции; б - после экстракции.

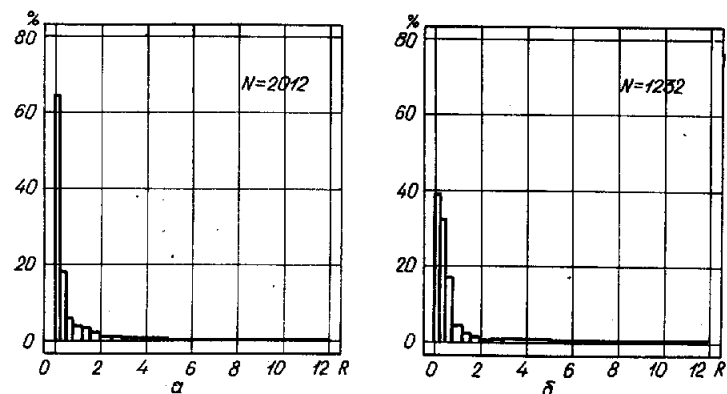


Рис. 3. Изменение дисперсного состава (R , отн.ед.) топливных частиц (дерново-подзолистая песчаная почва, $290^\circ - 5$ км) в результате многократной последовательной экстракции раствором $\text{CsCl} + \text{CaCl}_2$:
а - до экстракции; б - после экстракции.

1989 г.), снижается на 30-40%. При этом абсолютное количество более крупных частиц ($R > 5$ мкм) снижается незначительно, а количество частиц субмикронного размера, видимо, пополняется за счет разрушения частиц промежуточного размера (1-5 мкм).

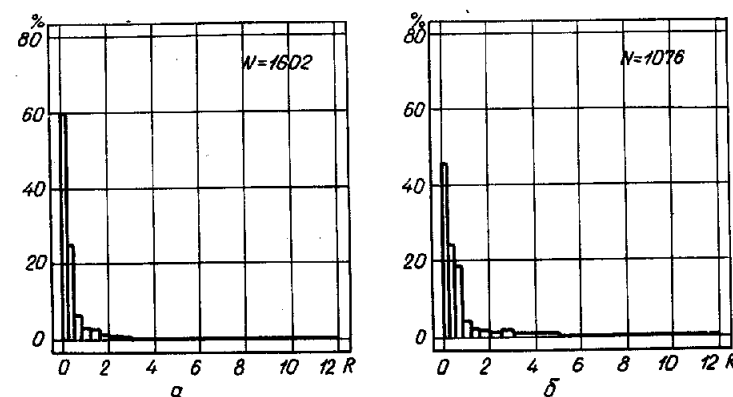


Рис. 4. Изменение дисперсного состава (R , отн.ед.) топливных частиц (дерново-подзолистая песчаная почва, $320^\circ - 5$ км) в результате многократной последовательной экстракции раствором $\text{CsCl} + \text{CaCl}_2$:
а - до экстракции; б - после экстракции.

Повышенное внимание к изучению трансформации радионуклидов в почвах на следах выброса вызывается также специфической почвенными условиями Полесья - наличием минеральных почв легкого механического состава с низким содержанием минералов с трехслойной решеткой (монтмориллонит и др.) и стабильных носителей радиоизотопов Sr и Cs - кальция и калия, а также органогенных почв, характеризующихся слабой сорбцией радиоизотопов цезия.

Повышенная мобильность радиоизотопов цезия в органогенных почвах по сравнению с минеральными достаточно четко прослеживается при анализе полученных в модельных экспериментах данных о коэффициентах диффузии ^{90}Sr и ^{137}Cs в типичных почвах Полесья (П - слабогумусированный песок, СП - дерново-подзолистая супесчаная, Т - торфяно-болотная) при различной влажности последних (табл. 1).

Результаты работ по изучению закрепления радионуклидов и деструкции топливных частиц в почвах, проводимых с использо-

Т а б л и ц а 1

Значения коэффициентов диффузии ^{90}Sr и ^{137}Cs в типичных почвах Полесья (среднее из рассчитанных по 2 моделям)

Почва	Нуклид	Влажность, % ПВЕ	Коэффициент диффузии $\times 10^{-8}$, $\text{см}^2/\text{с}$
П	^{90}Sr	30	22 ± 1
"	"	60	28 ± 3
"	"	100	51 ± 5
СП	"	30	10 ± 1
"	"	60	14 ± 3
"	"	100	17 ± 1
ТБ	"	30	$0,56 \pm 0,01$
"	"	60	$4,4 \pm 0,2$
"	"	100	13 ± 1
П	^{137}Cs	30	$0,55 \pm 0,04$
"	"	60	$0,75 \pm 0,15$
"	"	100	$1,3 \pm 0,5$
СП	"	30	$0,9 \pm 0,1$
"	"	60	$1,7 \pm 0,1$
"	"	100	$1,7 \pm 0,5$
ТБ	"	30	$1,7 \pm 0,3$
"	"	60	10 ± 4
"	"	100	36 ± 5

ванием методов изотопного обмена, ультрафильтрации, диализа, автордиографии и трековой радиографии на образцах почв, отобранных в 1988–1990 гг. в различных точках 30-км зоны и характеризующихся различным соотношением ТК/КК вы-

падения, показали существенное влияние физико-химических свойств почвы и характеристик выпадений на выщелачивание радионуклидов и их закрепление в твердой фазе почвы.

При последовательной 2–3-кратной экстракции раствором CsCl нативных образцов почв из твердой фазы извлекалось 4–12% ^{137}Cs , 0–2% ^{144}Ce (табл. 2). После "мягкого" сжигания ($< 300^\circ\text{C}$) органического вещества почв при многократной последовательной экстракции раствором $\text{CsCl} + \text{CaCl}_2$ дополнительно извлекалось 8–33% ^{137}Cs , 0–2% ^{144}Ce . При этом присутствия ^{106}Ru в экстрактах не обнаружено. Дальнейшая обработка образцов раствором Тамма (растворение оксидов железа) привела к переходу в раствор определенного количества радионуклидов. Суммарное количество экстрагированных радионуклидов при указанных последовательных экстракциях в зависимости от физико-химических свойств почв и соотношения компонент выпадений составляет: ^{137}Cs – 30–60%; ^{144}Ce – 0–14%; ^{106}Ru – 0–31%. Наличие ^{144}Ce в ультрафильтрате ($< 0,02$ мкм) и диализате свидетельствует о присутствии радионуклида в растворе в виде коллоидных частиц и/или ионных или молекулярных форм. Результаты трековой радиографии проб ультрафильтрата ($< 0,12$ мкм) показали наличие небольшого количества топливных частиц субмикронного размера. Отмечены различия в распределении ^{137}Cs в твердой фазе разных "гранулометрических" фракций почвы (крупные фракции значительно обогащены частицами отмершего растительного материала) и переходе радионуклида в раствор (табл. 3). Как правило, количество ^{137}Cs , экстрагированного из различных фракций нативных образцов почвы, не различается, однако после "мягкого" озоления органического вещества количество экстрагированного ^{137}Cs из более крупных фракций в 1,5–3 раза выше. Изотопное отношение $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ практически одинаково для всех фракций, хотя удельные активности радионуклидов в различных фракциях разные. На некоторых почвах отмечено статистически достоверное снижение изотопного отношения $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ на 15–20% для первых 5–6 стадий экстракций, затем это отношение приближается к значению такого для исходной почвы (табл. 4).

Сопоставление экспериментальных данных об экстракции радионуклидов и расчетных данных о соотношении топливной и конденсационной компонент выпадений для различных точек отбора проб показало, что из образцов почвы с близкими долями

Т а б л и ц а 2

Выщелачивание радионуклидов в системе почва - топливные частицы при последовательной экстракции различными растворами, % от валового

Экстрагент	Д о о з о л е н и я			106Ru
	Кратность экстракции	144Ce	137Cs	
CsCl	2-3	0-2	4-12	0
П о с л е о з о л е н и я п р и 300°C				
CsCl + CaCl ₂	7	0-2	8-33	0
Раствор Тамма	5-8	0-10	9-25	0-31
Сумма		0-14	30-60	0-31

56

Т а б л и ц а 3

Выщелачивание ¹³⁷Cs раствором CsCl+CaCl₂ из почв в зависимости от "гранулометрического" состава

№	Фракция, мм	$\frac{144\text{Ce}}{137\text{Cs}}$ на 01.88 г.	До озоления		После озоления		Всего
			число- экстрак- ций	%	число экстрак- ций	%	
1	<0,25 0,25-0,5	1,0 0,7	2 2	10,6 12,8	5 5	19,0 15,0	29,6 26,8
2	<0,25 0,25-0,5 >1	0,1 0,09 0,15	2 2 2	8,6 8,6 7,5	5 5 5	8,5 20,7 26,8	17,1 29,3 34,3
3	<0,25 0,25-0,5	1,1 1,5	2 2	11,5 11,6	5 5	19,3 24,6	30,8 36,2
4	<0,25 0,25-0,5	1,1 1,1	2 2	9,7 9,5	5 5	7,9 11,7	17,6 21,2

57

Т а б л и ц а 4

Значения изотопного отношения $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в почве и растворе экстрагентов при многократной последовательной экстракции

Экстрагент (стадия)	Почва 1 (N=9)	Почва 2 (N=9)
Почва (исходный образец)	$0,220 \pm 0,003$	$0,193 \pm 0,006$
CsCl (до озоления):		
1	$0,184 \pm 0,002$	$0,190 \pm 0,004$
2	$0,186 \pm 0,004$	$0,185 \pm 0,003$
$\text{CsCl}+\text{CaCl}_2$ (после озоления)		
3	$0,183 \pm 0,005$	$0,194 \pm 0,014$
4	$0,185 \pm 0,002$	$0,197 \pm 0,005$
5	$0,189 \pm 0,005$	$0,195 \pm 0,006$
6	$0,200 \pm 0,007$	$0,199 \pm 0,008$
7	$0,200 \pm 0,003$	$0,185 \pm 0,006$
8	$0,211 \pm 0,009$	$0,211 \pm 0,011$

топливной и конденсационной компонент экстрагировано до 60-80% ^{137}Cs , выпавшего в виде конденсационной компоненты. Авторадиография образцов почв после проведения всего цикла экстракций показала наличие в почвах большого количества топливных частиц, в том числе надмикронного размера.

С использованием метода изотопного разбавления проводили сравнительную оценку динамики подвижных (водорастворимых, обменных, кислоторастворимых) форм ^{137}Cs в почвах с различными исходными физико-химическими характеристиками радионуклида (внесенного в почву в водорастворимой форме и попавшего в почву с выпадениями выброса ЧАЭС при соотношении топливной и конденсационной компонент 0-1). Отмечена сходная динамика трансформации ^{137}Cs примерно в половине используемых в эксперименте почв, в некоторых почвах отмечено более быстрое закрепление в твердой фазе радионуклида,

Т а б л и ц а 5

Изотопное отношение $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ в почвах, растениях и подвижных формах

Вариант	d п	d р	d обм	дкисл
1	$6,0 \pm 0,7$	$6,2 \pm 0,2$	$6,0 \pm 0,1$	$6,0 \pm 0,2$
2	$6,5 \pm 0,8$	$6,8 \pm 0,4$	$7,5 \pm 1,7$	$6,4 \pm 1,3$
3	$6,0 \pm 0,2$	$5,6 \pm 0,2$	$5,5 \pm 0,4$	$5,1 \pm 1,0$
4	$6,5 \pm 0,3$	$5,4 \pm 0,3$	$7,2 \pm 0,9$	$7,5 \pm 0,4$
5	$6,1 \pm 0,1$	$5,8 \pm 0,2$	$6,0 \pm 0,1$	$5,6 \pm 0,2$
6	$6,0 \pm 0,1$	$6,1 \pm 0,3$	$5,5 \pm 0,4$	$6,0 \pm 0,2$
7	$6,1 \pm 0,1$	$5,6 \pm 0,4$	$6,5 \pm 0,3$	$5,7 \pm 0,4$
8	$5,9 \pm 0,1$	$6,0 \pm 0,6$	$5,6 \pm 0,6$	-
9	$7,3 \pm 0,4$	$7,0 \pm 0,2$	$8,0 \pm 0,8$	$8,0 \pm 1,0$
1P	$16,1 \pm 0,1$	$20,0 \pm 1,0$	$31,3 \pm 4,2$	$17,5 \pm 1,6$
2P	$14,1 \pm 1,6$	$16,1 \pm 1,3$	$11,4 \pm 1,6$	$14,7 \pm 3,0$
3P	$12,2 \pm 0,2$	$13,3 \pm 0,7$	$18,5 \pm 0,3$	$15,2 \pm 0,2$
4P	$14,1 \pm 1,0$	$13,3 \pm 1,2$	$17,2 \pm 3,6$	-
5P	$11,6 \pm 0,2$	$12,3 \pm 0,3$	$14,9 \pm 1,7$	$16,9 \pm 2,0$
6P	$12,5 \pm 0,9$	$12,2 \pm 0,4$	$11,9 \pm 1,4$	$12,8 \pm 0,3$
7P	$13,7 \pm 0,2$	$32,2 \pm 2,1$	$35,7 \pm 1,2$	$14,3 \pm 1,0$
8P	$13,2 \pm 0,2$	$16,4 \pm 0,8$	$45,4 \pm 5,1$	$21,3 \pm 2,3$
9P	$13,2 \pm 1,3$	$13,7 \pm 0,4$	$20,8 \pm 1,3$	$14,1 \pm 1,9$

внесенного в водорастворимой форме. Анализ значений изотопных отношений $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ (искусственно измененных перед началом экспериментов) в почвах, вытяжках из почв и растениях (табл. 5) наряду с наличием слабых корреляционных связей между коэффициентами накопления ^{137}Cs растениями и содержанием в почве подвижных форм радионуклида свидетельствует о необходимости критического подхода к использованию известного теста (содержание в почве обменных форм ^{137}Cs) для прогнозирования биологической доступности радионуклида для растений. Указанный факт является естественным, если учесть следующие обстоятельства.

Основным механизмом сорбции ^{90}Sr и его стабильного носителя Са твердой фазой почвы является ионный обмен, в связи с чем использование данных о содержании обменных форм (экстрагируемых раствором ацетата аммония) радионуклида в почве для оценки его биологической доступности является оправданным и позволяет получить достаточно адекватные оценки. Доля же ионообменно сорбированных твердой фазой почвы ^{137}Cs и его стабильного носителя К составляет примерно десятую часть и менее от валового содержания их в почве, причем распределение ^{137}Cs и К по компонентам почвы и соответственно прочность связи в различных почвах могут существенно различаться. Такие же различия имеют место в распределении в компонентах почв ^{137}Cs и стабильного цезия — изотопное отношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в почве и различных почвенных вытяжках различается в 2 раза. В связи с изложенным поиск адекватных и достаточно экспрессных тестов для оценки биологической доступности ^{137}Cs в почвах требует дальнейших усилий.

С использованием колоночной гель-хроматографии изучается распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs между органическими и минеральными компонентами, а также молекулярно-массовое распределение радионуклидоорганических соединений в почвенном растворе на территории с различным соотношением топливной и конденсационной компонент выпадений. В почвенном растворе органогенных почв около 60% ^{90}Sr и ^{137}Cs представлено водорастворимыми нуклидоорганическими соединениями, основная часть которых характеризуется молекулярной массой $(7,2-8,7) \times 10^2 \text{ Da}$. С другой стороны, в почвенном растворе дерново-подзолистых песчаных почв около 80% ^{90}Sr представлено минеральной компонентой почвенного раствора. Моле-

кулярная масса ^{90}Sr -органических соединений варьирует в пределах $(4,7-5,1) \times 10^2 \text{ Da}$.

ВЛИЯНИЕ ВТОРИЧНОГО ПЫЛЕПЕРЕНОСА РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ В ЗОНЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

Н. А. Лошилов, В. А. Кашпаров,
В. П. Процак

При планировании мероприятий по дезактивации населенных пунктов на территории, загрязненной радиоактивными веществами в результате аварии на ЧАЭС, следует учитывать возможность повторного (вторичного) радиоактивного загрязнения в результате действия природных факторов (ветровой перенос, горизонтальная миграция со сточными водами и т.д.) или загрязнения антропогенного характера.

Изучена возможность вторичного радиоактивного загрязнения дезактивированного населенного пункта при проведении сельскохозяйственных работ на окружающих полях севооборота.

В качестве объекта исследований был выбран населенный пункт — с. Ясени Брагинского района Гомельской области БССР — на удалении от ЧАЭС 45 км в направлении на северо-северо-запад ($\approx 200^\circ$) от аварийного блока. Выбор обусловлен следующими причинами:

- 1) население выселено в 1986 г.
- 2) дезактивация проведена в начале 1988 г.;
- 3) на окружающих полях севооборота проводятся сельскохозяйственные работы;
- 4) через населенный пункт осуществляется движение автотранспорта;
- 5) радиоактивное загрязнение территории представляет собой суперпозицию конденсационной (^{137}Cs , ^{134}Cs) и топливной компонент выпадений;
- 6) уровни радиоактивного загрязнения окружающих сельскохозяйственных угодий характеризуются значительным градиентом и превышают загрязнение в самом населенном пункте в 5–10 раз.

Определение плотностей загрязнения населенного пункта Ясени и прилегающей к нему в радиусе 3 км территории производилось путем измерения на однородность мощности экспозици-

онной дозы с последующим отбором проб почвы по стандартной методике на глубину 20 см. Измерение радионуклидного состава почвенных проб осуществлялось на гамма-спектрометрическом комплексе "ADCAM-300" с полупроводниковым детектором из высокочистого германия GEM-30185 фирмы "GE & G ORTEC" (США).

Соотношение активности цезия-137 и церия-144, а также автораддиография почвенных проб показали, что загрязнение территории обусловлено суперпозицией выпадений радиоактивных веществ, вышедших из разрушенного реактора как в газовой фазе (доля конденсационного ^{137}Cs меняется от 82 до 94% с севера на юг), так и в виде горячих частиц (мелкодисперсная топливная компонента). Это позволяет оценить вклад каждой из этих составляющих во вторичное загрязнение территории. Населенный пункт находится на значительном градиенте плотностей выпадений радиоактивных веществ с юга на север (от 2 МБк $\cdot$ м $^{-2}$ до 0,2 МБк $\cdot$ м $^{-2}$ по ^{137}Cs и от 0,5 МБк $\cdot$ м $^{-2}$ до 0,1 МБк $\cdot$ м $^{-2}$ по ^{144}Ce на сентябрь 1988 г.), обусловленном движением радиоактивного облака. Этим же объясняется меньшее загрязнение горячими частицами северных частей построек, что показала их автораддиография.

Изучение динамики вторичного загрязнения населенного пункта производилось с 31 августа по 27 октября 1988 г. - в период наибольшего ветрового подъема в сухую погоду при интенсивном ведении сельскохозяйственных работ на окружающих полях.

Для этой цели вдоль дорог, проходящих через населенный пункт, через каждые 200 м на высоте 1 м были установлены 14 планшетов размером 0,2х0,2 м из ткани Петрянова "ФПП-15-1,5". В этих же реперных точках производились измерения мощности экспозиционной дозы. Вдали от дороги на открытых "целинных" участках в северной, южной и западной частях с. Ясени были сделаны "почвенные" планшеты - опытные площадки размером 2х2 м. Для этого был снят верхний слой почвенного покрова на глубину 20 см, что позволило снизить загрязнение почвы на опытных площадках в 20-40 раз.

Вблизи опытных площадок на высоте 1 м и на поверхности почвы дополнительно были установлены планшеты из ткани Петрянова размером 0,7х0,7 м, а также изокINETические пробоотборники для оценки концентрации радиоактивных веществ в воздухе.

Замена планшетов, отбор проб грунта на опытных площадках и измерения мощности экспозиционной дозы производились через каждые 15-20 дней. Измерения радионуклидного состава образцов осуществлялись с помощью гамма-спектрометрии.

Анализ полученных данных показывает, что пылеперенос радиоактивных веществ (для ^{137}Cs менее 0,7 Бк $\cdot$ (м 2 $\cdot$ сут) $^{-1}$ даже в период проведения сельскохозяйственных работ в радиусе 5 км - культивация почвы и сев озимых на юге, западе и востоке от с. Ясени, уборка кукурузы на юге и западе - не оказывает сколь-нибудь существенного влияния на вторичное загрязнение населенного пункта. Не было обнаружено достоверных изменений мощности экспозиционной дозы в реперных точках и загрязнения почвенных планшетов, обусловленных вторичным переносом радиоактивных веществ, даже на следующий год.

Более высокая степень загрязнения планшетов, расставленных вдоль дорог (до 2,5 Бк $\cdot$ (м 2 $\cdot$ сут) $^{-1}$ по ^{137}Cs), по сравнению с планшетами вблизи опытных площадок обусловлена вторичным пылеобразованием при движении через населенный пункт автотранспорта. Случайные всплески уровней активности на отдельных планшетах связаны с единичными попаданиями на них горячих частиц, что подтверждено методом автораддиографии. Концентрация в воздухе ^{137}Cs была ниже 0,02 Бк $\cdot$ м $^{-3}$. Достоверных различий в пылепереносе горячих частиц и конденсационного цезия обнаружено не было.

Изучение закономерностей загрязнения территории за счет пылепереноса радиоактивных веществ непосредственно при проведении сельскохозяйственных работ проводилось во время культивации поля, расположенного в 1-2 км на юг от с. Ясени. Размеры поля и тип почвы характерны для зоны украинско-белорусского Полесья. Плотность загрязнения пахоты на этом поле по ^{137}Cs составляла порядка 2 МБк $\cdot$ м $^{-2}$, а по ^{144}Ce - 0,5 МБк $\cdot$ м $^{-2}$.

Перпендикулярно движению трактора ДТ-75, вдоль направления ветра (скорость ветра 7 м $\cdot$ с $^{-1}$) на разных расстояниях на высоте 1 м были установлены планшеты с тканью Петрянова размером 0,7х0,7 м. Влажность дерновоподзолистой супесчаной почвы на время эксперимента была 12%. Наблюдалось сильное пылеобразование - концентрация пыли в кабине трактора составляла величину порядка 70 мг $\cdot$ м $^{-3}$. За время экспозиции планшетов (4 ч) трактор совершил 23 прохода около пробоотборников, первоначально установленных на расстоянии 10,

50, 200 и 500 м от него. Загрязнение планшетов ^{137}Cs от линейного источника составило (21 ± 2) Бк $\cdot$ м $^{-2}$, (19 ± 4) Бк $\cdot$ м $^{-2}$, (11 ± 1) Бк $\cdot$ м $^{-2}$ и $(5,6 \pm 0,4)$ Бк $\cdot$ м $^{-2}$ соответственно.

С 08.09 по 15.09.88 г. на этом же свежеспаханном поле планшетами были измерены "фоновые" (т.е. в отсутствии проведения сельскохозяйственных работ) значения пылепереноса радиоактивных веществ, которые составили для ^{137}Cs величину (5 ± 1) Бк $\cdot$ м $^{-2}$. Таким образом, пылеперенос радиоактивных веществ при проведении сельскохозяйственных работ (порядка 10 Бк $\cdot$ (м 2 $\cdot$ сут) $^{-1}$) более чем на порядок выше "фоновых" значений ($0,7$ Бк $\cdot$ (м 2 $\cdot$ сут) $^{-1}$), однако, учитывая сезонный характер ведения сельскохозяйственной деятельности, следует сделать вывод о соизмеримости влияния обоих факторов на степень вторичного загрязнения дезактивированных населенных пунктов. Эти результаты хорошо согласуются с приведенными выше данными, полученными в самом населенном пункте Ясени.

Экспериментальные исследования проводились при отсутствии атмосферных осадков и низкой влажности воздуха и почвы, т.е. в условиях, способствующих пылеобразованию при техногенном воздействии на почвенный покров.

Таким образом, оценка максимального годового пылепереноса (750 Бк $\cdot$ (м 2 $\cdot$ год) $^{-1}$) показывает, что влияние природных факторов и техногенного воздействия на почвенный покров, в том числе ведение сельскохозяйственных работ, не оказывает сколь-нибудь значимого влияния на возможное вторичное радиоактивное загрязнение дезактивированных населенных пунктов, расположенных на территории с плотностью загрязнения по ^{137}Cs до 2 МБк $\cdot$ м $^{-2}$.

ВЕТРОЭРОЗИОННЫЕ ПРОЦЕССЫ И ОСОБЕННОСТИ СОЗДАНИЯ ОПТИМАЛЬНЫХ КОМПЛЕКСНЫХ РЕШЕНИЙ ОХРАНЫ ПОЧВ В ЗОНЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РАДИОНУКЛИДАМИ

Б. С. Пристер, Н. П. Омеляненко,
Л. В. Перепелятникова,
А. Б. Лавровский

Почвы загрязненных территорий имеют в основном легкий механический состав. Содержание физической глины в них (частиц диаметром менее $0,01$ мм) часто не превышает 10% , т.е.

почвы по механическому составу связнопесчаные. Илистой фракции (диаметр частиц менее $0,001$ мм) всего $3-5\%$. Поэтому как свидетельствуют данные микроагрегатного анализа, агрегатированность почв незначительная. При сухом просеивании агрегатов диаметром менее 1 мм содержится $95-98\%$. Основное количество агрегатов имеет диаметр $0,05-0,25$ мм. Содержание гумуса в почвах – в пределах $0,8-1,2\%$. Более 60% β -активных радионуклидов находится в слое $0-2$ см.

Такие физические и химические свойства почв обуславливают интенсивное развитие дефляционных процессов. В связи с климатическими особенностями наибольший ветровой перенос почвы наблюдается весной и осенью. Вместе с переносом почвенного материала происходит горизонтальная миграция радионуклидов. Осуществление на однородных элементах ландшафта различных хозяйственных механизмов использования земельных угодий в зависимости от уровней загрязнения радионуклидами существенно усложняет задачу охраны почв и предотвращения миграции радионуклидов.

В системе мероприятий по созданию экологически сбалансированных агроландшафтов на первый план выдвигается выделение природно-территориальных комплексов (эколого-технологических групп почв) сельскохозяйственного использования земель. Выделение проводят с учетом морфометрических характеристик рельефа и состояния почвенного покрова, микроклиматических и гидрологических особенностей.

Для различных эколого-технологических групп почв создается специфический комплекс почвоохранных мероприятий постоянного и временного действия.

Проектирование мероприятий постоянного действия осуществляют с помощью специальных методов, позволяющих определить их физические и инженерные параметры, а также оптимально использовать на элементах рельефа.

Мероприятия временного действия (почвоохранные технологии возделывания сельскохозяйственных культур) наиболее сложны и практически не разработаны для создавшихся условий после аварии на ЧАЭС. Особенность технологических решений обусловлена тем, что последние должны быть корректными генезису почв, а также макро- и микроклиматическим характеристикам природно-территориальных комплексов.

Рассмотрены вопросы первичного прогноза эрозионных процессов, оценки эффективности почвоохранных мероприятий и их

систем, обеспечивающих проектирование и создание устойчивых агроландшафтов.

Математические модели прогноза потерь почвы при эрозионных процессах разработаны на основании исследований, проведенных на территории Украины. Обобщены результаты аналогичных исследований в стране и за рубежом.

При разработке моделей исходили из следующих общих положений:

каждый фактор должен оказывать существенное влияние на результативный признак;

информация о количественном выражении фактора должна быть легкодоступной, содержаться в справочной литературе, а также в материалах почвенных, агрохимических и других обследований землепользования хозяйств;

модель должна быть открытой и позволять подключать к блокам основных факторов дополнительные коэффициенты без проведения новых исследований;

совокупное влияние факторов должно обеспечить высокую надежность результатов и поиск оптимальных решений;

информация по содержанию в почвах агрохимикатов, тяжелых металлов, радионуклидов должна обеспечить прогноз загрязнения окружающей среды продуктами эрозии.

Прогнозирование потерь почвы при ветровой эрозии и оптимизации почвоохранных мероприятий

Модель определения потерь почвы при ветровой эрозии имеет вид:

$$A_w = 0,001 \cdot l \cdot b \cdot t (K_v \cdot V_m)^3 \cdot a^{-1} \cdot p^{-1} \cdot K_{op} \cdot K_{pi} \cdot K_{ps} \cdot K_z, (1)$$

- где A_w — потеря почвы, т/га;
 l — длина свободного пробега эрозионно опасного ветра (ширина поля), м;
 b — длина поля в направлении, перпендикулярном эрозионно опасным ветрам, м;
 t — длительность эрозионно опасного ветра, ч;
 V_m — скорость эрозионно опасного ветра (средняя величина), м/ч;
 K_v — поправочный коэффициент изменения скорости воздушного потока на различных элементах рельефа;
 a — расстояние, на котором перенос почвенного материала достигает максимального значения;
 p — площадь поля (участка), га;

- K_{op} — коэффициент почвозащитной эффективности растительности или ее остатков;
 K_{pi} — коэффициент почвозащитной эффективности агротехнических мероприятий;
 K_{ps} — коэффициент почвозащитной эффективности мероприятий постоянного действия;
 K_z — содержание загрязняющих веществ.

Рельеф местности оказывает существенное влияние на изменение скорости воздушного потока в приземном слое. Поэтому фактические величины скорости ветра во время ветровой эрозии, по данным метеорологических станций и постов, корректируются для конкретных полей или участков (табл. 1).

Расстояние, на котором происходит насыщение воздушного потока почвенным материалом "а", зависит от ряда свойств почв и в частности от устойчивости структурных элементов к разрушению под влиянием погодных изменений (увлажнение, высушивание, промораживание, оттаивание) и способности образовывать фракции (агрегатов и частиц) менее 1 мм.

Для почв легкого механического состава северной Лесостепи и Украинского Полесья:

$$a_w = 0,05 (20,0 - 0,1 \cdot X_{sc}) (25,0 + 0,6 \cdot X_3) (6,0 + 0,6 \cdot \beta), (2)$$

Использование показателя "а" позволяет интегрировать генетически разные почвы, но с одинаковой податливостью к ветровой эрозии, (табл. 2).

Защита почв от эрозии в агроландшафте возможна только при оптимальном сочетании мероприятий постоянного (длительного) действия с почвозащитными технологиями возделывания сельскохозяйственных культур.

Ветроэрозионные процессы в данной зоне наблюдаются в основном в зимне-весенний период и осенью. В это время защитить обрабатываемую почву могут только многолетние травы, озимые колосовые, специальные посевы промежуточных культур, а также пожнивные остатки (стерня, мульча). Защитная роль растительности или ее остатков определяется через величину "открытость фона" и корректирующий коэффициент K_{of} (табл. 3). Установлено, что если поверхность почвы открыта менее чем на 35-40%, она ветроустойчива.

В зимне-весенний период наиболее устойчивы фоны многолетних трав, озимых колосовых в стадии кущения и промежу-

Т а б л и ц а 1

Коэффициенты (K_v) изменения скорости ветра
при различном рельефе местности

Форма рельефа	K_v
Открытое ровное пространство	1,00
Относительное превышение, м:	
50	1,15
100	1,35
200	1,45
300	1,60
500	2,25
Склоны и их части крутизной 3-10°:	
наветренный: верхняя	1,15
средняя	1,00
нижняя	0,90
подветренный: верхняя	0,75
средняя	0,80
нижняя	0,85
параллельный ветру: верхняя	1,00
средняя	0,85
нижняя	0,75
Склоны, параллельные ветру, крутизной 10-20°	1,35
Возвышения с плоскими вершинами и пологими в верхней части склонами	

Продолжение табл. 1

Форма рельефа	K_v
Верхние части наветренных склонов	1,25
средние и нижние части	1,15
подветренные (крутизна 1-3°)	1,45
Долины, ложины	
Дно и нижние части склонов долин, ложин, продуваемых ветром	1,35
Средние и верхние части склонов долин	1,30
Просеки в лесных массивах (совпадение воз- душного потока с направлением просеки), ширина, м:	
10	2,8
24	2,4
36	2,0
50	1,9
75	1,5
100	1,2

Т а б л и ц а 2

Показатель разрушаемости и расстояние "а"
для почв Полесья

Показатель разрушаемости, %	Расстояние "а", м
50	850
51-60	700
61-75	600
75	450-400

Т а б л и ц а 3

Почвозащитная эффективность растительности и ее остатков

Культура	Открытость фона, %	Корректирующий коэффициент, $K_{\text{оф}}$
Многолетние травы:	первый год	10-20
		0,03
		30-40
	второй год	0,08
		50-60
		0,45
Озимая пшеница	10-20	0,01
		30-40
	30-40	0,06
Солома и стерня озимых колосовых	10-30	0,04
		40-50
	30-40	0,30
		60-80
Солома и стерня яровых колосовых	30-40	0,75
		0,3
	30-10	0,04
Измельченные остатки кукурузы и подсолнечника	30-10	0,06-0,04
		50-40
	50-40	0,45
	70-60	0,08
		50-40
	30	0,45-0,35
		0,1-0,07

Т а б л и ц а 4

Почвозащитная эффективность агротехнических мероприятий^х

Вид обработки или агрофон	Фактор $K_{\text{рл}}$
Промежуточные посевы (сплошной посев)	0,60
открытость фона, %:	
50	0,20
40	0,15
30	0,04
Буферные полосы:	
по отвальной зяби	0,80
по стерневому фону	0,30
Создание ветроустойчивого микро рельефа:	
посев стерневыми сеялками	0,60
чизелевание стерневого фона	0,05
чизелевание отвальной зяби	0,75
Буферные полосы (травяные) в междурядьях молодого сада:	
в каждом междурядье	0,15
через одно междурядье	0,35

^хОбобщенные данные по литературным источникам.

точные посевы (открытость фона – менее 35%). Озимые культуры, идущие по непаровым предшественникам, заканчивают предзимнее развитие зачастую в стадии 3-го листа (открытость фона – более 60%). Почвозащитная способность такого фона существенно ниже. Стерня и мульча из соломы зерновых колосовых в количестве более 1,3 т/га формируют ветроустойчивую поверхность. За осенне-зимний период может минерализоваться

Т а б л и ц а 5

Почвозащитная эффективность мероприятий постоянного действия

Вид почвоохраняющих мероприятий	Фактор K_{PS}
Контурно-полосное размещение культур при крутизне склонов:	
наветренные 1-3°	0,30
3-5°	0,45
5-7°	0,70
подветренные 1-5°	0,25
7°	0,15
Полезащитные лесные полосы:	
система лесополос	0,25
одионочная	0,35

Т а б л и ц а 6

Коэффициенты определения эффективной высоты барьера (K_H)

Уклон, градус	Коэффициенты поправки высоты барьера	
	Наветренный склон	Подветренный склон
1-3	0,9	1,2
3-5	0,8	1,3
5-8	0,7	1,4

до 50-60% пожнивных остатков. Поэтому на эрозионно опасном участке с осени во время уборки необходимо оставить не менее 2,5 т/га соломы.

Пожнивные остатки пропашных культур (кукуруза, подсолнечник) в 1,5-3 раза уступают по почвозащитной эффективности культурам сплошного сева (даже при оставлении всей побочной продукции открытость фона достигает 60-70% и более). Рационально пропашные размещать полосами между культурами сплошного сева.

В табл. 4 приведена почвозащитная эффективность отдельных агротехнических мероприятий. Следует отметить, что при обработке почвы даже противоэрозионными орудиями, часть пожнивных остатков разрушается и заделывается в более глубокие слои.

Мероприятия постоянного действия весьма эффективны, однако обеспечить защиту почв от ветровой эрозии могут только в комплексе со специальной агротехникой (табл. 5).

Следует отметить, что в период сильных ветров полезащитные лесные полосы, как правило, не облиственны. Поэтому эффект их защиты заметно снижается.

Зона действия лесных массивов, лесных полос или кулис на равнине составляет 10 высот (9 на заветренной и 1 перед подветренной стороной). В условиях выраженного рельефа зона их влияния существенно изменяется. В табл. 6 приведены коэффициенты определения "эффективной высоты" барьеров. Средняя величина высоты барьеров умножается на соответствующий коэффициент.

В табл. 7 представлены данные о возможной потере почвенного материала и миграции радионуклидов на открытых агрофонах, а также фактические потери на задерненных участках (залежь, выведенная из оборота в результате загрязнения радионуклидами пашни). Поэтому при проведении мероприятий по предотвращению дефляционных процессов и вторичного загрязнения радионуклидами "чистых" площадей следует учитывать ландшафтные особенности загрязненных территорий, в частности рельеф и движение воздушных масс, а также применять комплекс агротехнических, гидротехнических и других мероприятий.

Потери почвы и горизонтальная миграция радионуклидов процессами при средней плотности загрязнения $1 \cdot 10^3$ Бк/кг

Вид эрозии, сезон	Вероятность	Потери почвы и радионуклидов		
		Почва, т/га	В том числе	
			Физическая глина, т/га	Гумус, т/га
Ветровая, весна	Раз в 9-11 лет	30,0	1,3	0,24
Осень	Локально ежегодно	21,6	0,9	0,17
Итого		51,6	2,2	0,41

ОЦЕНКА ОТНОСИТЕЛЬНОЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ДОСТУПНОСТИ ЦЕЗИЯ-137 В ВЫПАДЕНИЯХ И ОБЩЕЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ЕГО ДОСТУПНОСТИ В ПОЧВАХ НА ТЕРРИТОРИИ, ПОДВЕРГШЕЙСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

П. Ф. Бондарь, Ю. А. Иванов,
А. Г. Озорнов

Исследования закономерностей миграции искусственных радионуклидов в звене почва – растение проводятся, как правило, с использованием радиоактивных изотопов в водорастворимой форме. В результате взаимодействия какого-либо радионуклида с почвой доступность его растениям снижается и определяется физико-химическими свойствами почвы. На основании данных о закономерностях накопления радионуклидов в растениях в зависимости от агрохимических свойств почв разрабатываются методики прогнозирования ожидаемых уровней загрязнения урожая сельскохозяйственных культур на различных почвах.

Т а б л и ц а 7
(цезий-137) с дефляционными

(прогноз)	Фактический вынос почвы и радионуклидов в среднем за 1987-1990 гг., на залежи			
Радионуклид (цезий-137), Бк/кг	Почва, т/га	В том числе		
		Физическая глина, т/га	Гумус, т/га	Радионуклид (цезий-137), Бк/га
$1,3 \cdot 10^8$	1,0	0,4	0,01	$0,4 \cdot 10^5$
$0,9 \cdot 10^8$	0,7	0,3	0,007	$0,3 \cdot 10^5$
$2,2 \cdot 10^8$	1,7	0,7	0,017	$0,7 \cdot 10^5$

При загрязнении территории радионуклидов в нескольких неизвестных физико-химических формах с неизвестным распределением этих форм по площади невозможно надежно прогнозировать загрязнение урожая сельскохозяйственных культур на этой территории. Даже при использовании экспериментально полученных данных количественных характеристик перехода выпавшего в неизвестной форме радионуклида в растения на почвенных разностях с известными физико-химическими свойствами не представляется возможным прогнозировать загрязнение урожая на других почвах с известными, но отличными агрохимическими свойствами. Это обусловлено тем, что неизвестно, в какой степени экспериментальные значения коэффициентов пропорциональности (K_p) или коэффициентов накопления (K_n) определяются влиянием агрохимических свойств почв и физико-химических свойств выпадений, а также неизвестным соотношением этих факторов на разных участках загрязненной территории.

Таким образом, оценка различий доступности радионуклида растениям на разных участках территории за счет физико-хими-

ческих свойств собственно выпадений по сравнению с доступностью радионуклидов, внесенных в почву в водорастворимой форме, является актуальной задачей при определении радиологической обстановки. Решение этого вопроса дает возможность прогнозировать загрязнение урожая с использованием уже имеющейся информации о поведении данного радионуклида в звене почва-растение.

Для оценки биологической доступности радионуклида, обусловленной различными физико-химическими свойствами собственно выпадений на разных участках территории, необходимо исключить влияние различий физико-химических свойств почв на его доступность растениям на этих же участках территории. Эту задачу можно решить путем проведения полевых или вегетационных опытов, схема которых состоит из двух вариантов на каждой исследуемой почве.

В первом варианте выращиваются растения на почве, загрязненной только цезием-137 выпадений; во втором варианте в эту же почву, загрязненную в результате выпадений, добавляется известное количество цезия-137 в водорастворимой форме. Так как одна и та же почва оказывает одинаковое влияние на подвижные формы цезия-137, поступившего в почву в виде выпадений и в водорастворимой форме, то сравнение интенсивности поступления радионуклида в растения из почвы, загрязненной выпадениями, с интенсивностью поступления нуклида, внесенного в водорастворимой форме, дает представление об относительной биологической доступности нуклида в выпадениях на разных участках независимо от физико-химических свойств почвы.

Содержание радионуклида в растениях (A^P) равно произведению коэффициента накопления (K_n) на содержание радионуклида в почве ($A^П$). Содержание в растениях радионуклида, поступившего из почвы, загрязненной выпадениями, равно

$$A_O^P = K_{n_O} \cdot A_O^П, \quad (1)$$

где K_{n_O} - коэффициент накопления цезия-137 растениями, рассчитанный по валовому содержанию выпавшего радионуклида в почве (первый вариант опыта);

$A_O^П$ - валовое содержание в почве выпавшего цезия-137.

Содержание в растениях радионуклида, поступившего из выпадений, с учетом доступной его доли в почве записывается в виде

$$A_O^P = K_{n_O} \cdot d_O \cdot d_2 \cdot A_O^П, \quad (2)$$

где K_{n_O} - коэффициент накопления растениями выпавшего цезия-137, рассчитанный по доступной доле радионуклида в почве;

d_O - доступная доля радионуклида в выпадениях;

d_2 - коэффициент изменения доступной доли радионуклида выпадений при взаимодействии его с почвой.

Содержание цезия-137 в растениях (A_1^P) при внесении в почву в водорастворимой форме равно

$$A_1^P = K_{n_1} \cdot A_1^П, \quad (3)$$

где K_{n_1} - коэффициент накопления цезия-137, внесенного в водорастворимой форме, рассчитанный по валовому содержанию внесенного радионуклида в почве;

$A_1^П$ - валовое содержание в почве цезия-137, внесенного в водорастворимой форме.

С учетом доступной доли в почве цезия-137, внесенного в водорастворимой форме, уравнение (3) примет вид

$$A_1^P = K_{n_1} \cdot d_1 \cdot d_2 \cdot A_1^П, \quad (4)$$

где K_{n_1} - коэффициент накопления растениями цезия-137, рассчитанный по доступной доле внесенного радионуклида в почве;

d_1 - доступная доля радионуклида в растворе;

d_2 - коэффициент изменения доступной доли радионуклида в растворе при взаимодействии его с почвой.

Из уравнений (2) и (4) находим соответственно:

$$d_O = \frac{A_O^P}{K_{n_O} \cdot d_2 \cdot A_O^П}; \quad (5) \quad d_1 = \frac{A_1^P}{K_{n_1} \cdot d_2 \cdot A_1^П}. \quad (6)$$

Разделив уравнение (5) на уравнение (6) и учитывая, что $K_{n_O} = K_{n_1}$, а значение d_2 в обоих вариантах опыта одно и то же, получим

$$\frac{L_0}{L_1} = \frac{A_0^p \cdot A_1^p}{A_0^p \cdot A_1^p} = \frac{K_{H_0}}{K_{H_1}} \quad (7)$$

Таким образом, уравнение (7) позволяет оценить доступность радионуклида выпадений в почве относительно доступности этого же радионуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме.

Так как $K_{H_1} = \frac{A_1^p - A_0^p}{A_1^n - A_0^n}$, то рабочая формула для

расчета относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях имеет вид

$$\frac{L_0}{L_1} = \frac{K_{H_0} \cdot (A_1^n - A_0^n)}{A_1^p - A_0^p} \quad (8)$$

где K_{H_0} — коэффициент накопления цезия-137 растениями, рассчитанный по валовому содержанию выпавшего радионуклида в почве (первый вариант опыта);

A_1^n — суммарное содержание выпавшего и внесенного цезия-137 в почве (второй вариант опыта);

A_1^p — суммарное содержание выпавшего и внесенного цезия-137 в растениях (второй вариант опыта);

A_0^p — содержание в растениях цезия-137, поступившего в почву с выпадениями (первый вариант);

A_0^n — содержание в почве цезия-137, поступившего в почву с выпадениями (одинаково в первом и втором варианте опыта, определяется при закладке опыта).

В случае, если в выпадениях присутствуют два изотопа одного элемента, например, цезий-137 и цезий-134 в одинаковой физико-химической форме (биологическая доступность их одинакова и K_{H_0} цезия-137 = K_{H_0} цезия-134), то расчет отношения L_0/L_1 для цезия-137 может быть выполнен с использованием значения K_{H_0} , рассчитанного по содержанию в почве и растениях цезия-134. Для этого в формуле (8) K_{H_0} цезия-137 заменим на K_{H_0} цезия-134 ($K_{H_0}^{134}$) и содержание цезия-137 в растениях (A_1^p) выразим через $K_{H_0}^{134}$ и содержание в почве цезия-137 (A_0^p), т.е. $A_1^p = K_{H_0}^{134} \cdot A_0^p$. Тогда формула (8) примет вид

$$\frac{L_0}{L_1} = \frac{K_{H_0}^{134} \cdot (A_1^n - A_0^p)}{A_1^p - K_{H_0}^{134} \cdot A_0^p} \quad (9)$$

При использовании формулы (9) для расчета отношения L_0/L_1 не требуются данные о содержании в растениях цезия-137, внесенного в водорастворимой форме, т.е. становится не нужным первый вариант опыта, что значительно сокращает объем работ при проведении исследований.

Первый способ оценки относительной биологической доступности радионуклидов в выпадениях с использованием для расчетов формулы (8) требует проведения опытов в двух вариантах, в одном из которых в почву дополнительно вносится данный радионуклид в водорастворимой форме. Этот способ позволяет оценить относительную доступность любого радионуклида в выпадениях.

Второй способ расчета отношения L_0/L_1 с использованием формулы (9), позволяющий ограничиться одним вариантом опыта с дополнительным внесением радионуклида в водорастворимой форме, пригоден для изучения относительной биологической доступности радионуклидов при загрязнении почвы двумя радиоизотопами одного элемента, находящимися в одинаковой физико-химической форме.

Различия общей биологической доступности радионуклида в почвах, которые зависят не только от физико-химических форм выпадений, но и от других факторов (в частности от агрохимических свойств почв, условий их увлажнения в течение вегетационного периода и др.), которые оказывают влияние на степень закрепления радионуклидов в почвах, характеризуются различиями значений наблюдаемого отношения (НО). Наблюдаемое отношение характеризует изменение соотношения содержания радионуклида и его носителя (цезия-137 и калия) в растениях относительно соотношения их в почвах и рассчитывается по формуле

$$НО = \frac{{}^{137}\text{Cs}_p / K_p^+}{{}^{137}\text{Cs}_n / K_n^+} \quad (10)$$

Относительную биологическую доступность радионуклида в выпадениях (ОБД) в конкретной точке (в данной почве) можно рассчитать по формуле

$$\frac{L_0}{L_1} = \frac{НО_0}{НО_1} \quad (11)$$

где $НО_0$ — наблюдаемое отношение, рассчитанное по содержанию выпавшего радионуклида в почве и растениях (первый вариант опыта);

HO_1 - наблюдаемое отношение, рассчитанное по содержанию в почвах и растениях радионуклида, внесенного в водорастворимой форме (второй вариант опыта).

Однако это более сложный путь, так как для расчета ОБД по формуле (11) требуются данные по содержанию в почвах и растениях как радионуклида, так и его носителя.

В то же время сопоставление закономерностей изменения ОБД и абсолютных значений HO_0 позволяет характеризовать, в какой степени изменения накопления радионуклида в растениях обусловлены изменениями ОБД в выпадениях и в какой степени — изменениями общей биологической доступности.

Для исследования ОБД и общей биологической доступности радиоцезия, поступившего в почву с радиоактивными выпадениями, проводились вегетационные и полевые опыты.

Направления и расстояния от ЧАЭС до участков, на которых проводились исследования, а также типы почв приведены в табл. 1.

На каждой почве опыт проводился в двух вариантах — без дополнительного внесения и с внесением в почву цезия-137 в водорастворимой форме.

Методика проведения полевых и вегетационных опытов общепринятая. Содержание дополнительно внесенного цезия-137 (без носителя) в почвах во втором варианте опыта примерно равно содержанию радионуклида в загрязненных почвах первого варианта.

В первый год проведения вегетационных опытов в сосуды высаживали семена кукурузы по истечении одного месяца после внесения водорастворимого цезия-137, в течение которого влажность почв поддерживалась на уровне 60% ПВ. Кукуруза выращивалась и в полевых опытах. Уборку растений проводили в стадии формирования початков. Концентрацию радиоизотопов цезия в пробах почвы и растений измеряли γ -спектрометрическим методом. На втором году исследований почва в сосудах не заменялась. Концентрация радиоцезия в почвах различалась в 21 раз, а плотность загрязнения почв составляла от 10 до 221 Ки/км². Как и следовало ожидать, цезий-137 и цезий-134 в выпадениях находится в одинаковых физико-химических формах, о чем свидетельствуют практически равные значения коэффициентов накопления этих изотопов на каждой из изучаемых почв.

Т а б л и ц а 1
Расположение участков и типы почв, на которых проводились исследования

Расположение участков относительно ЧАЭС		Тип почвы
Направление	Расстояние, км	
Западное	2	Дерново-подзолистая рыхлопесчаная
Северо-западное	4	Торфянистая
Северо-восточное	6	Торфяно-подзолистая
Северо-восточное	7	Торфянисто-подзолистая
Северо-восточное	8	Торфянисто-подзолистая
Западное	10	Дерново-подзолистая связнопесчаная
Северное	17	Дерново-подзолистая
Юго-западное	23	Дерновая луговая
Юго-западное	35	Дерново-подзолистая песчаная
Юго-западное	42	Дерново-подзолистая супесчаная
Юго-западное	55	Дерново-подзолистая супесчаная
Юго-западное	64	Дерново-подзолистая супесчаная
Западное	65	Дерново-подзолистая
Юго-западное	75	Дерново-подзолистая
Юго-западное	75	Дерново-подзолистая супесчаная

Таблица 2

Некоторые показатели, характеризующие биологическую доступность и накопление цезия-137 в растениях кукурузы на разных почвах

№ участка	Содержание K^+		K_{H_0}	K_{H_1}	HO_0 $\mu \cdot 10^{-3}$	HO_1 $\mu \cdot 10^{-3}$	ОБД
	в почве, мг/100 г	в растениях, г/кг					
1	1,54	6,2	0,54	1,05	1,33	2,59	0,53
2 ^x	5,05	7,6	0,37	0,58	2,45	3,84	0,57
3 ^x	1,61	5,8	2,04	4,28	5,55	11,84	0,48
4 ^x	1,28	7,0	1,45	2,03	2,65	3,71	0,71
5 ^x	2,67	5,0	1,43	2,23	7,62	11,88	0,64
6	1,04	8,1	0,94	1,56	1,21	2,00	0,60
7 ^x	2,30	8,0	0,57	0,63	1,64	1,81	0,90
8	1,41	7,1	0,51	0,77	1,03	0,56	0,65
9	1,56	8,5	0,59	0,77	1,08	1,41	0,77
10	1,56	8,5	0,56	-	1,05	-	-
11	2,12	8,2	0,44	0,54	1,14	1,40	0,80
12	1,58	9,7	0,48	0,79	0,78	1,28	0,60
13	1,36	6,8	0,65	0,68	1,33	1,39	0,96
14	1,61	7,5	0,41	0,56	0,88	1,20	0,69
15	2,24	11,3	0,32	0,60	0,64	1,20	0,53
Кратность различий	4,90	2,3	6,40	7,90	11,90	9,90	1,80
10	33,8	32,9	0,05	-	0,51	-	-
Кратность различий	32,5	6,6	40,8	-	14,9	-	-

^x Полевые опыты.

В табл. 2 представлены экспериментальные данные о содержании калия в почвах и растениях, значения коэффициентов накопления цезия-137 выпадений и внесенного в водорастворимой форме (K_{H_0} и K_{H_1}), характеристика общей биологической доступности цезия-137, поступившего в почву с выпадениями и внесенного в водорастворимой форме (HO_0 и HO_1), и относительной биологической доступности радионуклидов в выпадениях (ОБД).

Вытекающее из формулы (10) уравнение (12)

$$K_H = HO \cdot K_p^+ \cdot \frac{1}{K_{\Pi}^+} \quad (12)$$

учитывает все без исключения факторы, оказывающие влияние на накопление радионуклидов в растениях, а изменение членов правой части уравнения отражает влияние определенных групп факторов (рис. 1).

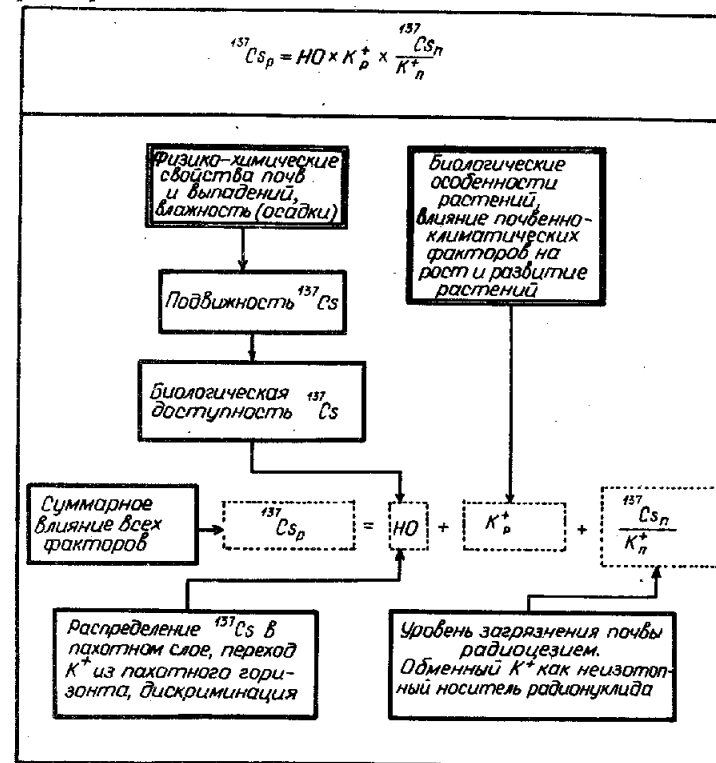


Рис. 1. Схема зависимости параметров уравнения от разных природных факторов.

Из приведенных в табл. 2 данных видно, что большинство изучаемых почв характеризуется низким содержанием обменного калия – от 1,04 до 5,05 мг/100 г и только в почве № 16, содержание обменного калия составляет 33,8 мг/100г. Содержание калия в растениях различалось в 6,6 раза – от 5 до 32,9 г/кг. Следует отметить, что при увеличении содержания обменного калия в почвах от 1,04 до 5,05 мг/100г, т.е. почти в 5 раз, накопление его растениями изменялось в 2,3 раза, однако не коррелировало с изменением содержания калия в почвах и составило в среднем 7,6 г/кг. И только при значительном увеличении содержания обменного калия в почве № 16 (до 33,8 мг/100г) – в среднем в 17,5 раза, содержание калия в растениях, выращенных на этой почве, увеличилось в среднем в 4,3 раза.

Коэффициенты накопления радиоцезия из почв № 1–15, загрязненных только выпадениями (K_{n0}), различались в 6,4 раза (от 0,32 до 2,04), в почве № 16 K_{n0} снизился до 0,05, а общие различия значений K_{n0} на изучаемых почвах составили 40,8 раза. Абсолютные значения коэффициентов накопления цезия-137, внесенного в почву в водорастворимой форме (K_{n1}), были выше, чем коэффициенты накопления радионуклида, поступившего в почву с выпадениями, что и указывает на большую биологическую доступность радионуклидов в растворе, чем в выпадениях. В то же время практически одинаковая кратность различий значений K_{n0} и K_{n1} (почвы № 1–15) указывает на то, что изменение физико-химических свойств почв оказывает одинаковое влияние на закрепление в почвах доступных форм радионуклида, поступившего в почву как с выпадениями, так и в виде водного раствора.

Об одинаковом состоянии подвижных форм радионуклида, поступившего в почву с выпадениями и внесенного в водорастворимой форме в период проведения исследований, свидетельствует и тот факт, что на второй год проведения опытов значения K_{n0} и K_{n1} на всех почвах изменились одинаково – уменьшились на 10–15%. Такое снижение коэффициентов накопления во второй год исследований может быть обусловлено как дальнейшим закреплением радионуклида в почве, так и отличиями условий проведения опытов – режима увлажнения, температурного режима и др.

Из представленных в табл. 2 количественных характеристик относительной биологической доступности радиоцезия в выпадениях

ниях (ОБД) видно, что на обследованной территории в 1988–1989 гг. биологическая доступность радионуклидов в выпадениях изменялась в 1,8 раза и составляла 48–96% от биологической доступности радионуклида, внесенного в эту же почву в водорастворимой форме. В 30-километровой зоне вокруг ЧАЭС

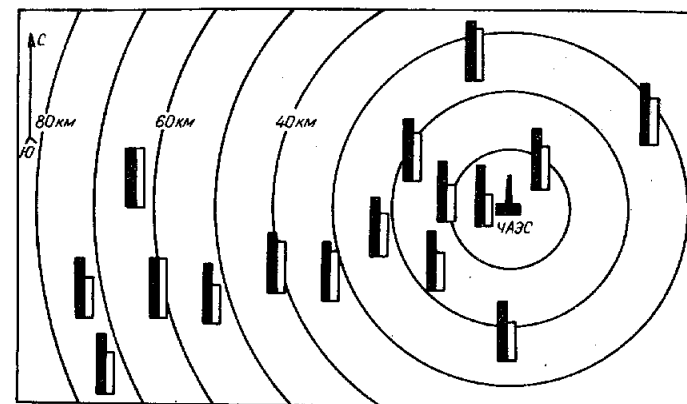


Рис. 2. Относительная биологическая доступность цезия-137 в выпадениях:

- – доступность цезия-137 в водорастворимой форме (100%);
- – ОБД цезия-137 в выпадениях.

ОБД цезия-137 в выпадениях изменялась от 48 до 71% и составляла в среднем по зоне 59%. За пределами 30-километровой зоны ОБД цезия-137 изменялась от 53 до 96% и составляла в среднем 74% (рис. 2).

В целом следует считать, что за пределами 30-километровой зоны ЧАЭС биологическая доступность цезия-137 выпадений высока и сопоставима с доступностью нуклида, внесенного в почву в водорастворимой форме. Из изложенного следует, что многолетние экспериментальные данные, полученные до аварии на ЧАЭС с применением цезия-137 в водорастворимой форме, могут быть использованы для оценки возможных уровней загрязнения продукции растениеводства на территориях, загрязненных радиоцезием в результате аварии.

Установленные количественные характеристики относительной биологической доступности радиоцезия в выпадениях имеют большое практическое значение, так как показывают, что в перспективе не следует ожидать значительного повышения уровня за-

загрязнения продукции растениеводства за счет значительного увеличения доступности радионуклида в выпадениях. С течением времени биологическая доступность цезия-137 в выпадениях на территории за пределами 30-километровой зоны в принципе может увеличиться в среднем на 26%.

Сопоставляя закономерности изменения значений коэффициентов накопления радиоцезия на загрязненных почвах ($K_{\text{H}_2\text{O}}$) и общей биологической доступности радионуклида в этих почвах (H_2O), не трудно заметить существование связи между этими показателями. Коэффициент корреляции между $K_{\text{H}_2\text{O}}$ и H_2O для почв № 1-15 составляет 0,799, в то же время четкой статистической связи между $K_{\text{H}_2\text{O}}$ и содержанием калия в этих почвах, а также между $K_{\text{H}_2\text{O}}$ и содержанием калия в растениях не наблюдается. Следует отметить, что на исследуемых загрязненных выпадениями почвах общая биологическая доступность радиоцезия изменялась в 11,9 раза, тогда как относительная биологическая доступность радионуклида в выпадениях изменялась только в 1,8 раза, т.е. уровни накопления радионуклида в растениях определяются общей биологической доступностью радионуклида, зависящей в значительно большей степени от агрохимических свойств почв, чем от физико-химических свойств выпадений. Сравнительно небольшая кратность различий накопления цезия-137 в растениях ($K_{\text{H}_2\text{O}}$) на почвах № 1-15 при значительно большей вариабельности общей биологической доступности объясняется разнонаправленным влиянием факторов на поступление радионуклида в растения, что отражается в несовпадении закономерностей изменения нормированного по обменному калию уровня загрязнения почв ($1/K$ почвы), накопления калия в растениях и общей биологической доступности цезия-137 в почвах.

Конечно, накопление цезия-137 зависит от содержания калия в почвах и накопления его в растениях. Однако в настоящих исследованиях при сравнительно небольших различиях по содержанию калия в почвах и растениях эти факторы не являются ведущими, хотя на отдельных почвах влияние их проявляется.

Так, сравнивая одновременно изменения $K_{\text{H}_2\text{O}}$, H_2O и содержание калия в почвах и растениях, находим, что значение H_2O , рассчитанное по данным, полученным на почве № 2, выше, чем на почве № 1, однако $K_{\text{H}_2\text{O}}$ радиоцезия в растениях на этой почве ниже, чем на почве № 1. Снижение значения $K_{\text{H}_2\text{O}}$ на почве

№ 2 как раз и обусловлено значительно большим увеличением содержания в почве обменного калия по сравнению с увеличением значения H_2O . Особенно хорошо видно влияние содержания обменного калия в почвах и накопления его в растениях на поступление радиоцезия в растения, если сравнить эти показатели для почв № 15 и № 16.

Значение $K_{\text{H}_2\text{O}}$ на почве № 16 в 6,4 раза выше, чем на почве № 15, при незначительных различиях общей биологической доступности в этих почвах (в 1,25 раза). Такое снижение можно объяснить значительным увеличением содержания обменного калия в почве. В то же время содержание калия в почве № 16 по сравнению с почвой № 15 выше в 15 раз, а значение $K_{\text{H}_2\text{O}}$ снизилось только в 6,4 раза. Отсутствие обратной пропорциональности между увеличением обменного калия в почве и снижением значения $K_{\text{H}_2\text{O}}$ объясняется тем, что одновременно с увеличением содержания обменного калия в почве, обуславливающим снижение значения $K_{\text{H}_2\text{O}}$ в 15 раз, увеличивается накопление калия в растениях, обуславливающее увеличение накопления цезия-137 в растениях в 2,9 раза. Если с показателями кратности 15, 2,9 и 1,25 произвести соответствующие действия, то и получится число, равное кратности различий значений $K_{\text{H}_2\text{O}}$ на этих почвах. Таким образом, в настоящих исследованиях соблюдаются все закономерности поступления радиоцезия в растения в зависимости от агрохимических свойств почв. Однако в конкретных почвенных условиях при сравнительно невысокой вариабельности содержания калия в почвах и растениях участков № 1-15, которые являются характерными для загрязненной территории Украинского Полесья, основным фактором, определяющим зависимость поступления цезия-137 в растения является общая биологическая доступность радионуклида в почве. Если исключить данные, полученные на почвах № 2 и № 16, то коэффициент корреляции между значениями $K_{\text{H}_2\text{O}}$ и H_2O составляет 0,832, что указывает на высокую и достоверную связь между этими показателями.

Таким образом предложена методика сравнительной оценки биологической доступности радионуклидов в выпадениях относительно доступности их в водорастворимой форме (ОБД) на загрязненной территории.

Установлено, что за пределами 30-километровой зоны ЧАЭС биологическая доступность цезия-137 в выпадениях составляет в среднем 76% от биологической доступности радионуклида в водорастворимой форме.

В перспективе не следует ожидать значительного увеличения уровней загрязнения урожая сельскохозяйственных культур за счет увеличения доступности радионуклида в выпадениях.

В почвенных условиях Украинского Полесья, при невысокой вариабельности содержания калия в почвах и растениях, вариабельность накопления цезия-137 в растениях будет определяться в основном общей биологической доступностью радионуклида в почвах.

Установленные до аварии количественные характеристики и закономерности изменения уровней загрязнения урожая сельскохозяйственных культур в зависимости от агрохимических свойств почв могут быть использованы для оценки возможных уровней загрязнения продукции растениеводства на загрязненной территории за пределами 30-километровой зоны.

ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА НА ТЕРРИТОРИИ, ПОДВЕРГШЕЙСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

П. Ф. Бондарь, Н. А. Лощилов,
А. И. Дугов, А. Г. Озорнов,
Н. Л. Свиденюк, Н. Р. Терещенко,
А. В. Масло

Особенности сельскохозяйственного производства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению заключаются в необходимости производства продукции с минимальным содержанием в ней радиоактивных веществ. Первым этапом решения этой задачи является получение максимально чистой продукции растениеводства и кормопроизводства.

После прекращения выпадения радиоактивных сухих и мокрых осадков из атмосферы (практически с 1987 года) основным источником загрязнения сельскохозяйственной продукции являются почвы. Основными радионуклидами, повышенное содержание которых в почвах приводит к радиоактивному загрязнению сельскохозяйственной продукции, являются цезий-137 и стронций-90. Это объясняется тем, что эти радионуклиды характеризуются большим периодом полураспада (28-30 лет), обладают относительно высокой миграционной способностью в звене почва-растение-животное-человек и способны в значительных количествах накапливаться в сельскохозяйственной продукции и поступать в организм человека.

На загрязненных в результате аварии на ЧАЭС территориях в радиоактивных выпадениях преобладает цезий-137 и в значительно меньших количествах присутствует стронций-90. Соотношение между этими радионуклидами в загрязненных почвах не является постоянным, содержание стронция-90 в почвах Западного следа колеблется от сотых долей процента до нескольких процентов. Так, на территории Опытного хозяйства УНИИСХР, расположенного в Полесском районе Киевской области при плотности загрязнения почвы до 200 Ки/км² соотношение между стронцием и цезием составляет примерно 1/400.

В почвах цезий-137 на 90-97% закрепляется в необменной форме, слабо мигрирует по почвенному профилю и становится практически недоступным растениям. Стронций-90, в отличие от цезия-137, на 90-95% находится в почвах в обменной форме и является более биологически доступным.

Так как при любых реальных уровнях загрязнения радионуклиды в почвах содержатся в ультрамикроколичествах, то поступление их в растения при одних и тех же почвенно-климатических условиях прямо пропорционально плотности загрязнения почвы. Для оценки накопления радионуклида в урожае при разных плотностях загрязнения почвы используется такой показатель, как коэффициент перехода (КП), который представляет собой отношение радионуклида в данном растении или части растения при плотности загрязнения почвы равной единице. Как правило показатель (КП) измеряется в ($\frac{\text{нКи/кг растения}}{\text{Ки, км}^2 \text{ почвы}}$) или

($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$). Умножив значение КП для данной культуры на значение заданной плотности загрязнения почвы, получим накопление радионуклида в урожае при заданной плотности загрязнения почвы для которой экспериментально установлено значение КП.

Поступление радионуклидов, и в частности цезия-137, в растения зависит не только от плотности загрязнения почвы, но и от ряда других факторов. Одним из таких факторов является способность почвы сорбировать радионуклид в обменной форме, т.е. в форме практически недоступной растениям.

Известно, что поступление элементов минерального питания в растения находится под генетическим контролем, т.е. поглощение макро- и микроэлементов растением носит избирательный характер. Скажем такие элементы как К и Са накапливаются в растениях в количествах, обеспечивающих нормальное развитие растений и их содержание в растениях сравнительно

слабо коррелирует с содержанием этих элементов в почвах (в определенных пределах).

Цезий-137 и стронций-90 не являются биологически значимыми, но являются химическими аналогами К и Са соответственно, т.е. обладают сходными химическими свойствами. При поступлении в растение цезия-137 в последнем работают те же механизмы, что и при поступлении калия, а при поступлении в растения стронция-90 — работают те же механизмы, что и при поступлении кальция, т.е. цезий-137 и стронций-90 поступают в растения попутно с поступлением их химических аналогов элементов минерального питания растений — калием и кальцием. Из водных растворов стронций-90 и кальций, цезий-137 и калий поступают в растения в тех же соотношениях, в которых они находятся в растворе. При выращивании растений на разных почвах это соотношение радионуклида и его носителя в растениях может изменяться по сравнению с соотношением этих элементов в почвах в зависимости от физико-химических свойств почв и самих радионуклидов.

Соотношение радионуклида и его неизотопного носителя (цезия-137 и обменного калия, стронция и обменного кальция) в почвах является в значительной степени определяющим фактором различных уровней накопления радионуклида в растениях на почвах разных типов при одинаковой плотности их загрязнения. На черноземах и дерновоподзолистых почвах накопление кальция в растениях примерно одинаково, однако соотношение стронция к кальцию в черноземах значительно ниже, чем в бедных дерново-подзолистых почвах, т.е. при практически одинаковом накоплении в растениях кальция стронций в растениях, выращенных на черноземах, накапливается в значительно меньших количествах, чем в растениях, выращенных на дерново-подзолистых почвах.

Следует отметить, что если для стронция-90 основным фактором, определяющим разные уровни накопления радионуклида в урожае одной и той же культуры является содержание в почве обменного кальция, т.е. соотношение радионуклида и его носителя в почвах, то на поступление цезия-137 в растения наряду с влиянием соотношения радионуклида и обменного калия в почвах такое же или даже большее влияние могут оказывать другие факторы.

Кислотность почвенного раствора способствует увеличению подвижности радионуклидов в почвах, повышению их биологической доступности и следовательно увеличению накопления их

в растениях. Поступление радионуклидов в растения зависит и от ряда других физико-химических свойств почв, а также климатических (погодных) условий.

В таблице 1 представлены значения коэффициентов перехода цезия-137 в урожай из разных почв Украины при одинаковой плотности загрязнения. Исследования проводились на опытном поле УНИИСХР на завезенных из разных областей почвах с искусственным внесением радионуклида в водорастворимой форме.

Из приведенных данных видно, что уровни радиоактивного загрязнения урожая одной и той же культуры на разных почвах могут различаться до двух порядков величин. При этом по мере ухудшения плодородия почв, снижения содержания в них калия и кальция уровни накопления радиоцезия в урожае значительно увеличиваются, а из дерново-подзолистых почв Полесья Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению допускается переход радиоцезия в растения является самым высоким.

Уровни загрязнения урожая на загрязненной территории могут зависеть и от физико-химических свойств выпадений, от степени доступности радионуклидов в самих выпадениях.

Результаты наших исследований показали, что на обследованной территории в 1988-1989 гг. биологическая доступность радионуклидов в выпадениях (ОБД) изменялась в 1,8 раза и составляла 48-96% от биологической доступности радионуклида внесенного в эту же почву в водорастворимой форме. В 30-километровой зоне вокруг ЧАЭС ОБД цезия-137 в выпадениях изменялась от 48 до 71% и составляла в среднем по зоне 59%. За пределами 30-километровой зоны ОБД цезия-137 изменялась от 53 до 96% и составляла в среднем 74%.

Уровни радиоактивного загрязнения продукции растениеводства в значительной степени зависят от биологических особенностей культур, выращиваемых на загрязненных сельскохозяйственных землях. Изучение накопления радиоцезия в урожае полевых, кормовых и овощных культур в условиях Полесья Украины проводилось в стационарных полевых опытах на низкоплодородной дерново-подзолистой супесчаной почве, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

Проведенные исследования показали, что в одних и тех же условиях уровни загрязнения урожая разных культур имели четко выраженные различия в зависимости от принадлежности к различным ботаническим видам и биологических особенностей

Т а б л и ц а 1

Накопление цезия-137 в урожае культур, выращенных на разных почвах

Тип почвы	Область	КП, Бк/кг, Бк/м ²		
		горох	пшеница	свекла столовая
Чернозем типичный	Полтавская	0,01	0,004	0,005
Лугово-черноземная	Николаевская	0,015	0,003	0,006
Чернозем южный	Крымская	0,032	0,005	0,014
Чернозем обыкновенный	Луганская	0,045	0,004	0,014
Чернозем реградированный	Тернопольская	0,088	0,005	0,028
Свеже-серая	Винницкая	0,022	0,007	0,011
Темно-серая	Ровенская	0,024	0,008	0,020
Темно-серая	Винницкая	0,033	-	0,023
Дерново-подзолистая	Черниговская	0,070	0,032	0,034
Дерново-подзолистая	Ровенская	0,100	0,028	0,053
Дерново-подзолистая	Сумская	0,600	0,044	0,063
Дерново-подзолистая	Ивано-Франковская	1,42	0,030	0,022
Дерново-подзолистая	Киевская	2,24	0,041	0,38
Песчаная	Киевская	1,07	-	-
Песчаная	Киевская	2,35	0,17	-
Кратность различий		235	56,6	70

растений. Злаковые зерновые культуры характеризуются меньшим накоплением радиоцезия в зерне по сравнению с зернобобовыми культурами. Из злаковых зерновых культур в наименьших количествах цезий-137 накапливался в зерне кукурузы, в наибольших - в зерне овса. Различия уровней загрязнения урожая этих культур составили 5 раз. Зернобобовые культуры по уровням загрязнения зерна различались в 8,6 раза, при этом наименьшее количество цезия-137 накапливалось в бобах, наибольшее - в зерне люпина желтого. Различия по накоплению радиоцезия в зерне кукурузы и люпина желтого составили 64,3 раза. Следует отметить, что при плотности загрязнения данной почвы 0,56 МБк/м² (15 Ки/км²) содержание радиоцезия в урожае всех злаковых культур не превышает ВДУ-91 (370 Бк/кг), в то время как содержание радиоцезия в урожае бобовых культур, за исключением бобов, превышает действующие временные допустимые уровни (таблица 2).

Большинство овощных культур характеризуется сравнительно невысоким накоплением цезия-137 в урожае. В то же время уровни загрязнения разных овощных культур, выращенных на одной и той же загрязненной почве, различаются в 66,6 раза. При плотности загрязнения дерново-подзолистого супесчаного почвы 0,56 МБк/м² (15 Ки/км²) содержание радиоцезия в урожае культур, отнесенных к первой группе (баклажаны, лук, перец сладкий, тыква, патиссоны, чеснок, помидоры), не превышает 10% от ВДУ-91 и международных норм (таблица 3).

Накопление радиоцезия в урожае таких культур, как огурцы, физалис, шпинат, морковь, капуста, каргофель и др. на этой же почве при такой же плотности загрязнения не превышало 20% от ВДУ-91.

Более высоким накоплением радиоцезия в урожае характеризуются культуры, отнесенные к третьей группе - редис сорта "Красный с белым кончиком", капуста ранняя, ветвистая, укроп, салат, свекла столовая и др. При плотности загрязнения дерново-подзолистого почвы 0,56 МБк/м² (15 Ки/км²) содержание радиоцезия в урожае этих культур составило от 20 до 30% ВДУ-91.

Сравнительно небольшое количество культур, отнесенных к 5-6 группам, характеризуются сравнительно высоким накоплением радиоцезия в урожае. Содержание цезия-137 в урожае этих культур в данных условиях составляет 40-80% от ВДУ.

Таблица 2
Коэффициенты перехода (КП) цезия-137 в растения и содержание его в урожае при плотности загрязнения дерново-подзолистой супесчаной почвы 0,56 МБк/м² (15 Ки/км²)

Культура	КП, $\frac{\text{Бк/кг}}{(\text{кБк/м}^2)}$		Содержание в урожае, Бк/кг	
	зерно	солома	зерно	солома
Кукуруза	0,07	0,27	39	150
Пшеница озимая	0,11	0,43	61	239
Ячмень	0,13	0,19	72	105
Тригикале	0,16	0,25	89	139
Пшеница яровая	0,16	0,33	89	183
Просо	0,24	0,81	133	450
Рожь	0,24	0,28	133	155
Овес	0,35	0,81	195	450
Бобы	0,52	1,26	289	700
Гречиха	0,76	0,80	422	444
Соя	0,88	1,20	484	677
Горох	0,91	1,45	505	805
Вика	1,29	1,48	716	821
Люпин желтый	4,5	-	2498	-

Кратность различий КП для зерна 64,3 раза

В таблице 4 приведены фактические уровни загрязнения почвы и урожая на приусадебных участках. Из приведенных данных видно, что при высоких максимальных плотностях загрязнения

Таблица 3
Коэффициенты перехода цезия-137 в урожай овощных культур на дерново-подзолистой супесчаной почве и накопление его в урожае при плотности загрязнения почвы 0,56 МБк/м² (15 Ки/км²)

Группа	Культура	КП, $\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$	Содержание в урожае, Бк/кг	% от ВДУ-91
1	Баклажаны, лук перо, лук репка, лук батун, перец сладкий, кабачки, тыква, патиссоны, чеснок, помидоры	0,013-0,11	7,2-60	1,2-10
2	Огурцы, физалис, огуречная гравя, шпинат, морковь, редис, петрушка, кориандр, капуста белокочанная, цветная, перец горький, пастернак, каргофель, гоппинамбур	0,11-0,21	60-120	10-20
3	Редис, капуста ранняя, капуста кольраби, капуста ветвистая, фенхель, укроп, лук душистый, салат, свекла столовая	0,21-0,32	120-180	20-30
4	Капуста "Брюссельская", свекла столовая, чернушка, иссоп, шавель	0,32-0,43	180-240	30-40
5	Змееголовник, чабер	0,43-0,54	240-300	40-50
6	Кресс-салат, горчица салатная	0,54-0,86	300-480	50-80

Характеристика фактических уровней загрязнения почвы и урожая сельскохозяйственных культур цезием-137 на приусадебных участках

Культура	Количество обследованных участков	Плотность загрязнения почвы, Ки/км ²		Содержание в урожае, Бк/кг		Среднее содержание в урожае, % от ВДУ
		пределы изменения	средняя	пределы изменения	средняя	
Картофель	106	5-70	32,4	3-234	47	7,8
Морковь	15	7-65	40,5	3-143	65	10,8
Свекла столовая	28	7-65	37,8	4-87	26	4,3
Лук	32	5-65	32,4	6-63	34	5,7
Чеснок	11	21-65	45,9	20-70	37	6,2
Укроп	4	24-57	45,9	33-37	35	5,8
Помидоры	3	38-43	40,5	24-32	27	4,5
Редис	4	21-65	51,3	37-89	56	9,3
Петрушка	3	21-59	40,5	37-335	160	26,7
Шавель	18	5-57	30,0	19-329	85	14,2
Клубника	9	5-65	45,9	23-74	41	6,8
Смородина	31	18-65	43,2	15-115	48	8,0
Малина	7	5-65	40,5	21-89	48	8,0
Крыжовник	11	21-65	43,2	15-192	41	6,8
Вишня	32	5-65	43,2	4-215	56	9,3
Слива	8	49-70	59	13-30	23	3,8
Средняя по обследованным участкам			42	52		

почвы 43–70 Ки/км² максимальное содержание радиоцезия в урожае большинства культур не превышало 50% от ВДУ. При этом содержание радиоцезия в урожае, составляющее около 50% от ВДУ наблюдалось в единичных случаях. Например, при изменении плотности загрязнения почвы от 5 до 70 Ки/км² содержание цезия-137 в клубнях картофеля изменялось от 3 до 234 Бк/кг. Однако содержание радионуклидов в клубнях больше 200 Бк/кг наблюдалось на одном из 106 участков.

Заключение о сравнительно невысоких уровнях загрязнения продукции растениеводства на приусадебных участках можно сделать сравнивая средние плотности загрязнения почвы и средние уровни загрязнения урожая, из которого следует, что в среднем по обследованным участкам и культурам на 1 Ки/км² загрязнения почвы содержание цезия-137 в продукции составляет 3,3 10Е-11 Ки/кг или 1,24 ($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$). При этом уров-

ни загрязнения продукции слабо коррелируют с плотностью загрязнения почвы, что объясняется значительными различиями агрохимических свойств почв на приусадебных участках.

Среднее значение коэффициента перехода цезия-137 в клубни картофеля на приусадебных участках составляет 0,039 ($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$), что в 4,5 раза меньше значения коэффициента перехода радионуклида в клубни картофеля в полевом опыте на дерново-подзолистой супесчаной почве. Эти различия значений КП объясняются более высокой окультуренностью почв приусадебных участков по сравнению с почвой, на которой проводился полевой опыт.

Результаты исследований с разными культурами в условиях полевого опыта показывают, что путем подбора мало накапливающих культур можно добиваться получения продукции растениеводства с меньшим содержанием радионуклида при более высоких плотностях загрязнения почвы.

Одним из основных способов снижения поступления радионуклидов в растения является известкование кислых почв. Этот прием в 1986–1987 гг. применялся практически на всех загрязненных пахотных почвах. В связи с этим возникла необходимость изучения эффективности дополнительных мероприятий, в том числе применения других мелиорантов, удобрений и их сочетаний на уже известкованных почвах Полесья Украины.

Изучение влияния удобрений и дополнительного внесения мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае овса проводилось на загрязненной территории в зоне отселения в условиях стационарного полевого опыта.

Проведенные исследования показали, что в условиях дерново-подзолистых почв Полесья Украины различные виды минеральных удобрений оказывают существенное влияние на урожай овса и накопление в нем радиоцезия (таблица 5).

Из данных, приведенных в таблице 5 видно, что урожай овса в большой степени определялся применением азотных удобрений. Урожай зерна в варианте с внесением аммиачной селитры составил 24,6–30,9 ц/га, соломы – 34,4–43,9 ц/га, что соответственно на 80–126% и 78–128% выше, чем в варианте без применения удобрений.

В то же время применение только азотных удобрений способствовало увеличению накопления радиоцезия в зерне и соломе овса. Коэффициент перехода радионуклида из почвы в зерно увеличился в сравнении с контролем на 103%, в солому – на 61%, составив соответственно 0,73 и 0,95 ($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$).

Подобная закономерность была отмечена и при внесении азотных удобрений совместно с фосфорными (N₁₂₀P₁₂₀). В этом случае содержание радиоцезия в сравнении с контролем в зерне увеличилось на 86%, в соломе – на 54%.

Применение только фосфорных удобрений (120 кг/га д.в.) существенного влияния на поступление радиоцезия в зерно и солому овса не оказывало. Коэффициенты перехода радионуклида были примерно на одном уровне с контролем.

Применение калийных удобрений (120 кг/га д.в.) приводило к значительному снижению накопления радиоцезия в зерне на 58%, в соломе на 51%. Подобная тенденция прослеживалась и при совместном внесении калийных и фосфорных удобрений (P₁₂₀K₁₂₀). В этом случае содержание радиоцезия в зерне снизилось на 58%, в соломе – на 51%.

Совместное внесение в почву азотных и калийных удобрений, а также полного минерального удобрения (N₁₂₀K₁₂₀ и N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀ кг/га д.в.) в среднем за годы исследований обусловило некоторое увеличение коэффициента перехода в урожай овса. Причем эта тенденция в большей степени отмечалась в 1988 г., отличавшимся большим количеством осадков.

7^х-462

Влияние удобрений на накопление радиоезия в урожае овса на известкованных почвах (среднее за два года)

Удобрения кг/га д.в.		Зерно					Солома				
		Уро- жай, ц/га	% от конт- роля	Радиоцезий		% от конт- роля	Уро- жай, ц/га	% от конт- роля	Радиоцезий		
				Кп, Бк/кг	Бк/м ²				Кп, Бк/кг	Бк/м ²	
N	P	K									
Контроль			13,7	100	0,36	100	19,3	100	0,59	100	
120	-	-	24,6	180	0,73	203	34,4	178	0,95	161	
-	120	-	14,8	108	0,35	97	21,4	111	0,54	92	
120x	120	-	19,2	140	0,67	186	28,1	146	0,91	154	
-	-	120	14,6	107	0,15	42	21,5	111	0,29	49	
-	120	120	15,1	110	0,15	42	22,3	116	0,29	49	
120	-	120	26,8	196	0,40	111	38,3	198	0,60	102	
120	120	120	30,9	226	0,37	103	43,9	228	0,95	161	

* Данные варианта N120P120 приведены за 1990 г.

Итак, применение калийных удобрений существенно снижало накопление радиоезия в урожае овса. Указанная закономерность обуславливается изменением в почве соотношения концентрации радионуклида к его неизотопному носителю – калию, т.е. снижением нормированного по калию уровня загрязнения почвы. Если это соотношение сохраняется при переходе в растения, а содержание калия будет изменяться незначительно, то наблюдается снижение коэффициента перехода радиоезия в урожай культуры.

В наших исследованиях содержание калия и кальция в зерне овса, независимо от применения удобрений, было примерно одинаковым (таблица 6). В то же время при внесении в почву калийных удобрений (120 кг/га д.в.) содержание доступного калия в пахотном слое почвы увеличилось почти в два раза, что обусловило снижение поступления радиоезия в зерно и солому овса.

Т а б л и ц а 6

Влияние удобрений на содержание калия и кальция в зерне овса, % от абсолютного сухого вещества

Удобрения, кг/га д.в.			Содер- жание калия	% от контроля	Содержа- ние каль- ция	% от контроля
N	P	K				
Контроль			0,43	100	0,079	100
120	-	-	0,42	98	0,086	109
-	120	-	0,48	112	0,060	76
120	120	-	0,43	100	0,096	122
-	-	120	0,43	100	0,043	92
-	120	120	0,44	102	0,080	101
120	-	120	0,44	102	0,068	86
120	120	120	0,42	98	0,079	100

Последствие калийных удобрений на накопление радиоезия в урожае овса проявляется и на второй год после их внесения. Результаты исследований, приведенные в таблице 7, свидетельствуют, что продуктивность овса в рассматриваемых вариантах была на уровне контроля. Урожай зерна составлял 13,1-

Последствие удобрений на накопление радиоцезия в урожае овса на произвесткованной почве, 1990 г.

Удобрения, кг/га д.в.				Зерно				Солома			
				Уро- жай, ц/га	% от конт- роля	Радиоцезий		Уро- жай, ц/га	% от конт- роля	Радиоцезий	
						Кл, Бк/кг	% от конт- роля			Кл, Бк/кг	% от конт- роля
N	P	K				кБк/м ²				кБк/м ²	
Контроль				13,1	100	0,33	100	19,6	100	0,58	100
120	-	-	-	13,1	100	0,40	119	21,3	109	0,65	112
-	120	-	-	13,8	105	0,37	112	20,6	105	0,60	103
-	-	120	-	15,2	116	0,17	50	20,1	103	0,35	60
-	120	-	-	14,3	109	0,12	35	19,7	101	0,28	47
120	-	120	-	13,1	100	0,20	59	20,4	104	0,24	41
120	120	-	-	14,0	107	0,18	55	21,4	109	0,37	64

15,2 ц/га, соломы, соответственно, 19,6-21,4 ц/га. В то же время последствие калийных удобрений, внесенных под предшественник овса проявлялось в отношении накопления радиоцезия зерном и соломой культуры. При внесении хлористого калия под предшественник (120 кг/га д.в.) содержание радиоцезия в зерне в сравнении с контролем снизилось на 50%, в соломе, соответственно, на 40%. Калийные и фосфорные удобрения (Р120К120 кг/га д.в.) на второй год после их внесения обусловили снижение коэффициента перехода радиоцезия в зерно на 65% и в солому на 53%, соответственно.

Если в первый год применение азотных и калийных удобрений, а также азотных, фосфорных и калийных не приводило к снижению накопления радиоцезия в урожае овса, то на второй год после их внесения содержание радионуклида в первом случае уменьшилось в зерне на 41%, в соломе на 59%, во втором, - на 45 и 36% соответственно.

Последствие калийных удобрений на накопление радиоцезия в урожае овса очевидно связано со значительным обменным поглощением (фиксацией) элемента питания, внесенного с удобрениями.

Последствие применения азотных удобрений не проявлялось ни в отношении урожая овса, ни в накоплении в нем радиоцезия, что связано с особенностями взаимодействия аммиачной селитры с почвой. Установлено, что из раствора нитрата аммония растения быстрее поглощают катионы NH_4^+ , чем анионы NO_3^- . При этом анионы вследствие высокой подвижности могут легко вымываться из пахотного слоя почвы, что приводит к значительному снижению обеспеченности растений азотом на второй год после их внесения.

Результаты исследований по изучению эффективности дополнительного внесения мелиорантов в почву, произвесткованную в 1987 г., приведены в таблице 8.

Из приведенных данных видно, что дополнительное внесение мелиорантов в произвесткованную почву существенного влияния на величину урожая овса не оказывало. В то же время при внесении гумата натрия в дозах 0,5 и 2,5 т/га наблюдалось увеличение урожая зерна на 10 и 15%, соломы - на 6 и 9% соответственно.

Применение гумата натрия обусловило снижение содержания радиоцезия в урожае культуры. Причем эта тенденция в большей степени прослеживалась при увеличении дозы органоминер-

Т а б л и ц а 8

Влияние дополнительного внесения мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае овса на произвесткованных почвах (среднее за два года)

Вид мелиоранта, доза внесения	Зерно				Солома			
	Уро- жай, ц/га	% от конт- роля	Радиоцезий		Уро- жай, ц/га	% от конт- роля	Радиоцезий	
			Кп, Бк/кг	% от конт- роля			Кп, Бк/кг	% от конт- роля
Контроль	13,7	100	0,36	100	19,3	100	0,59	100
Известь, 3 т/га	13,4	98	0,30	83	21,1	109	0,60	102
Известь, 6 т/га	13,2	96	0,33	93	19,8	103	0,66	112
Цеолит, 5 т/га	12,6	92	0,41	114	18,9	98	0,67	114
Цеолит, 10 т/га	14,4	105	0,43	119	20,8	108	0,75	127
Гумат натрия, 0,5 т/га	15,1	110	0,25	69	20,5	106	0,53	90
Гумат натрия, 2,5 т/га	15,7	115	0,24	67	22,9	119	0,36	61
Гумат натрия, 5,0 т/га	12,8	93	0,22	61	18,5	96	0,38	64
Доломит, 3 т/га	12,6	92	0,23	64	18,7	97	0,43	73
Доломит, 6 т/га	12,7	93	0,28	78	18,4	95	0,56	95

104

рального соединения до 2,5 и 5 т/га. В этом случае радиоцезия в зерне накапливалось на 33 и 39% меньше, чем на контроле, в соломе, соответственно, на 39 и 39%.

Некоторое снижение накопления радиоцезия наблюдалось и при внесении в производственную почву доломитовой муки. При этом эта тенденция в большей степени отмечалась при внесении мелиоранта в дозе 3 т/га. В этом случае коэффициент перехода радиоцезия в зерно снизился до 0,23 ($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$) против

0,36 на контроле и в солому до 0,33 против 0,59 ($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$),

соответственно. Однако дополнительное внесение доломитовой муки на производственных почвах по-видимому будет нецелесообразным из-за недостаточной эффективности агроприема. При повторном же известковании, ее внесение может быть более эффективным, чем применение извести, в том числе и за счет примесей микроэлементов.

Отсутствие положительного эффекта при внесении цеолита указывает как на нецелесообразность дополнительного его применения, так и на нецелесообразность замены известковых удобрений на цеолиты.

Таким образом, повторная химическая мелиорация почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, должна проводиться в сроки, предусмотренные рекомендациями агрохимической службы. Расчет доз мелиорантов следует проводить по гидролитической кислотности почв.

Из выше изложенного видно, что уровни радиоактивного загрязнения продукции растениеводства зависят от многих факторов.

Организация отрасли растениеводства на загрязненных территориях с учетом зависимости накопления радионуклидов в урожае от таких факторов, как плотность загрязнения и агрохимические свойства почв, биологические особенности растений, влияние удобрений и мелиорантов, позволяет достигать значительного снижения уровней радиоактивного загрязнения урожая и получать продукцию с содержанием в ней радиоцезия, не превышающим временно-допустимых уровней и международных норм.

МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ ВОДА – ПОЧВА – РАСТЕНИЕ НА УГОДЬЯХ, ОРОШАЕМЫХ ВОДОЙ РЕКИ ДНЕПР ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

Г. П. Перепелятников,
Б. С. Пристер, А. С. Соболев

В результате полверженности эрозионным процессам происходит миграция радионуклидов, поступивших в окружающую среду в результате аварии на Чернобыльской АЭС, с прилегающих к месту аварии водосборных территорий в реки Припять, Уж и Днепр. Это обуславливает актуальность оценки интенсивности включения радионуклидов в агрофитоценоз зон орошения Днепровского каскада, включая районы рисосеяния Херсонской и Крымской областей.

Анализ имеющейся информации по миграции радионуклидов в системе вода – почва – растение (Маликов В.Г., 1983; Кузнецов В.К., 1984, 1988) показывает, что опасность использования для нужд орошения вод, содержащих радионуклиды, определяется двумя, четко обозначенными проблемами: 1) накоплением радионуклидов в почве орошаемых угодий; 2) радиоактивным загрязнением сельскохозяйственной продукции, получаемой с орошаемых угодий.

Первая проблема может приобрести особую актуальность на рисовых севооборотах, где для полива риса применяются очень большие оросительные нормы (12–30 тыс.м³/га, против 1–3 тыс.м³/га для остальных орошаемых культур).

Цель исследований – определение количественных параметров радиоактивного загрязнения урожая орошаемых культур и почв угодий, орошаемых водами Днепровского каскада.

Для определения количественных параметров миграции цезия-137 и стронция-90 в рисовом севообороте на чеках отобраны послойно пробы почвы и пробы риса в период уборки урожая. Исследования по определению радиоактивного загрязнения остальных орошаемых культур проводили в Черкасской, Полтавской, Днепропетровской, Херсонской и Крымской областях. Контролем для этих зон орошения были выбраны два района Харьковской и Донецкой областей, где источники орошения не связаны по стоку с рекой Днепр. Цезий-137 определяли на гамма-спектрометре Nokia LPA 4900B с детектором ДГКД-80В. Стронций-90 определяли радиохимическим способом оксалатным методом.

Почвы рисовых чеков лугово-каштановые остаточного-солонцеватые среднесуглинистые. Содержание гумуса в пахотном слое (0–20 см) до 2%, легкогидролизуемого азота – 3,5–5,0; подвижных фосфора и калия – 5,0–7,0 и 40–50 мг/100 г почвы, соответственно. Объемная масса почвы – 1,40–1,50 г/см³; pH водной вытяжки – 6,4–7,0; емкость поглощения составляет 14,5 мг-экв/100 г почвы. Грунтовые воды залегают на глубине 1,5–1,8 м, реакция их щелочная (pH 8,4–9,1). Содержание радионуклидов в воде представлено в таблице 1.

Результаты исследования проб почвы, отобранных в 1988 г. после уборки риса, показывают, что орошение риса способствовало привнесу цезия-137 в почву чеков, где он сорбировался в основном в верхнем 0–0,5 см слое. Так, при орошении чеков в верхнем полусантиметровом слое его содержание увеличивалось на 35–57%, а в слое 0,5–2 см на 14–20% по отношению к богатым почвам (табл. 2).

На основании закономерностей экспоненциального распределения радионуклидов по глубине почвенного профиля рисового чека (5) и проведенных расчетов в слое 0–1,6 см сосредоточено до 90% цезия-137, поступившего с водой в 1988 г., а в слое 0–2 см – практически 100%. Расчет средневзвешенного содержания цезия-137 в пахотном слое (0–20 см) и плотности загрязнения (Ки/км²), показывает увеличение плотности загрязнения рисовых чеков по сравнению с богатыми участками. За три послеаварийных сезона орошения содержание этого радионуклида в чеке увеличилось на 30 мКи/км² или в 1,3 раза (см. табл. 2).

В отличие от цезия-137 распределение стронция-90 по профилю почв рисовых чеков равномерное: количество радионуклида в слоях 0–0,5; 0,5–2; 2–4; 4–20 изменяется не существенно, что является результатом слабой фиксации его почвой (табл. 3). Расчеты показывают, что за три послеаварийных сезона орошения на рисовые чеки с водой было привнесено в среднем 1,7 мКи/км² стронция-90 и увеличилось вдвое по сравнению с богарой.

Привнос на чеки с оросительной водой цезия-137 и стронция-90 способствовал увеличению его концентрации в урожае риса (табл. 4). При этом повышение содержания цезия-137 в зерне риса отмечается уже в урожае 1986 г. (в 1,6 раза по сравнению с 1985 г.), а стронция-90 с 1987 г. (в 1,3

Содержание радионуклидов в воде водохранилищ Днепровского каскада, пКи/л (по усредненным данным Минводхоза и УТКС)

Т а б л и ц а 1

Водохранилище	Цезий-137						Стронций-90					
	1987 г.			1988 г.			1987 г.			1988 г.		
	min	max		min	max		min	max		min	max	
Киевское	15	83	4	140	8		34	6		55		
Каневское	2	14	2	28	-		14	3		21		
Кременчугское	1	88	0,3	25	-		9	1		16		
Днепродаержинское	7	19	0,6	18	-		10	2		9		
Каховское	12	20	0,4	6	12		14	4		16		

108

Распределение цезия-137 в профиле почв чеков в 1988 г. после трех лет орошения (нКи/кг воздушно-сухой почвы)

Т а б л и ц а 2

Слой, см	Год	Поле севоборога											
		богара			рис			пар			лоперна		
		1986	1987	1988	богара	богара	богара	рис	лоперна	пар	рис	пар	рис
0-05					0,45			0,41	0,52	0,60	0,62	0,71	
0,5-2					0,43			0,39	0,39	0,51	0,50	0,49	
2-4					0,40			0,40	0,37	0,41	0,38	0,37	
4-6					0,38			0,36	0,40	0,38	0,42	0,41	
6-8					0,43			0,45	0,42	0,37	0,39	0,42	
8-10					0,37			0,37	0,38	0,38	0,37	0,32	
10-20					0,19			0,40	0,39	0,41	0,40	0,41	
Средне-взвешенное количество в слое					0,37			0,40	0,42	0,44	0,45	0,48	
0-20													
Расчетная плотность, Ки/км ²					0,11			0,12	0,12	0,13	0,14	0,14	

109

Т а б л и ц а 3

Распределение стронция-90 в профиле почв чеков
в 1988 г. после трех лет орошения (пКи/кг воздушно-
сухой почвы)

Слой, см	Год	Поля севооборота		
	1986 1987 1988	богара богара богара	рис пар рис	рис рис рис
0-0,5		70	110	120
0,5-2		65	110	110
2-4		60	100	122
4-20		58	100	115
Средне-взвешен- ное количество в слое				
0-20		60	102	116
Расчетная плот- ность, Ки/км ²		0,018	0,031	0,035

Т а б л и ц а 4

Динамика концентрации радионуклидов в урожае риса
(Скадовский район Херсонской области)

Год	Цезий-137, пКи/кг			Стронций-90, пКи/кг		
	зерно	лузга	солома	зерно	лузга	солома
1972	66	-	150	9	38	110
1982	18	35	43	8	32	80
1985	17	30	27	3	26	32
1986	27	50	49	2	25	30
1987	42	63	78	4	34	40
1988	40	71	60	5	35	57

Т а б л и ц а 5

Содержание цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур,
полученном с орошаемых угодий (пКи/кг воздушно-сухой массы)

Культура	Год	Водохранилища Днепровского каскада				Орошение водой из других источников	
		Каневс- кое	Кремен- чугское	Днепро- дзержинс- кое	Каховс- кое	Харьковс- кая область	Донецкая область
Озимая пшеница, зерно	1987	50	50	25	30	8	10
	1988	30	40	10	30	10	10
Кукуруза, зерно	1987	10	10	5	6	2	2
	1988	10	5	6	3	1	2
Люцерна	1987	600	600	370	320	80	100
	1988	400	400	300	200	90	90
Капуста, кочан	1987	6	7	3	3	1	1
	1988	6	4	2	3	1	1
Томаты, плоды	1987	20	20	10	10	4	5
	1988	20	10	10	20	6	5
Томаты, вегета- тивная масса	1987	700	800	500	400	160	250
	1988	400	500	200	200	200	200
Огурцы, плоды	1987	40	40	20	20	10	10
	1988	30	40	20	10	10	20
Огурцы, вегета- тивная масса	1987	1200	1600	800	600	350	300
	1988	800	1100	400	300	300	200

раза по сравнению с 1985 г.). В 1988 г. превышение содержания этих радионуклидов в зерне по отношению к 1986 г. составляло 2,4 и 1,7 раза, соответственно. Однако, необходимо отметить, что содержание обоих радионуклидов в зерне риса урожая 1988 г. не достигло содержания их в зерне урожая 1972 г. (когда в зерно поступали эти радионуклиды от глобальных выпадений ядерных испытаний) и было меньше в 1,6 раза.

Данные о содержании цезия-137 в урожае зерновых, многолетних трав и овощных культур, выращенных при орошении дождеванием водами Днепроовского каскада и водой из источников несвязанных с р. Днепр, хорошо согласуются с содержанием радионуклида в поливной воде (табл. 5). При этом повышение содержания цезия-137 в воде в 2-4 раза приводит к увеличению его перехода в урожай орошаемых культур в среднем в 2-6 раза.

Анализ полученных результатов позволяет сделать выводы о том, что за три послепаварийных сезона орошения в почву рисовых чеков с оросительной водой было привнесено до 27% цезия-137 и до 100% стронция-90 от имевшегося до аварии количества. Содержание цезия-137 и стронция-90 в урожае зерна риса на третий год после аварии увеличилось соответственно в 2,3 раза и 1,7 раза, однако было ниже уровня 1972 г. в 1,6-1,8 раза. Повышение содержания цезия-137 в оросительной воде в 2-4 раза увеличивает переход этого радионуклида в хозяйственно ценную часть урожая зерновых, многолетних трав и овощных культур в 2-6 раз.

РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ КОРМОВЫХ УГОДИЙ УКРАИНЫ

Г. П. П е р е п е л я т н и к о в, М. И. И л ь и н

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению цезием-137 с плотностью выше 1 Ки/км² (37 кБк/м²) подверглись 3,5 млн. га сельскохозяйственных угодий, из которых на долю естественных сенокосов и пастбищ приходится 365 тыс. га (табл. 1).

Наибольшие плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий (свыше 80 Ки/км²) выявлены в Киевской и Житомирской областях; до 15 Ки/км² - в Ровенской и Черниговской;

Т а б л и ц а - 1

Загрязнение сельскохозяйственных угодий
Украины цезием-137 с плотностью выше
1 Ки/км² (по данным Госагропрома УССР
на 1.01.90 г.)

Область	Сельскохозяйственные угодья, тыс. га			
	всего	пашня	сенокосы и паст- бища	прочие
Винницкая	74,5	70,8	3,1	0,6
Волинская ^x	0,1	-	0,1	-
Днепропетровская	1,0	0,7	0,2	0,1
Житомирская	250,0	160,6	89,4	-
Ивано-Франковская	1,0	1,0	-	-
Киевская	266,8	181,2	77,0	8,6
Кировоградская	1747,0	1725,0	-	22,0
Крымская	298,1	223,6	61,1	13,4
Одесская	223,4	199,7	21,2	2,5
Львовская	216,8	193,2	21,2	2,4
Ровенская	208,1	131,1	77,0	-
Сумская	2,4	2,0	0,4	-
Тернопольская	6,6	6,5	0,1	-
Хмельницкая	0,7	0,7	-	-
Черкасская	75,2	68,5	5,0	1,7
Черновицкая	402,1	303,0	98,1	-
Черниговская	57,5	31,5	26,0	-

^x Загрязнение угодий уточняется

до 10 Ки/км² в Черкасской. Остальные области имеют загрязнение угодий не выше 2 Ки/км².

Естественные сенокосы и пастбища имеют большое значение для производства кормов в животноводстве, однако они являются и основными "поставщиками" цезия-137 в рацион КРС, овец, лошадей, так как в отличие от пахотных угодий, миграция радионуклидов на них имеет ряд особенностей.

Первая особенность заключается в том, что на лугах, спустя 4 года после аварии, большая часть радионуклидов (70-98%) находится в дернине - верхнем слое почвенного профиля, обогащенном органикой. Это обстоятельство обуславливает "дернинное" поглощение радионуклидов (поглощение радионуклидов поверхностными корнями и прикорневой шейкой растений) растениями, которое соизмеримо с корневым, а чаще и превосходит его (табл. 2).

Т а б л и ц а 2

Содержание цезия-137 в дернине и травостое при плотности загрязнения почвы естественного луга (1 Ки/км²)

Тип почвы	Тип луга	нКи/кг	
		воздушно-сухой массы дернины	воздушно-сухой массы растений
Дерново-подзолистая суглинистая	суходол нормальный	14	4,0
Дерново-подзолистая песчаная	суходол нормальный	63	9,0
Дерново-подзолистая песчаная	суходол чрезмерного увлажнения	69	22
Торфяно-глеевая	пойменный осушенный	90	30
Торфяно-глеевая	пойменный чрезмерного увлажнения	172	82

Вторая особенность связана с режимом увлажнения естественных угодий. Периодическое затопление их паводковыми водами способствует не только интенсивному передвижению радионуклидов по почвенному профилю, но и усиленному усвоению цезия-137 луговыми растениями. Так, переход цезия-137 из почвы в растения на переувлажненных лугах выше, чем на суходольных в 3-8 раз (табл. 3)

Т а б л и ц а 3

Влияние фитотопологических особенностей лугов на переход цезия-137 в травостой

Тип почвы	Тип луга	КП ^x
Дерново-луговая супесчаная	суходол нормальный	2,0-3,0
Дерново-луговая супесчаная	пойменный влажный	8,0-11
Дерново-подзолистая суглинистая	суходол нормальный	1,0-4,0
Дерново-подзолистая песчаная	суходол нормальный	5,0-9,0
Дерново-подзолистая песчаная	суходол чрезмерного увлажнения	13-22
Дерново-подзолистая песчаная	пойменный влажный	25-39
Торфяно-глеевая	торфянистый, осушенный	30-82
Торфяно-глеевая	торфянистый пойменный чрезмерного увлажнения	135-189

$$КП^x = \frac{Бк/кг \text{ возд. сух. массы растений}}{кБк/м^2 \text{ почвы}} = \frac{нКи/кг \text{ возд. сух. массы растений}}{Ки/км^2 \text{ почвы}}$$

Необходимо также указать, что в областях, подвергшихся наибольшему загрязнению цезием-137 (Киевская, Житомирская, Ровенская и Черниговская), в силу почвенно-климатических условий (наличие дерново-подзолистых и торфяных почв, большого количества осадков) загрязнение травостоя естественных кормовых угодий будет в 50-100 раз выше, чем в других областях (не полесской зоны) при одинаковой плотности загрязнения. Это обусловлено высокой подвижностью цезия-137 в почвах полесской зоны, что связано, во-первых, с отсутствием (или малым количеством) глинистых слоистых минералов типа каолинит или монтмориллонит, на которых радионуклид сорбируется необменно, и, соответственно, не может усваиваться растениями, а, во-вторых, повышенной кислотностью дерново-подзолистых и торфяных почв, что увеличивает биологическую подвижность радионуклидов.

Максимальное снижение поступления радионуклидов в травостой лугов и далее в корм животным возможно в том случае, если производители будут знать и неуклонно соблюдать приемы рационального использования таких угодий.

Для того, чтобы в сельскохозяйственных предприятиях на загрязненной территории можно было получать продукцию животноводства (молоко и мясо), соответствующую ВДУ-91, учеными Украинского НИИ сельскохозяйственной радиологии разработаны рекомендации по использованию загрязненных радионуклидами природных кормовых угодий Украины. Используя эти рекомендации, можно максимально снизить миграцию радионуклидов в первом звене цепочки почва-травостой лугов-животные и уменьшить, соответственно, их поступление с продукцией животноводства к человеку.

Важнейшей частью этих рекомендаций является раздел рационального использования естественных кормовых угодий, загрязненных радиоактивными веществами.

Используя данные, полученные нами в результате изучения влияния различных факторов на миграцию радионуклидов из почвы в травостой луга, а также данные других авторов (Гребенщикова Н.В., 1990; Коношлев А.В., 1988; Кузьмич М.А., 1988) была подготовлена таблица 4, в которой даются рекомендации рационального использования естественных кормовых угодий с плотностью загрязнения от 0,25 до 15 Ки/км².

Согласно представленной в таблице информации, наиболее благоприятными для производства кормов животным являются сенокосы и пастбища, расположенные на суходольных лугах и представленные плодородными черноземными, лугово-черноземными и темно-серыми почвами суглинистого и глинистого механизма. Также угодья можно использовать без ограничений с плотностью загрязнения до 15 Ки/км². Луга на осушенных горфяно-глеевых почвах можно использовать без ограничений только при плотности загрязнения до 0,25 Ки/км², а при проведении коренного улучшения до 2 Ки/км².

Необходимо отметить, что проведение поверхностного (подсея трав, внесение удобрений и известкование кислых почв, расчистка от древесно-кустарниковой растительности, регулирование водного режима) или коренного (измельчение дернины, перепашка, внесение удобрений и извести, залужение) улучшения естественного луга дает возможность на тех же почвах производить продукцию животноводства (молока и мяса КРС), соответствующую ВДУ-91, при более высоких уровнях загрязнения.

При проведении улучшения луга удобрения вносятся согласно общепринятым для данных зон рекомендациям. Важно, чтобы почвы были хорошо обеспечены калием, а при его недостатке в почве соотношение элементов питания в удобрениях (N:P:K) должно быть 1:1,5:2. Известь вносят из расчета 1-1,5 нормы, рассчитанной по гидролитической кислотности почвы.

До проведения мероприятий по улучшению лугов можно использовать продукцию этих угодий на начальной и промежуточной стадиях откорма животных. Для этого сено, произведенное на загрязненных радионуклидами естественных кормовых угодьях, необходимо складировать отдельно по степени загрязнения и возможности использования с указанием величины содержания цезия-137:

- 1) для использования на заключительной стадии откорма и для КРС личных подсобных хозяйств - не выше $3,2 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг сухой массы;
- 2) для использования на промежуточной стадии откорма - $3,2-6,4 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг сухой массы;
- 3) для использования на начальной стадии откорма - $6,4 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг и выше.

Весной перед началом выпаса животных проводится контрольное определение содержания цезия-137 в травостое луга. При

этом контрольный уровень содержания этого радионуклида — $8,0 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг сырой травы позволит без дополнительных мероприятий получить молоко и мясо, соответствующих ВДУ-91.

Существующая практика использования естественных пастбищ, расположенных на критических почвах и загрязненных цезием-137 до 5 и даже до 10 Ки/км², тем не менее позволяла в общественном стаде получать молоко с содержанием цезия-137 не выше ВДУ-88, что было связано с организацией подкормки животных "чистыми" кормами, произведенными в полевом севообороте или с периодическим использованием "чистых" пастбищ.

Если такие пастбища используются для выпаса КРС индивидуальных хозяйств, то это проводится практически постоянно на одном пастбище и без подкормки "чистыми" кормами. Поэтому в личных хозяйствах, в отличие от общественных, молоко производится с превышением ВДУ.

В связи с этим ЗАПРЕЩАЕТСЯ выделение сенокосов и пастбищ для КРС личных подсобных хозяйств на тех естественных угодьях, где не гарантируется производство молока и мяса, соответствующих ВДУ-91 по таблице 4, а также участки с неизвестной плотностью загрязнения (лестные пастбища) на болотах, на влажных торфяных лугах. За нарушение этого требования предусмотрена ответственность, согласно закона. При изменении нормативов ВДУ содержания радиоцезия в мясе и молоке в сторону ужесточения соответственно должны быть пересмотрены (снижены) плотности загрязнения естественных сенокосов и пастбищ, указанных в таблице 4, при которых возможно получение "чистой" продукции.

В случаях, когда с естественных кормовых угодий невозможно получить продукцию, соответствующую ВДУ, необходимо выполнение специальных мероприятий по улучшению сенокосов и пастбищ с целью максимального снижения поступления радионуклидов в корма. Если применение мероприятий не дает желаемого эффекта, то в общественных хозяйствах производится агротехническое перепрофилирование этих угодий (по возможности) на выращивание кормовых культур в условиях кормового севооборота, в котором возможно получение таких кормов, которые позволят производить молоко и мясо соответствующих ВДУ-91. При этом необходимо руководствоваться таблицей 5, в которой приведены уровни загрязнения различных типов почв,

производство кормов на которых обеспечит (при скормливании КРС) получение мяса и молока, соответствующих ВДУ-91. В противном случае ведение этой отрасли прекращают.

Если отсутствует возможность выделения участков для КРС личных подсобных хозяйств, на которых возможно производство молока и мяса, соответствующих ВДУ-91, то содержание КРС в личных подворьях запрещается.

На заключительной стадии откорма КРС используют корма, полученные в кормовом севообороте при выращивании культур на почвах с плотностью загрязнения, не превышающих значений, указанных в таблице 5.

Т а б л и ц а 5

Предельная плотность загрязнения почв цезием-137 при выращивании кормовых культур, используемых при заключительной стадии откорма КРС, Ки/км²

Культура	Тип почвы		
	торфяно- глеевая, осушенная	дерново- подзолистая, песчаная	чернозем тяжелый суг- линистый
Капуста кормовая (зеленая масса)	0,4	6	40
Репс (зеленая масса)	1	10	80
Турнепс (корнеплоды)	1	12	40
Сеяные травы:			
злаковые (зеленая масса)	2	20	160
бобовые (зеленая масса)	1	10	40
Овес (зеленая масса)	2	40	160
Кукуруза на силос	5	40	160
Свекла (корнеплоды)	3	20	100
Ячмень (зеленая масса)	10	40	160
Картофель (клубни)	10	40	160
Клевер (зеленая масса)	1	9	40

Поскольку естественные кормовые угодья (сенокосы и пастбища) вносят наибольший вклад в поступление радионуклидов в рацион животных (коров, овец, лошадей) и далее с продукцией животноводства к человеку, то рационализация их использования является важным фактором в получении продукции животноводства, соответствующей ВДУ-91. Наилучшими угодьями для этих целей являются те, которые располагаются на черноземных глинистых почвах с нормальным увлажнением; наихудшими — на переувлажненных торфяно-глебовых.

Наибольший эффект в снижении загрязнения травостоя сенокосов и пастбищ (в 9–16 раз) можно получить при проведении коренного улучшения лугов, включающее перепахку дернины, внесение извести в 1 дозе по г.к., минеральных удобрений (с соотношением 1:Р:К как 1:1,5:2 и залужение травосмесью).

МИГРАЦИЯ ЦЕЗИЯ-137 В СИСТЕМЕ ПОЧВА - РАСТЕНИЕ ПРИ УЛУЧШЕНИИ ЕСТЕСТВЕННЫХ ЛУГОВ НА ЗАПАДНОМ СЛЕДЕ АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА ЧАЭС

М. И. Ильин, Г. П. Перепелятников,
Б. С. Пристер

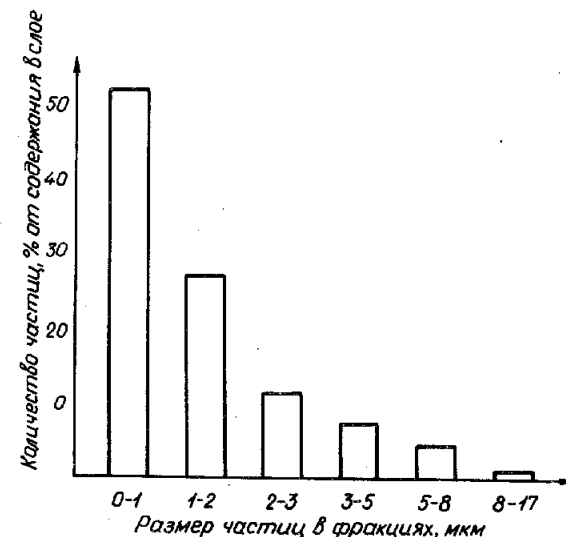
В результате аварии на Чернобыльской АЭС произошло радиоактивное загрязнение естественных лугов, ранее интенсивно использовавшихся для выпаса и откорма сельскохозяйственных животных.

Данные многих авторов свидетельствуют о возможности значительного (2,5–50 раз) снижения коэффициента перехода (КП) долгоживущих радионуклидов из почвы в растения в результате проведения мероприятий по коренному улучшению естественных сенокосов и пастбищ, к которым, как правило, относится измельчение и перепахка дернины с последующим залужением или посевом кормовых культур. В некоторых работах подчеркивается эффективность применения в этих целях известкования и внесения минеральных удобрений под оборот пласта, особенно на кислых почвах.

Спустя три года после аварии, изучали влияние некоторых агротехнических и агрохимических приемов улучшения естественного луга тридцатикилометровой зоны ЧАЭС на миграцию цезия-137 в системе почва-растение. Исследования проводили на участке луга в 5 км от объекта "Укрытие" на Западном следе аварийного выброса. Средняя плотность загрязнения

участка по цезию-137 составляла 1325 Ки/км^2 , суммарная бета-активность — $220 \text{ тыс. распадов/мин} \cdot \text{см}^2$. Почти половина радио-

цезия (42%) содержалась в "горячих" частицах, основная часть которых (95%) была размером до 5 мкм, что установлено методом автордиографии почвенных образцов (см. рисунок).



Фракционный состав "горячих" частиц в верхнем пятисантиметровом слое почвы естественного луга в 5 км от объекта "Укрытие".

Почва экспериментального участка — дерново-подзолистая песчаная: гумус 0,3%, рН $_{\text{сол}}$ 4,2, $N_{\text{гидр}}$ 6,3 мг-экв/100 г почвы, обменный Са 1,5 мг-экв/100 г почвы, K_2O 9,4 мг-экв/100 г почвы. В травостое естественного луга преобладал белоус торчащий.

Для известкования использовали доломит с 80%-ным содержанием извести, в качестве удобрения — нитрофоску (по 12% N, P_2O_5 и K_2O). После распределения соответствующих доз извести и удобрения по делянкам часть их для имитации вспашки была перекопана лопатой с оборотом пласта на глубину 20 см, а для имитации поверхностной обработки (дискования) почва была разрыхлена лопатой без оборота пласта

этом контрольный уровень содержания этого радионуклида — $8,0 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг сырой травы позволит без дополнительных мероприятий получить молоко и мясо, соответствующих ВДУ-91.

Существующая практика использования естественных пастбищ, расположенных на критических почвах и загрязненных цезием-137 до 5 и даже до 10 Ки/км², тем не менее позволяла в общественном стаде получать молоко с содержанием цезия-137 не выше ВДУ-88, что было связано с организацией подкормки животных "чистыми" кормами, произведенными в полевом севообороте или с периодическим использованием "чистых" пастбищ.

Если такие пастбища используются для выпаса КРС индивидуальных хозяйств, то это проводится практически постоянно на одном пастбище и без подкормки "чистыми" кормами. Поэтому в личных хозяйствах, в отличие от общественных, молоко производится с превышением ВДУ.

В связи с этим ЗАПРЕЩАЕТСЯ выделение сенокосов и пастбищ для КРС личных подсобных хозяйств на тех естественных угодьях, где не гарантируется производство молока и мяса, соответствующих ВДУ-91 по таблице 4, а также участки с неизвестной плотностью загрязнения (лестные пастбища) на болотах, на влажных торфяных лугах. За нарушение этого требования предусмотрена ответственность, согласно закона. При изменении нормативов ВДУ содержания радиоцезия в мясе и молоке в сторону ужесточения соответственно должны быть пересмотрены (снижены) плотности загрязнения естественных сенокосов и пастбищ, указанных в таблице 4, при которых возможно получение "чистой" продукции.

В случаях, когда с естественных кормовых угодий невозможно получить продукцию, соответствующую ВДУ, необходимо выполнение специальных мероприятий по улучшению сенокосов и пастбищ с целью максимального снижения поступления радионуклидов в корма. Если применение мероприятий не дает желаемого эффекта, то в общественных хозяйствах производится агротехническое перепрофилирование этих угодий (по возможности) на выращивание кормовых культур в условиях кормового севооборота, в котором возможно получение таких кормов, которые позволят производить молоко и мясо соответствующих ВДУ-91. При этом необходимо руководствоваться таблицей 5, в которой приведены уровни загрязнения различных типов почв,

производство кормов на которых обеспечит (при скармливании КРС) получение мяса и молока, соответствующих ВДУ-91. В противном случае ведение этой отрасли прекращают.

Если отсутствует возможность выделения участков для КРС личных подсобных хозяйств, на которых возможно производство молока и мяса, соответствующих ВДУ-91, то содержание КРС в личных подворьях запрещается.

На заключительной стадии откорма КРС используют корма, полученные в кормовом севообороте при выращивании культур на почвах с плотностью загрязнения, не превышающих значений, указанных в таблице 5.

Т а б л и ц а 5

Предельная плотность загрязнения почв цезием-137 при выращивании кормовых культур, используемых при заключительной стадии откорма КРС, Ки/км²

Культура	Тип почвы		
	торфяно- глеевая, осушенная	дерново- подзолистая, песчаная	чернозем тяжелый суг- линистый
Капуста кормовая (зеленая масса)	0,4	6	40
Рапс (зеленая масса)	1	10	80
Турнепс (корнеплоды)	1	12	40
Сеяные травы:			
злаковые (зеленая масса)	2	20	160
бобовые (зеленая масса)	1	10	40
Овес (зеленая масса)	2	40	160
Кукуруза на силос	5	40	160
Свекла (корнеплоды)	3	20	100
Ячмень (зеленая масса)	10	40	160
Картофель (клубни)	10	40	160
Клевер (зеленая масса)	1	9	40

Поскольку естественные кормовые угодья (сенокосы и пастбища) вносят наибольший вклад в поступление радионуклидов в рацион животных (коров, овец, лошадей) и далее с продукцией животноводства к человеку, то рационализация их использования является важным фактором в получении продукции животноводства, соответствующей ВДУ-91. Наилучшими угодьями для этих целей являются те, которые располагаются на черноземных глинистых почвах с нормальным увлажнением; наихудшими — на переувлажненных торфяно-глеевых.

Наибольший эффект в снижении загрязнения травостоя сенокосов и пастбищ (в 9–16 раз) можно получить при проведении коренного улучшения лугов, включающее перепашку дернины, внесение извести в 1 дозе по г.к., минеральных удобрений (с соотношением 1:Р:К как 1:1,5:2 и залужение травосмесью).

МИГРАЦИЯ ЦЕЗИЯ-137 В СИСТЕМЕ ПОЧВА - РАСТЕНИЕ ПРИ УЛУЧШЕНИИ ЕСТЕСТВЕННЫХ ЛУГОВ НА ЗАПАДНОМ СЛЕДЕ АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА ЧАЭС

М. И. Ильин, Г. П. Перепелятников,
Б. С. Пристер

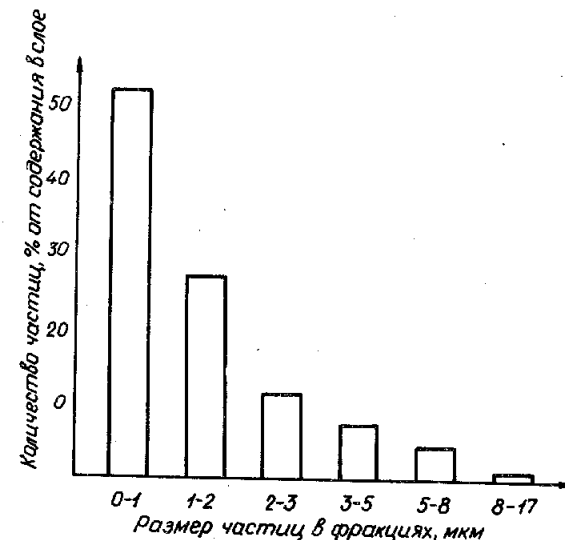
В результате аварии на Чернобыльской АЭС произошло радиоактивное загрязнение естественных лугов, ранее интенсивно использовавшихся для выпаса и откорма сельскохозяйственных животных.

Данные многих авторов свидетельствуют о возможности значительного (2,5–50 раз) снижения коэффициента перехода (КП) долгоживущих радионуклидов из почвы в растения в результате проведения мероприятий по коренному улучшению естественных сенокосов и пастбищ, к которым, как правило, относится измельчение и перепашка дернины с последующим залужением или посевом кормовых культур. В некоторых работах подчеркивается эффективность применения в этих целях известкования и внесения минеральных удобрений под оборот пласта, особенно на кислых почвах.

Спустя три года после аварии, изучали влияние некоторых агротехнических и агрохимических приемов улучшения естественного луга тридцатикилометровой зоны ЧАЭС на миграцию цезия-137 в системе почва-растение. Исследования проводили на участке луга в 5 км от объекта "Укрытие" на Западном следе аварийного выброса. Средняя плотность загрязнения

участка по цезию-137 составляла 1325 Ки/км^2 , суммарная бета-активность — $\frac{220 \text{ тыс. распадов}}{\text{мин} \cdot \text{см}^2}$. Почти половина радио-

цезия (42%) содержалась в "горячих" частицах, основная часть которых (95%) была размером до 5 мкм, что установлено методом автордиографии почвенных образцов (см. рисунок).



Фракционный состав "горячих" частиц в верхнем пятисантиметровом слое почвы естественного луга в 5 км от объекта "Укрытие".

Почва экспериментального участка — дерново-подзолистая песчаная: гумус 0,3%, pH 4,2, Н_{гидр.} 6,3 мг-экв/100 г почвы, обменный Са 1,5 мг-экв/100 г почвы, К₂О 9,4 мг-экв/100 г почвы. В травостое естественного луга преобладал белоус торчащий.

Для известкования использовали доломит с 80%-ным содержанием извести, в качестве удобрения — нитрофоску (по 12% N, P₂O₅ и K₂O). После распределения соответствующих доз извести и удобрения по делянкам часть их для имитации вспашки была перекопана лопатой с оборотом пласта на глубину 20 см, а для имитации поверхностной обработки (дискования) почва была разрыхлена лопатой без оборота пласта

на 15 см. После обработки почвы делянки засеяли овсом яровым и редькой зимней.

Рядом с "улучшенным" участком для контроля были выбраны делянки естественного луга, на поверхность которых были внесены соответствующие дозы извести и нитрофоски.

Для определения содержания цезия-137 в растениях и почве отбирали соответствующие пробы, причем почвенные – послойно через 5 см до глубины 25 см. Концентрацию радионуклида в пробах определяли на гамма-спектрометре Nokia LPA 4900 В с германий-литиевым полупроводниковым детектором.

В результате изучения распределения цезия-137 по профилю почвы естественного луга на контрольных делянках (без улучшения) установлено, что за три послеаварийных года из верхнего слоя почвы глубже 5 см поступило 3,1% выпавшего радионуклида, а глубже 10 см – 1,1% (табл. 1).

Т а б л и ц а 1

Распределение цезия-137 в поверхностном двадцатипятисантиметровом слое почвы естественного луга на Западном следе аварийного выброса ЧАЭС

Дата отбора проб	Содержание цезия-137 в слое, %				
	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см	20-25 см
01.06.88	98,98	0,72	0,15	0,09	0,06
08.09.89	96,89	2,04	0,85	0,14	0,08

Относительное содержание радиоцезия в верхнем наиболее загрязненном пятисантиметровом слое за 5 мес. экспозиции уменьшилось на 2,0% при одновременном увеличении его в ниже лежащих слоях почвы (5-10, 10-15, 15-20 и 20-25 см) в 2,8, 5,7, 1,6 и 1,3 раза, соответственно.

При поверхностном внесении извести или нитрофоски количество цезия-137, выносимого из верхнего пятисантиметрового слоя вниз по профилю почвы естественного луга увеличилось (по сравнению с контролем) в 1,9-3,6 раза во всех вариантах (табл. 2).

Результаты, полученные при изучении распределения цезия-137 по профилю почвы через 15 мес. после поверхностно-

Т а б л и ц а 2

Влияние поверхностного внесения извести и нитрофоски на миграцию Цезия-137 по профилю почвы естественного луга (экспозиция 15 мес.)

Вариант	Содержание цезия-137 в слое, %				
	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см	20-25 см
Контроль ^{х/}	96,9	2,0	0,9	0,1	0,1
Известь, 5 т/га	93,2	5,2	1,0	0,5	0,1
Известь, 10 т/га	94,1	2,9	1,5	1,0	0,5
$N_{80}P_{80}K_{80}$	88,8	9,3	1,2	0,6	0,1
$N_{160}P_{160}K_{160}$	89,1	8,6	1,3	0,9	0,1

^{х/} Известь и нитрофоску не вносили

го внесения извести или нитрофоски, свидетельствуют об уменьшении во всех вариантах содержания радионуклида в верхнем пятисантиметровом слое на 2,8-8,1% (по сравнению с контролем) при одновременном увеличении его в остальных слоях (5-10, 10-15, 15-20 см) в 1,5-4,7; 1,1-1,7 и 5-10 раз, соответственно, что, вероятно, связано с увеличением подвижности цезия.

Поверхностное внесение извести и нитрофоски привело к усилению миграции цезия-137 в слои почвы от 10 до 25 см в 1,5-2,7 раза, причем была отмечена тенденция к росту при соответствующем увеличении нормы внесения.

После проведения на экспериментальном участке луга имитации вспашки и дискования характер распределения радиоцезия по профилю почвы изменился (табл. 3).

Таблица 3

Влияние агротехнических приемов улучшения естественного луга на распределение цезия-137 по профилю почвы в верхнем двадцатисантиметровом слое

Вариант	Слой почвы, см	Содержание цезия-137 в слое, %	
		имитация вспашки	имитация дискования
Контроль	0-5	4,6	42,3
	5-10	40,4	52,1
	10-15	48,7	4,8
	15-20	6,1	0,7
	20-25	0,2	0,1
Известь, 5 т/га	0-5	6,8	24,0
	5-10	27,2	40,2
	10-15	25,3	32,3
	15-20	38,9	3,2
	20-25	1,8	0,3
Известь, 10 т/га	0-5	0,8	21,6
	5-10	37,9	43,9
	10-15	52,3	25,7
	15-20	8,4	8,2
	20-25	0,6	0,6
N ₈₀ P ₈₀ K ₈₀	0-5	7,5	36,4
	5-10	34,1	45,0
	10-15	38,2	16,6
	15-20	18,5	1,8
	20-25	1,7	0,2

Продолжение табл. 3

Вариант	Слой почвы, см	Содержание цезия-137 в слое, %	
		имитация вспашки	имитация дискования
N ₁₆₀ P ₁₆₀ K ₁₆₀	0-5	1,6	33,9
	5-10	10,5	59,5
	10-15	27,1	3,6
	15-20	58,8	2,9
	20-25	2,0	0,1

При имитации вспашки цезий-137 практически полностью перераспределяется в слое 5-20 см, дискования - 0-15 см. Как правило, после вспашки в верхнем пятисантиметровом слое наблюдается минимальное содержание радионуклида (0,8-7,5% от валового в слое 0-25 см), чего не было отмечено после дискования (21,6-42,3%). Максимальная концентрация цезия-137 при имитации вспашки была отмечена в слое 5-15 см (52,5-90,2%), а дискования - 0-10 см (64,2-94,4%).

Воздействие агрохимических и агротехнических приемов улучшения естественного луга на миграцию радиоцезия в системе почва-растение определяли по соответствующему изменению величин КП цезия-137 из почвы в травостой или вегетативную массу. КП рассчитан по отношению концентрации радиоцезия в растениях (10^{-9} Ки/кг возд. сухой массы) к плотности загрязнения почвы (Ки/км²), или $\left(\frac{\text{нКи/кг}}{\text{Ки/км}^2}\right)$ (табл. 4).

Внесение нитрофоски в обоих вариантах привело к снижению КП в 1,1-1,7 раза. Применение извести способствовало увеличению КП, по сравнению с контролем, для белоуса и овса - в 2 раза, для редьки - в 3 как при проведении обработки почвы, так и без нее. Этот эффект вероятно обусловлен специфическими условиями проведения эксперимента и, в первую очередь, преобладанием мелких фракций "горячих" частиц в выпадениях. Для достоверного объяснения этого факта необходимо

Т а б л и ц а 4

Влияние приемов улучшения естественного луга на переход цезия-137 из почвы в вегетативную массу растений

Вариант	КП $\frac{n\text{Ки/кг}}{\text{Ки/км}^2}$				
	белоус	овес		редька	
	без об- работки	имитация		имитация	
		вспаш- ки	диско- вания	вспаш- ки	дискова- ния
Контроль ^{х/}	5,6	3,2	3,3	20,4	21,2
Известь, 5 т/га	9,9	6,9	6,3	60,6	60,5
Известь, 10 т/га	10,7	6,4	6,4	58,9	60,1
$N_{80}P_{80}K_{80}$	4,5	2,9	3,1	12,8	14,9
$N_{160}P_{160}K_{160}$	3,8	2,6	2,7	12,1	13,5

^{х/} Известь и нитрофоску не вносили

проведение специальных исследований, поскольку не исключена возможность увеличения перехода цезия-137 в растения при проведении известкования на "следах" аварийного выброса со значительным содержанием на поверхности почвы "горячих" частиц.

Анализ полученных результатов свидетельствует о том, что за три послеаварийных года содержание цезия-137 в верхнем пятисантиметровом слое дерново-подзолистой песчаной почвы естественного луга, расположенного в 5 км от объекта "Укрытие", уменьшилось на 3,1% за счет вертикальной миграции, в результате чего содержание в слоях 5-10, 10-15 и 15-20 см увеличилось в 2,8; 5,7 и 1,6 раза, соответственно.

2. Поверхностное внесение доломита и нитрофоски увеличивало интенсивность вертикальной миграции цезия-137 из верхнего пятисантиметрового слоя почвы естественного луга в 1,9-3,6 раза.

3. Внесение доломита (в пересчете на известь 5 и 10 т/га, или 1 и 2 дозы по гидролитической кислотности) увеличивает переход цезия-137 в вегетативную массу растений в 2-3 раза как при обработке почвы, так и без таковой.

ИЗУЧЕНИЕ ФОРМ СОДЕРЖАНИЯ ^{137}Cs И Sr В ЛУГОВЫХ ПОЧВАХ ЗОНЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Г. П. Перепелятников, М. И. Ильин,
В. С. Буковская

Авария на ЧАЭС породила ряд сложнейших экологических проблем. Их решение невозможно без разработки долгосрочного прогноза воздействия долгоживущих радионуклидов аварийного выброса на биосферу. Такой прогноз будет максимально достоверным при выявлении закономерностей и количественных характеристик миграции радионуклидов в биогеоценозе. Изучение этих закономерностей тесно связано с изучением форм содержания радионуклидов в почвенном покрове. В настоящее время в этом направлении интенсивно ведутся научные исследования (Овсянников С.В., 1989; Молчанова И.В., 1989, Орлов В.М., 1989).

Особенно важно проведение таких исследований в специфических условиях радиоактивного загрязнения поверхности почвы продуктами аварийного выброса ЧАЭС, в зоне с высокой плотностью загрязнения, вследствие наличия в почве "горячих" частиц, которые являются своеобразными "депо" поставки различных форм многих радионуклидов.

Целью настоящего исследования было определение форм нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах лугов тридцатиклометровой зоны и количественных параметров миграции этих форм по профилю почв. Для этого, спустя два года после аварии, в пяти километрах от объекта "Укрытие" на участке естественного луга с высокой плотностью радиоактивного загрязнения (700 Ки/км^2 по цезию-137) были отобраны пробы почвы (послойно через 5 см на глубину 30 см).

Содержание цезия-137 в почвенных пробах определяли на гамма-спектрометре Nokia PA 4900 В с германий-литиевым полупроводниковым детектором.

Формы содержания радионуклидов в пробах определяли по общепринятой методике (Павлюккая Ф.И., 1974).

В качестве десорбента использовали воду, уксуснокислый аммоний (1Н) соляную кислоту (1 и 6 н) и смесь концентрированных азотной и соляной кислоты в соотношении по объему 1:3 (царская водка).

Результаты изучения миграции радионуклидов по профилю песчаной дерново-подзолистой почвы тридцатикилометровой зоны ЧАЭС свидетельствуют о том, что, спустя два года после аварии, основное количество цезия-137 и стронция-90 находится в верхнем пятисантиметровом слое и составляет, соответственно, 98,9% и 91,5% от содержания в слое 0-30 см (табл. 1).

Т а б л и ц а 1

Распределение радионуклидов в верхнем тридцатисантиметровом слое дерново-подзолистой песчаной почвы естественного луга в 5 км от объекта "Укрытие"

Слой почвы, см	Содержание в слое, %	
	стронций-90	цезий-137
0-5	91,5	98,9
5-10	5,2	0,3
10-15	1,7	0,2
15-20	1,1	0,2
20-25	0,4	0,2
25-30	0,1	0,2

Однако необходимо отметить более интенсивную миграцию стронция-90 вниз по профилю почвы. Так, в слое 15-20 см его содержание составляет 1,1% от содержания в слое 0-30 см, что в 6 раз выше, чем аналогичное содержание цезия-137.

Основное количество цезия-137 и стронция-90 находится в недоступной для растений форме (вытесняемое только 6Н HCl и царской водкой). Для цезия-137 эта величина в слое 0-5 см составляет 90,7%, а для стронция-90 - 69,3%. Содержание воднорастворимых форм этих радионуклидов в слое 0-5 см не превышает 0,1%, доступных растениям форм цезия-137 - 9,3% и стронция-90 - 30,7% (табл. 2).

Т а б л и ц а 2

Распределение форм нахождения радионуклидов в верхнем тридцатисантиметровом слое дерново-подзолистой почвы естественного луга в 5 км от объекта "Укрытие"

Десорбент	Содержание в слое, %					
	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см	20-25 см	25-30 см
Цезий-137						
H ₂ O	0,1	м е н е е		0,01		
CH ₃ COONH ₄	5,5	20,3	12,5	10,4	5,9	6,0
1Н HCl	9,3	21,1	17,1	20,9	19,4	20,0
6Н HCl	41,0	66,4	48,9	58,2	43,2	49,2
HCl + HNO ₃	100	100	100	100	100	100
Стронций-90						
H ₂ O	0,1	3,6	6,5	5,6	9,7	24,0
CH ₃ COONH ₄	13,7	44,1	53,2	35,9	52,7	44,0
1Н HCl	30,7	76,2	97,4	99,1	96,4	88,0
HCl + HNO ₃	100	100	100	100	100	100

С глубиной доля доступного растениям цезия-137 увеличивается и составляет в слоях 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 и 25-30 см 21,1; 17,1; 20,9; 19,4; 20,0%, соответственно, а для стронция-90 - 30,7; 76,2; 97,4; 99,1; 96,4; 88,0. Такое распределение указывает на то, что цезий-137 и стронций-90 мигрируют по профилю почвы в виде воднорастворимой и доступной растениям формы.

Таким образом, за два года, прошедших после аварии на ЧАЭС, основная доля стронция-90 и цезия-137 находится в

верхнем пятисантиметровом слое дерново-подзолистой песчаной почвы луга. Отмечается более высокая степень миграции у стронция-90, для которого содержание в слое 15-20 см составляет 1% от содержания в слое 0-30 см, в то время как у цезия-137 - 0,2%. В верхнем пятисантиметровом слое почвы естественного луга на Западном следе в 5 км от объекта "Укрытие" стронций-90 и цезий-137 находятся в основном в недоступной форме (69,3 и 90,7% соответственно). В слоях почвы глубже 5 см эти радионуклиды находятся в подвижной форме (43-66% для цезия-137 и 76-99% для стронция-90).

ОЦЕНКА "ГАРАНТИРОВАННЫХ" КОЭФФИЦИЕНТОВ ПЕРЕХОДА РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ В СЕЛЬСКО-ХОЗЯЙСТВЕННЫЕ КУЛЬТУРЫ ПО АГРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ПОЧВЫ

Б. С. Пристер, Ю. В. Хомотинин,
Л. В. Перепелятникова

Прогнозирование загрязнения урожая сельскохозяйственных культур радиоцезием, выращиваемых на конкретном поле производится с помощью соотношения

$$C = КП \cdot S,$$

где C - концентрация радиоцезия в почве, Ки/кг;

$КП$ - коэффициент перехода радиоцезия из почвы в культуру, усредненный для данного поля, $(Ки/Кг) / (Ки/км^2)$;

S - средняя плотность загрязнения поля радиоцезием, Ки/км².

В общем случае величины $КП$ и S являются случайными с присущими им функциями распределения вероятностей. Во-первых, как функции случайных факторов, во-вторых, каждая из них оценивается на основе конечного (часто небольшого) числа измерений. В этом случае для характеристики степени загрязненности ожидаемого урожая сельскохозяйственной культуры необходимо иметь такую "гарантированную" оценку C для которой справедливо вероятностное условие

$$P\{C \geq C_g\} \leq \gamma \quad (1)$$

Т.е., чтобы вероятность превышения истинным уровнем загрязнения C оценки C_g не превышала γ 100%.

В данной работе рассматривается случай, когда S является не случайной величиной (плотность загрязнения поля радиоцезием постоянная известная величина). Тогда условие (1) будет эквивалентно условию

$$P\{КП \geq Кпг\} \leq \gamma, \quad (2)$$

где $Кпг$ - "гарантированный" коэффициент перехода.

Переход радионуклидов из почвы в растения в условиях Полесья отражает особенности свойств почв данного региона: низкую связность, малое содержание глинистых и слюдяных материалов, легкой гранулометрический состав, кислую реакцию почвенного раствора, низкую емкость поглощения и гумуса.

В результате аварии на ЧАЭС загрязнена территория более тридцати районов Киевской, Ровенской, Житомирской и Черниговской областей, которые включают почвы, существенно различающиеся по агрохимическим свойствам и которые условно можно объединить в три группы.

К первой группе относятся дерново-подзолистые песчаные и суглинистые почвы (рН 4.1-5.5), ко второй - серые лесные, светло-серые и серые оподзоленные (рН 5.6-6.4), к третьей - черноземные почвы с признаками оподзоливания (рН 6.6-7.3).

Коэффициент перехода $Кп$ для выбранного вида и сорта сельскохозяйственной культуры сильно зависит от агрохимических свойств почвы. С целью изучения этой зависимости от таких агрохимических показателей почвы, как рН, гумус, сумма поглощенных оснований, обменный кальций, подвижный калий в течении трех лет в 31 хозяйстве Киевской, Житомирской, Ровенской и Черниговской областях Полесья Украины, охватывающих практически все типы почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, были отобраны и промерены "парные" пробы, характеризующие переход радионуклидов в системе почва - растение.

Отбор средней пробы почвы производили один раз после уборки урожая по конверту. Перемешивали двадцать пять проб "брусков" 5х5х30 см взятых по всей площади участка (ровного без впадин, блюдца, холмов, размером не менее 50м x 50м)

и отбирали среднюю пробу, которую высушивали и пропускали через сито с диаметром 1 мм.

Для приготовления средней пробы растений отбирали не менее 20-25 растений в фазе хозяйственной спелости равномерно по всему выбранному участку, с которого отбирали пробу почвы по двум диагоналям. Определение радиоцезия проводилось методом спектрометрии.

В предлагаемой работе на основе полученного материала построены математические модели, позволяющие оценивать с заданным уровнем доверия значения усредненного по полю коэффициента перехода радиоцезия в урожай различных сельскохозяйственных культур по агрохимическим показателям почвы.

К настоящему времени такие модели построены для зерна озимой пшеницы (сорт Мироновская 808), зерна озимой ржи (сорт Киевская 80), зерна ячменя (сорт Носовский), кукурузы на силос (сорт Днепровский), люцерны (сорт Синегибридная), вики (сорт Белоцерковская), картофеля (сорт Луговский), белокочанной капусты (сорт Ранняя), томатов (сорт Искра), лука репки, огурцов (сорт Конкурент), сена сеяных трав, столовой зелени (укроп, петрушка), районированных в Полесье Украины.

Функция распределения вероятностей коэффициента перехода $F(x)$ для каждой культуры и заданных агрохимических показателей поля строилась на основе полученных регрессионных зависимостей. "Гарантированное" значение коэффициента перехода для каждого поля (верхний доверительный интервал) определяется из соотношения

$$1-\gamma = F(Kr) \quad (3)$$

При построении регрессионных моделей коэффициентов перехода для пшеницы, ячменя, кукурузы, люцерны, картофеля, капусты и томатов, для которых определялся весь перечисленный выше набор агрохимических показателей, обнаружилась их зависимость между собой. Для отбора наиболее информативных признаков был использован метод пошаговой регрессии [1]. Полученные модели для средних коэффициентов приведены в таблице 1.

Верхние доверительные границы уровня $1-\gamma$ для усредненного по полю коэффициента перехода ("гарантированные" значения) вычисляются по формуле

$$Kr(x_1 \dots x_l) = \bar{K}(x_1 \dots x_l) \exp \left[t_{N-l-1, 1-\gamma} \cdot Soc. \cdot (x^T A \cdot x)^{1/2} \right], \quad (4)$$

- где $x_1, \dots, x_l$ — включенные в модель характеристики почвы;
 l — число характеристик почвы, включенных в модель;
 $t_{N-l-1, 1-\gamma}$ — квантиль распределения Стьюдента с $N-l-1$ степенями свободы уровня $1-\gamma$;
 N — число наблюдений;
 $Soc.$ — остаточное среднее квадратическое отклонение модели;
 A — обращенная информационная матрица;
 X — вектор-столбец $(1, x_1, \dots, x_l)$;
 T — значек трансформирования.

Т а б л и ц а 1

Комплексные зависимости средних коэффициентов перехода радиоцезия из почвы в урожай сельскохозяйственных культур

Культура сорт	Коэффициент перехода $\bar{K} \Gamma i (z)$
Озимая пшеница Мироновская 808	$1.02 e^{-0.99 \text{ гумус}}$
Ячмень Носовский	$21354.1 / \text{СПО}^{-2.64} / \text{Ca}^{-1.54}$
Кукуруза на силос Днепровская	$6.69 / \text{pH}^{-1.41} / \text{KJ}^{-0.41}$
Люцерна Синегибридная	$31.19 / \text{pH}^{-1.43} / \text{Ca}^{-0.32}$
Картофель Луговской	$0.066 / \text{KJ}^{-0.89}$
Белокочанная капуста Ранняя	$3.59 / \text{KJ}^{-0.38} e^{-0.28 \text{ pH}}$
Томаты Искра	$160.77 / \text{СПО}^{-0.56} e^{-0.69 \text{ pH}}$

Однако такие модели имеют ряд недостатков и неудобств в практическом применении. Во-первых, при анализе проб почвы не всегда определяли все оговоренные характеристики. Поэтому при построении моделей методом множественной регрессии часть информации не использовалась. Во-вторых, при оценке коэффициентов перехода для полей конкретного хозяйства не всегда имеется тот набор агрохимических характеристик, который включен в модели. Поэтому необходим более гибкий метод прогноза коэффициентов перехода и максимально использующей имеющиеся результаты наблюдений. Для решения этой задачи были построены нелинейные модели зависимости коэффициентов перехода радиоцезия отдельно для каждой рассматриваемой агрохимической характеристики почвы. Они приведены в таблице 2.

Верхние доверительные границы уровня $1-\gamma$ для усредненного по полю коэффициента перехода в этом случае будут также вычисляться по формуле (4), притом коэффициент Стьюдента имеет $N-2$ степеней свободы. Однако при этом возникает задача обобщения оценок коэффициентов перехода, полученных по различным моделям.

Если статистические данные, на основании которых построены модели, независимы, то соответствующие плотности распределения вероятностей $f_i(K)$ также независимы, тогда обобщенная плотность распределения вероятностей коэффициента перехода $f_0(K)$ может быть получена исходя из принципа максимума правдоподобия и соотношения Байеса.

$$f_0(K) = \frac{\prod_{i=1}^m f_i(K)}{\int_0^m \prod_{i=1}^m f_i(K) dK}, \quad (5)$$

где m — число моделей.

В этом случае гарантированное значение коэффициента перехода для каждого поля (верхний доверительный интервал) определяется из соотношения

$$1-\gamma = \int_0^{K_r} f_0(x) dx \quad (6)$$

Т а б л и ц а 2

Зависимости средних коэффициентов перехода радиоцезия из почвы в урожай от агрохимических характеристик

Культура сорт	Коэффициент перехода, $KП(z)$
Озимая пшеница	$142.6 e^{-1.06 pH}$
Мироновская 808	$1.02 e^{-0.99 \text{ гумус}}$
	$71.5 [СПОУ]^{-2.42}$
	$14.6 [Ca]^{-1.99}$
	$0.025 [K]^{-1.59}$
Озимая рожь Киевская 80	$47.5 e^{-0.97 pH}$
Ячмень	$253.2 e^{-1.25 pH}$
Носовский	$0.223 [\text{гумус}]^{-1.08}$
	$49021 [СПОУ]^{-4.3}$
	$2670 [Ca]^{-3.69}$
	$0.025 [K]^{-1.59}$
Кукуруза на силос	$3.11 [pH]^{-3.24}$
Днепроовская	$0.394 [K]^{-0.67}$
Люцерна	$578.2 [pH]^{-3.33}$
Синегибридная	$1.11 [\text{гумус} - 0.63]^{-0.36}$

Продолжение табл. 2

Культура сорт	Коэффициент перехода, КП (z)
	34.8 [рН] ^{-1.18}
	2.97 [Са-4] ^{-0.46}
	0.589 [К-0.1] ^{-0.4}
Вика Белоцерковская	49.9 e ^{-0.55 рН}
Сено сеянных трав	19.9 e ^{-0.35 рН}
Картофель Луговской	119.1 e ^{-1.03 рН}
	0.357 [гумус] ^{-1.09}
	40.0 [СПО] ^{-2.08}
	7.2 [Са] ^{-1.53}
	0.066 [К] ^{-0.89}
Белокочанная капуста	3.47 e ^{-0.55 рН}
Ранняя	1.43 [гумус] ^{-0.94}
	28.5 [СПО] ^{-1.19}
	9.3 [Са] ^{-0.87}
	0.403 [К] ^{-0.76}
Томаты	124 e ^{-0.89 рН}
Искра	0.956 [гумус] ^{-1.03}

Продолжение табл. 2

Культура сорт	Коэффициент перехода, КП (z)
	43.8 [СПО] ^{-1.72}
	13.9 [Са] ^{-1.39}
	0.206 [К] ^{-0.95}
Лук репка	1652 [рН] ^{-4.76}
Огурцы Конкурент	26.3 e ^{-0.57 рН}
Зелень (укроп, петруш- ка)	59874 [рН] ^{-7.9}

Если для построения моделей используется одна и та же выборка (одни и те же пробы почва-растение), как в нашем случае, то полученные оценки КП будут зависимы между собой. Тогда в выражении (5) необходимо использовать вместо $f_i(K)$ условные распределения вероятностей. Однако процедура построения этих распределений достаточно сложна. Поэтому в таких случаях целесообразней использовать приближенные методы. В нашем случае логарифм КП (см. таблицу 2) является линейной функцией агрохимического показателя или его логарифма и имеет распределение Стьюдента с $N-2$ степенями свободы, которое при $N > 30$ практически не отличается от распределения Гаусса. Если эти распределения были бы независимыми, то логарифм обобщенной оценки КП на основании (5) также имел бы плотность распределения Гаусса со средним значением

$$V_0 = \frac{\sum_{i=1}^m W_i V_i}{\sum_{i=1}^m W_i}, \quad (7)$$

где V_i – среднее значение логарифма коэффициента перехода для i – той модели;

$$W_i = 1 / (Soc. i \cdot (X_i^T \cdot A_i \cdot X_i)^{1/2})^2$$

Величина $V_0 = Ln(K_0)$ является средним взвешенным с весами W_i величин V_i , рассчитанным по каждой модели.

Для рассматриваемого нами случая зависимых распределений в качестве приближенной оценки K_0 используем величину

$$K_0 = EXP(V_0), \quad (8)$$

$$V_0 = \frac{\sum_{i=1}^m V_i W_i}{\sum_{i=1}^m W_i}; \quad (9)$$

$$V_i = Ln(K_i) + t_{n-2, 1-\alpha} \cdot Soc. i \cdot (X_i^T \cdot A_i \cdot X_i)$$

Таким образом предлагаемый подход позволяет получать обобщенную оценку коэффициента перехода, исходя из имеющихся математических моделей с учетом точности прогноза по каждой такой модели.

Т а б л и ц а 3

Культура	Многомерные модели (табл. 1)	Номограммы	
		характеристики почвы, включенные в многомерные модели	все имеющиеся характеристики почвы
Ячмень	0,54	0,41	0,33
Кукуруза	1,15	1,26	1,26
Люцерна	1,35	1,44	1,57
Капуста	1,47	1,41	1,41
Томаты	0,75	0,67	0,77

На основе приведенных в таблице 2 моделей и соотношения (8) построены номограммы, позволяющие получать "гарантированные" оценки с уровнем доверия 0.95 для коэффициентов перехода в производственных условиях при минимуме вычислений. В таблице 3 для сравнения приведены верхние доверительные границы уровня 0.95, рассчитанные с использованием многомерных моделей, приведенных в таблице 1 и номограмм для поля с агрохимическими характеристиками почвы $pH=5,9$, гумус = 0,8%, СПО = 14 мг/100 г почвы, Са = 12 мг/100 г почвы, К = 0,2 мг/100 г почвы.

ЭФФЕКТИВНОСТЬ МЕРОПРИЯТИЙ, НАПРАВЛЕННЫХ НА УМЕНЬШЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА В РАЙОНАХ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятникова, Г. П. Перепелятников

При радиоактивном загрязнении территории важнейшим фактором радиационной обстановки является концентрация радионуклидов в продукции растениеводства. Накопление радионуклидов в растениях, первом звене пищевой цепи почва – растение – животное – человек, фактически определяет дозу внутреннего облучения человека. Очевидно, что эффективность системы радиационной защиты в целом в значительной мере определяется эффективностью мероприятий, направленных на уменьшение содержания радионуклидов в продукции растениеводства. Защитные меры в растениеводстве предпринимаются уже в самый начальный период аварии и проводятся затем в течение длительного периода времени, продолжительность которого определяется радиоэкологической обстановкой и периодом полураспада основных дозообразующих радионуклидов.

В настоящей работе сделана попытка систематизировать основные контрмеры, предпринимаемые в растениеводстве, на примере территорий, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В таблице 1 эти мероприятия приведены в той последовательности, в которой они реализуются после крупной радиационной аварии. Запретительные мероприя-

Т а б л и ц а 1

Основные радиологические мероприятия, проводимые в растениеводстве после крупных радиационных аварий

Класс мероприятия	Основные действия	Продолжительность проведения
Запретительные	Прекращение потребления и реализации овощей, особенно листовых	До уточнения радиационной обстановки (РО)
	Прекращение выпаса скота и скормливания свежесготовленных кормов	
Изучение радиационной обстановки и составление прогноза загрязнения растений	Проведение обзорной съемки территории путем измерения мощности дозы гамма-излучения	Сразу после обнаружения факта аварии
	Определение нуклидного состава загрязнения почв и растений	
	Оценка ожидаемых значений аэрального и корневого загрязнения растений с учетом сезона и почвенно-климатических условий	После получения данных о нуклидном составе загрязнения
	Выявление критических радионуклидов и продуктов	

Продолжение табл. 1

Класс мероприятия	Основные действия	Продолжительность проведения
Уточнение радиационной обстановки	Примерное нормирование уровня загрязнения почв и растений	
	Организация радиологического контроля продукции	
	Составление карт-грамм загрязнения сельскохозяйственных угодий, сбор данных и уточнение агрохимических свойств почв	Сразу после проведения обзорной гамма-съемки, в дальнейшем по мере уточнения инфраструктуры радиоактивного следа
	Выведение из севооборотов наиболее загрязненных полей	По мере уточнения радиационной обстановки
Изменение структуры землепользования	Отвод наименее загрязненных пастбищ и сенокосов для скота, в первую очередь местного направления	
	Дифференцированное складирование кормов с разными уровнями загрязнения	
Мелиоративные и агротехнические	Выявление основных параметров почв, определяющих поступ-	Постоянно до нормализации радиационной обстановки

Продолжение табл. 1

Класс мероприятия	Основные действия	Продолжительность проведения
	ление радионуклидов в растения, и путей воздействия на них	
	Обработка почв, улучшение лугов и пастбищ	
	Внесение мелиорантов и удобрений, изменение агротехники	

тия призваны обеспечить радиационную безопасность сельского населения и сельскохозяйственных животных. Последнее обстоятельство связано с тем, что вследствие поедания больших количеств пастбищной растительности или зеленой массы культурных растений, характеризующихся высокими значениями коэффициентов задерживания радионуклидов, в организм животных могут поступать биологически значимые количества их. Так, в 1986 г. в зоне аварии на ЧАЭС выпас коров на изолинии с мощностью экспозиционной дозы на период прекращения выпадений (10 мая) $R = 1$ мр/ч поглощенная доза облучения щитовидной железы коров от поступления радионуклидов йода с кормом составляла по нашим оценкам 200–300 г. Эти дозы вызывают существенные функциональные и морфологические изменения органа (Федоров А. и др., 1973).

Скорость самоочищения растительности за счет процессов полевых потерь весьма высока и хорошо аппроксимируется экспоненциальной функцией с периодами полураспада от 6–24 ч до 1–14 суток для слабо- и прочно фиксированных на поверхности растений фракций радионуклидов. В результате эффективность запретительных мероприятий, исключающих получение сельскохозяйственными животными свежих кормов, в первые дни после

аварии очень высока как по уменьшению дозы внутреннего облучения, так и по переходу радионуклидов из корма в продукцию растениеводства.

Для отмены запрета на проведение работ и выпас животных необходимо уточнение конкретных параметров радиационной обстановки, прежде всего мощности дозы гамма-излучения, плотности загрязнения почвы и радионуклидного состава выпадений. Радиационная обстановка и методы ее оценки во многом определяются природой аварии и условиями формирования радиоактивного следа. При разовом непродолжительном выбросе радионуклидов, как это имело место при наземных ядерных взрывах или авариях в Уиндскейле, Кыштыме, на местности образуются радиоактивные следы с закономерным уменьшением градиентов загрязнения территории по мере удаления от продольной и поперечной осей следа. В этом случае оценка радиационной обстановки в сельскохозяйственной сфере возможна по результатам обзорной крупномасштабной гамма-съемки, по картам с изолиниями плотности загрязнения. При закономерно изменяющихся градиентах возможна оценка плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий путем интерполяции между двумя соседними точками радиационного поля с известными параметрами.

Специфической особенностью Чернобыльской аварии явилось продолжительное формирование следа в условиях меняющихся метеорологических условий, что привело к нерегулярной структуре загрязнения территории и даже значительным разрывам — наличию локальных очагов загрязнения, оторванных от основного следа. Недоучет этого обстоятельства привел к тому, что в первый год после аварии на территориях с достаточно благоприятным прогнозом весьма часто выявляли случаи превышения уровней загрязнения продукции над прогнозируемыми.

Дальнейшее изучение инфраструктуры следа показало, что неоднородность распределения радиоактивных выпадений по территории настолько высока, что даже два рядом расположенных участка площадью в несколько десятков гектар могут различаться по плотности загрязнения до десяти и более раз. Анализ ситуации показал, что планирование мероприятий в сельскохозяйственном производстве возможно только при наличии картограмм загрязнения полей и естественных угодий. Начиная с 1987 года, эта работа проводится во все возрастающих масштабах, так как стала очевидной необходимость детальной

оценки радиационной обстановки на территориях со средней плотностью загрязнения по цезию-137 до 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2).

Как показали результаты съемки на территориях, ограниченных изолиниями плотности загрязнения 5 Ки/км^2 (185 кБк/м^2), имеются уголья с плотностью загрязнения выше 80 Ки/км^2 . Точно так же на изолиниях с плотностью загрязнения выше 40 Ки/км^2 выявлены поля со средними уровнями ниже 15 Ки/км^2 .

Опушки лесов, поймы малых рек и бессточных понижений, на которых в зоне Полесья выпасают скот и заготавливают значительную часть грубых кормов, характеризуются повышенной плотностью загрязнения по сравнению с окружающей территорией. Это объясняется возникновением турбулентностей при обтекании их воздушным потоком во время прохождения радиоактивного облака, приводящих к захвату и осаждению на почву радиоактивных веществ из более высоких слоев атмосферы.

Исследование радионуклидного состава выпадений показало, что после окончания периода йодной опасности, продолжительность которого в среднем составила 45 дней, после чего йод-131 практически не обнаруживался в молоке, основными дозообразующими радионуклидами являются цезий-134 и цезий-137 и в меньшей степени стронций-90. Со второго года после аварии основным путем включения радионуклидов в пищевые цепи является корневой (почвенный) путь. Вклад внекорневого (аэриального) пути в загрязнение биомассы может быть оценен для цезия-137 20%. В связи с этим основой для прогнозирования загрязнения продукции в 1987 г. и в последующие годы являются картограммы загрязнения почв и их агрохимических свойств, определяющих коэффициенты перехода радионуклидов в растения.

Исходя из значений установленных органами здравоохранения уровней допустимого содержания радионуклидов в продуктах, необходимо установить предельные уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий. На первом этапе были использованы полученные ранее значения коэффициентов перехода радионуклидов по пищевым цепям. В дальнейшем параметры перехода радионуклидов из почвы в растения были уточнены в различных районах, характеризующих почвенно-климатические условия всей зоны Украины, подвергшейся радиоактивному загрязнению.

Полученные в реальных полевых условиях коэффициенты перехода осреднены за три года. Показано, что интенсивность

перехода цезия-137 из почвы в растения наиболее тесно связана со значением pH солевой почвенной вытяжки. Поэтому КП объединены в три группы по этому показателю. Значения КП, приведенные в таблице 2, для основных сельскохозяйственных культур различаются для различных групп почв от 3,3 до 29 раз. Видовые различия в значениях КП зависят от типа почвы: на серых лесных оподзоленных и черноземах выщелоченных (II и III группы) они составляют 8-10 раз, в то время как на дерново-подзолистых песчаных почвах I группы достигают 45 раз. Очевидно, что подбор культур и размещение их на почвах с соответствующим уровнем загрязнения и агрохимическими характеристиками является одной из наиболее эффективных мер уменьшения концентрации радионуклидов в продукции растениеводства.

Весьма существенную роль в накоплении радионуклидов растениями играют сортовые отличия, которые должны учитываться при разработке структуры землепользования. Как видно из данных таблицы 3, коэффициенты перехода цезия-137 из почвы в зерно бобовых и злаковых на дерново-подзолистой почве для районированных в Полесье или перспективных сортов составляют от 1,4 раза для вики до 4,3 раза для озимой ржи. Следует отметить, что подбор сортов является одной из наиболее просто реализуемых мер, не требующих больших затрат, что позволяет оценить этот прием как весьма эффективный.

Зона Полесья представлена преимущественно подзолистыми и оподзоленными почвами, что ограничивает глубину обработки. Обычная вспашка проводится на глубину 18-22 см с тем, чтобы не вывернуть на дневную поверхность подзолистый горизонт. Дизельная вспашка, обеспечивающая рыхление пахотного горизонта без оборота пласта, приводит, как правило, к некоторому повышению перехода радиоцезия в урожай (табл. 4).

Из элементов минерального питания, как показали многочисленные эксперименты, наибольшей эффективностью обладает калий. Применение азота, который в основном вносят в виде сульфата или нитрата аммония, т.е. физиологически кислых солей, приводит к существенному (иногда до трех раз) повышению накопления цезия-137 в урожае. Наилучшие результаты дает внесение комплексных или смешанных удобрений с преобладанием содержания фосфора и калия над азотом в два-три раза. В этом случае наряду с повышением урожая удается снизить содержание радионуклида в урожае в несколько раз, особенно 10^3-10^2

Т а б л и ц а 2
Коэффициенты перехода цезия-137 (среднее за 1987-
1989 гг., Киевская область) ($\frac{\text{Бк/кг естественного продукта}}{\text{кБк/м}^2 \text{ почвы}}$)

Культура	Группа почв, pH			Крат- ность раз- личий
	1	II	III	
	4,5-5,5	5,6-6,5	6,6-7,5	
Люцерна	0,90	0,20	0,10	9,0
Клевер	0,80-2,90	0,30	0,10	29,0
Вика	1,10-4,50	0,40	0,20	22,0
Люпин	0,90-2,70	0,30	0,10	27,0
Горох	0,50	0,30	0,20	2,5
Кукуруза (силос)	0,60	0,30	0,10	6,0
Озимая пшеница (зерно)	0,50	0,20	0,05	10,0
Озимая рожь (зер- но)	0,40	0,10	0,07	6,8
Озимый ячмень (зерно)	0,30	0,10	0,00	5,0
Картофель	0,30	0,10	0,04	7,5
Свекла	0,60	0,30	0,06	10,0
Капуста	0,30	0,10	0,04	7,5
Томаты	0,20	0,09	0,03	6,9
Огурцы	0,10	0,06	0,03	3,3
Лук	0,60	0,20	0,11	5,6
Зеленные	0,30	0,05	0,02	15,0
Морковь	0,30	0,12	0,05	6,0
Кратность различий	45	8	10	-

Т а б л и ц а 3
Коэффициенты перехода цезия-137 из дерново-подзо-
листой песчаной почвы в зерно некоторых сортов
сельскохозяйственных культур ($\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$)

Культура	Сорт	КП	Кратность различий
Вика	Белоцерковская	12,00	
	Полтавская-1	11,00	1,4
	Белоцерковская 222	8,50	
Рожь озимая	Вересень	2,60	
	Дружина	2,50	4,3
	Белга	1,60	
	Киевская 86	0,59	
Ячмень	Визит	0,93	
	Прима	0,81	1,9
	Риск	0,48	
	Лютесценс 7	1,40	
Пшеница яровая	Мироновская остистая	1,00	
	Шедрая Полесья	0,89	
	Полесская 87	0,85	2,5
	Наталка	0,81	
	Мироновская 808	0,56	

но при внесении извести или других известковых материалов по норме гидролитической кислотности (табл. 5).

Важной задачей при разработке контрмер является выявление критических ландшафтов. В условиях Полесья ими являются торфяно-болотные почвы, что было установлено при изучении поведения в ней радионуклидов глобальных выпадений. Как показали исследования (табл. 6), значения КП цезия-137 на

Т а б л и ц а 4

Влияние агротехнических приемов на переход цезия-137 в урожай озимой ржи на дерново-подзолистой песчаной почве КП, $\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$

Вид вспашки	Удобрение	Зерно	Солома
Обычная	Без удобрений	0,10	0,33
Чизельная		0,12	0,28
Обычная	N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	0,09	0,30
Чизельная		0,08	0,32
Обычная	K ₆₀	0,07	0,28
Чизельная		0,17	0,27
Обычная	Навоз	0,06	0,30
Чизельная		0,09	0,28

Т а б л и ц а 5

Влияние удобрений и извести на КП цезия-137 в растения на торфяном лугу при его улучшении $\left(\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}\right)$

Вариант	Травосмесь	Овес	Ячмень
Улучшенный луг без удобрений (контроль)	17,0	12,0	3,5
N ₆₀	39,0	14,0	5,1
K ₁₂₀	5,9	—	—
+ N ₆₀	46,0	14,0	8,7
+ N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀	4,3	8,3	4,1
+ N ₆₀ P ₆₀ K ₁₈₀	12,0	2,2	2,0
+ N ₆₀ P ₁₅₀ K ₆₀	17,0	1,7	1,1

Т а б л и ц а 6

Переход цезия-137 в луговую растительность и молоко в условиях Полесья

Тип почвы	КП, $\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$ в растения
Дерново-подзолистая песчаная	4,0-21,0
Дерново-подзолистая глееватая	1,3
Светло-серая подзолистая песчаная	2,6
Луговая песчаная	2,0-11,0
Торфяники	30,0-81,0
Торфяно-болотная	189,0
Тип пастбища	В молоко
Хорошо задерненные	
с. Ракивщина	4,0
с. Слобода Новоселецкая	3,3
Слабо задерненные высокопродуктивное (применение НРК - 15 лет)	
с. Малые Мошки	1,2
с. Большие Мошки	1,3

торфяных и торфяно-болотных почвах в десятки и даже более 100 раз выше, чем на минеральных дерново-подзолистых почвах. Эти типы почв весьма распространены в зоне Полесья. Например, на территории Ровенской области их доля составляет более 30% от площади сельскохозяйственных угодий. Другим критическим ландшафтом Полесья являются естественные луга на дерново-подзолистых почвах, используемые в качестве выпасов или сенокосов. Обычно это низкопродуктивные пастбища с малой площадью проективного покрытия почвы травостоем. Радиоактивный цезий находится в дернине этих почв в высоко подвижной форме и интенсивно переходит в растительность, а затем в организм животных. Повышение продуктивности есте-

Т а б л и ц а 7

Эффективность мелиорации лугов, 1988 г.

Область	Тип почвы	Снижение концентрации цезия-137 в траве, раз
Киевская	Дерново-подзолистая	2,1
	Темно-серая оподзоленная	3, 1, 3
	Светло-серая оподзоленная	2,6
Житомирская	Дерново-подзолистая	1,6
	Лугово-торфяная	9,0
	Дерново-подзолистая	1,4
	Дерново-подзолистая	2,1
	Лугово-черноземная	16,2
Ровенская	Торфяно-болотная	2,8
	Торфяно-болотная	3,1
	Дерново-подзолистая	1,8
	Дерново-подзолистая	1,5
	Луговая	1,8
Черниговская	Лугово-слоистая	1,5
	Торфяно-глеевая	3,5
	Дерново-подзолистая	2,1
	Дерново-подзолистая	2,5

ственных лугов позволяет до 3,5 раз снизить переход цезия-137 в молоко коров (см. табл. 6). Хорошие результаты удается получить при улучшении лугов путем внесения извести и полного минерального удобрения с последующим фрезерованием и подсевом трав, причем на органических почвах эффективность мелиорации существенно выше, чем на минеральных (табл. 7).

Последним этапом производства продуктов растительного происхождения является технологическая переработка, которая позволяет существенно снизить содержание радионуклидов в конечном продукте. Так, например, получение белкового концентрата из зеленой листо-стебельной массы позволяет уменьшить концентрацию их в корме до 10 раз (Новиков Ю.Ф., Лобач Г.А., 1991).

Для обеспечения высокого уровня радиационной защиты должны применяться все меры в едином комплексе и в последовательности, диктуемой динамикой радиационной обстановки.

СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИЙ ВРЕДИТЕЛЕЙ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ МЕРОПРИЯТИЙ, СНИЖАЮЩИХ ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ РАСТЕНИЕВОДСТВА

Е. Г. Бунтова, Г. А. Руденская,
Ю. В. Хомутигин

Возделывание сельскохозяйственных культур на территории, загрязненной радиоактивными веществами, требует проведения специальных мероприятий, снижающих накопление радионуклидов продукцией растениеводства. Это приводит к изменениям существующих технологий возделывания с.-х. культур, может сказаться на экологической обстановке в агрофитоценозах и вызывать изменения в сложившихся отношениях фитофаг – кормовое растение.

Поскольку внесение минеральных удобрений существенно меняет течение биохимических процессов в растениях, направление обмена веществ и, как следствие, физиологическое состояние растений, эти процессы в той или иной мере оказывают влияние на развитие вредителей и болезней, на степень заселенности и пораженности ими с.-х. растений. Внесение повышенных доз минеральных удобрений может оказывать как положительное, так и отрицательное влияние на развитие вредных видов-фитофагов.

Применение повышенных доз калийных и фосфорных удобрений снижает переход радионуклидов в продукцию, влияет на физиологическое состояние растений и может создать благоприятные условия для развития и размножения вредных видов, связанных с данными растениями. В настоящее время малоизвестно влияние мелиорантов (доломит, гумат натрия, известь, цеолит) на вредоносность фитофагов.

Но если вопросы влияния минеральных удобрений на вредителей и болезни в той или иной мере рассматривались и ранее, то вопросы влияния мелиорантов на вредителей практически не изучались.

Исследования воздействия на вредителей различных способов снижения поступления РВ в продукцию растениеводства проводились на экспериментальных посевах с.-х. культур (озимая пшеница, озимая рожь, ячмень, овес, горох) в 30-километровой зоне отселения ЧАЭС и в ОПХ "Владимировский". Мощность экспозиционной дозы на экспериментальных посевах составила от 0,05 до 1,5 МР/ч.

Так как численность вредителей зависит от очень большого числа факторов, были выделены основные, имеющие наибольшее значение в данных исследованиях. Это, в первую очередь, уровень загрязнения РВ, способ обработки почвы, дозы внесения минеральных удобрений и мелиорантов.

Сравнительный анализ заселенности посевов вредителями в зависимости от доз минеральных удобрений и мелиорантов показал, что заселение всходов происходит в целом равномерно. Распределение вредителей по вариантам наблюдается на стадии начало – полное кушение.

В ходе исследований отмечено влияние различных доз минеральных удобрений и заселенность посевов хлебными жуками, злаковыми блошками, цикадками, тлями, пьявицей.

Внесение на озимой пшенице гумата натрия снизило заселенность посевов остроголовым клопом и увеличило – злаковыми тлями и черноусым щитником, а внесение цеолита увеличило заселенность клопами-слепняками и уменьшило степень повреждения шведской мухой.

Выбранные виды обработки почвы (глубокая вспашка, лущение) значимого влияния на численность вредителей на овсе и озимой пшенице не оказали. На горохе заселенность клубеньковым долгоносиком при вспашке в 3,1 раза больше, чем при лущении, шитоноской – в 4,2 раза, яйцами шитоноски – в 4,7 раза, соответственно. На ячмене выявлено незначительное превышение заселенности элией, хлебным жуком и тлей при вспашке по сравнению с лущением.

При анализе полученных результатов особое внимание было обращено на варианты с внесением извести.

Отмечена некоторая зависимость численности отдельных вредителей (злаковая тля, пьявица, черноусый щитник) от внесения извести в количестве от 3 до 30 т/га (см. таблицу).

Параметры влияния известкования почвы на численность основных вредителей ячменя и овса

Вредитель	Коэффициент регрессии	Количество внесенной извести, т/га		Вероятность влияния, %
		$\bar{X}$	min-max	
Повреждения шведской мухой	0,89	1,1	0,0-6,0	0,97
Черноусый щитник	-0,394	0,86	0,0-2,0	0,99
Пьявица	0,09	1,1	0,0-6,0	0,97
Вредная черепашка	-0,75	1,1	0,0-6,0	0,98
Трипсы	-1,564	1,1	0,0-6,0	0,98

Анализ данных выявил некоторую зависимость численности отдельных вредителей от внесения сапропелей.

Так, при внесении сапропеля (от 50 до 150 т/га) наблюдается увеличение поврежденности всходов зерновых шведской мухой. В случаях, где перед посевом было проведено лущение, коэффициент влияния сапропеля на поврежденность шведской мухой составил 0,15-0,054.

В целом исследования показали, что проведение мероприятий по снижению поступления радионуклидов в продукцию растениеводства изменяют фитосанитарную обстановку на экспериментальных посевах.

Отмеченные результаты необходимо учитывать при планировании защитных мероприятий на посевах, возделываемых на территориях, загрязненных РВ в результате аварии на ЧАЭС.

ПРОБЛЕМЫ ЖИВОТНОВОДСТВА НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ, ПОДВЕРГШЕЙСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

Н. П. Асташева

Система агротехнических и зоотехнических мероприятий, направленных на уменьшение перехода радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных и далее в продукцию животноводства, так же, как и организация ведения животноводства на территории с повышенным содержанием радиоактивных веществ, зависит от многих факторов. К числу основных следует отнести концентрацию радионуклидов во внешней среде, площадь территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, особенности ведения сельского хозяйства на этой территории, состав радионуклидов, поступающих в организм животных.

Следует отметить, что авария на Чернобыльской АЭС произошла в очень неблагоприятный период для животноводства — окончание стойлового периода и начало пастбищного периода. В 1986 г. значительная часть животных в момент аварии уже находилась на пастбище, вследствие чего в организм животных поступление радионуклидов, особенно йода и цезия, было намного выше норматива. Предложения не выпасать животных не нашли должного понимания, так как в большинстве хозяйств животных нечем было кормить.

Одной из серьезных ошибок было решение произвести убой крупного рогатого скота и овец, эвакуированных из 30-километровой зоны. На принятие этого решения влияли два фактора:

неверие в прогнозы ученых, что дозы облучения, полученные животными, не вызовут их гибели.

сложности с размещением и кормлением большого поголовья, вывезенного из зоны.

Производство мяса, превышающего ВДУ, на Украине после аварии на Чернобыльской АЭС составляло в 1986 г. 6409 т, 1987 — 1283 т, 1988 — 168 т, 1989 — 64 т, 1990 — 17 т. В 1987 г. на основании экспериментальных данных была разработана методика прижизненного определения содержания РВ в мышцах коров, овец и свиней. Внедрение этой методики в хозяйствах и на мясокомбинатах позволило снизить количество мяса с превышением ВДУ до 17 т в 1990 г. Параллельно с методикой прижизненной оценки была разработа-

на технология заключительного откорма животных на "чистых" кормах, которая была успешно внедрена в хозяйствах УССР.

Для получения молока с содержанием радиоцезия 370 Бк/л ($1 \cdot 10^{-8}$ Ки/л), концентрация радионуклидов в зеленом корме не должна превышать 740 Бк/кг ($2 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг), что всего в два раза выше допустимого содержания цезия в зерне на продовольственные цели и равно временно допустимым уровням загрязнения картофеля и урожая овощных культур. В то же время в вегетативных частях растений (листья, стебли), которые используются на корм, радионуклиды накапливаются в 2–5 раз больше, чем в репродуктивных частях растений (зерно, плоды).

Высокое накопление радионуклидов в биомассе пастбищной растительности обусловлено высокой интенсивностью поступления их в растения из дернины, в которой и сосредоточено основное количество выпавших радиоактивных веществ. Особенно высокие уровни загрязнения травостоя отмечены на торфяниках. Второй путь поступления радионуклидов в организм животных — это заглатывание части дернины и почвы во время выпаса. Эти факторы определяют поступление в организм животных значительного количества радионуклидов и, как следствие, увеличение уровня радиоактивного загрязнения молока и его количества в летние месяцы (табл. 1).

Значительного снижения поступления радионуклидов в организм животных, а значит и в молоко, можно добиться путем коренного улучшения пастбищ, которое позволит снизить переход цезия-137 в луговую траву до 1,6 раз (в среднем в 2–4 раза). Наибольший эффект наблюдается на торфянистых почвах.

Изучение закономерностей миграции радионуклидов в системе почва-корм-животное-продукция животноводства и внедрение результатов в практику — одна из основных проблем сельскохозяйственной радиологии.

Результаты исследований физиологического состояния и воспроизводительных качеств сельскохозяйственных животных, находящихся на территории, загрязненной радиоактивными веществами, не выявили значимых отклонений от данных, полученных до аварии (табл. 2).

Продуктивность животных на загрязненных территориях не снизилась, а находилась на уровне средних показателей по УССР, а в Киевской области превысил эти показатели (табл. 3).

Динамика производства молока с превышением ВДУ в 1990 г.

Т а б л и ц а 1

Месяцы	Киевская обл.		Житомирская обл.		Ровенская обл.	
	количество загрязнен- ного моло- ка	% от обще- го количе- ства моло- ка	количество загрязнен- ного молока	% от обще- го количе- ства моло- ка	количество загрязнен- ного моло- ка	% от об- щего коли- чества мо- лока
Январь	359	0,4	3958	9,8	28	0,1
Февраль	349	0,4	4011	9,2	75	0,2
Март	396	0,4	6670	11,3	201	0,6
Апрель	221	0,6	6317	10,9	273	0,6
Май	739	0,6	10056	11,2	357	0,6
Июнь	928	0,8	11359	12,6	485	0,7
Июль	580	0,5	10107	11,8	299	0,7
Августа	495	0,4	8237	10,8	160	0,4
Сентябрь	119	0,1	6574	10,3	119	0,3
Октябрь	362	0,4	4912	9,0	34	0,1
Ноябрь	327	0,4	3100	8,1	37	0,1
Декабрь	272	0,4	2782	7,5	0,3	0,001

158

Показатели воспроизводства стада КРС (Полесский р-он, Киевская обл.)

Т а б л и ц а 2

Показатели	Г о д ы						
	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Осеменено, гол.	16051	16265	15946	14649	14394	14496	14443
Выход телят на 100 коров, %	79	83	84	86	96	99	97
Из них пало, %	6,0	5,6	5,8	6,5	2,0	2,9	2,8
Мертворожден- ных, %	3,0	1,8	2,8	2,2	0,9	1,9	1,9
Количество абортгов	144	178	85	100	121	146	116

159

Т а б л и ц а 3

Среднегодовой удой на корову по всем категориям хозяйств, кг.

Год	Украина	Киевская обл.	Житомирская обл.
1975	2347	2437	2673
1980	2272	2360	2472
1985	2570	2474	2554
1988	2307	3240	2889
1989	2840	3250	2945

Обстановка, сложившаяся на территории УССР после аварии на Чернобыльской АЭС, требует специальных мероприятий при ведении агропромышленного производства для рационального использования сельскохозяйственных угодий и получения "чистой" сельскохозяйственной продукции. Основными из них являются: составление карт радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий с учетом агрохимических свойств почвы и видовых различий культур, правильное использование кормовых культур при составлении рациона, организация системы заключительного откорма животных на "чистых" кормах, а также использование сорбирующих добавок и возможности переработки загрязненной продукции. Все эти вопросы требуют детального, планомерного изучения и только комплексное исследование позволит правильно планировать производство и получать максимально "чистую" сельскохозяйственную продукцию.

ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ И ВЫВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ОРГАНИЗМА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

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

В отечественной и зарубежной литературе накоплен и обобщен значительный материал о закономерностях миграции радионуклидов по биологическим цепочкам. Однако большинство этих

работ выполнено на лабораторных животных. Сведения о миграции РВ, в частности цезия-134, 137, в цепи "почва-корм-организм" в естественных условиях немногочисленны. В основном они проведены на пастбищах с низкой плотностью загрязнения в период глобальных выпадений. В результате аварии на ЧАЭС часть территории СССР и сопредельных государств оказалась загрязненной долгоживущими радионуклидами. Представилась возможность изучить основные параметры, характеризующие закономерности миграции радионуклидов в условиях хозяйств, непосредственно примыкающих к зоне аварии.

В проведенных исследованиях оценивали динамику накопления и параметры распределения радиоцезия в организме животных. Изучали закономерности выведения радиоизотопов в естественных условиях и под влиянием сорбирующих добавок.

Проведен опыт по заключительному откорму 201 головы крупного рогатого скота разных половозрастных групп (табл. 1).

Т а б л и ц а 1

Схема опыта

Состав групп	Количество голов	Добавки
Бычки, возраст 18-20 мес. (контроль)	25	-
Бычки, возраст 18-20 мес. То же	25 31	Аэросил Аэросил, краун-эфир, йодистый калий
Бычки, возраст 10-12 мес.	20	Двойная норма концентратов
Телки (контроль)	25	
Телки	25	Аэросил, краун-эфир, йодистый калий
Коровы (контроль)	25	
Коровы	25	Краун-эфир, йодистый калий

При хроническом поступлении δ -суточным рационом $2,5 \cdot 10^{-5}$ Ки и концентрацией радионуклидов в мясе равной $2,8 \cdot 10^{-7}$ Ки/кг животных поместили в условия, в которых суточное поступление РВ было на 2 порядка ниже. Было проведено испытание следующих соединений, способных сорбировать радионуклиды: аэросил марки А-300, краун-эфир (Дибензе-18-краун-6), йодистый калий. Названные препараты животные получали трижды в неделю в виде добавок к рациону из расчета 40 г аэросила, 5 г краун-эфира, 6 г йодистого калия на голову. Через каждые 14 сут из групп отбиралось по 5 животных для уоя на мясокомбинате. Отбирали образцы мышц и паренхиматозных органов. Гаммаспектрометрия образцов осуществлялась на установке "Нокия". Помимо этого производилась прижизненная оценка концентрации РВ в мясе. Регулярно проводили клинический осмотр и выборочное обследование групп животных.

За первые 30 дней опыта во всех группах произошло существенное снижение уровня радиоактивной загрязненности мяса - 2,8-5,6 раза (табл. 2). Наблюдалась удовлетворительная совпадаемость результатов гамма-спектрометрического анализа с прижизненной оценкой концентрации радионуклидов в мясе животных по методике, разработанной УФ ВНИИСХР. Более высокая скорость выведения обнаружена в группах коров и телок, получавших добавки. В течение следующих 30 сут проходило дальнейшее уменьшение насыщенности мышц и органов радиоизотопами. Кратность снижения концентрации РВ по всем группам за 2 мес. составила 5,2-13,5 раза. Сохранилось преимущество по скорости выведения радионуклидов только у телок, получавших комбинацию добавок к рациону. К концу опытного периода различия между всеми контрольными и опытными группами практически нивелировались. За весь период опыта средняя кратность снижения концентрации радиоизотопов в мясе равнялась $9,4 \pm 0,7$.

Полученные в результате опыта данные были подвергнуты статистической обработке с целью оценки основных параметров, характеризующих динамику выведения радионуклидов из организма животных. Функциональная зависимость, описывающая процесс выведения радионуклидов из организма, выражается в виде суммы двух экспонент. Для приближения этой зависимости к экспериментальным данным использован метод наименьших квадратов. В результате были получены уравнения, кото-

Таблица 2
Динамика снижения радиоактивной загрязненности мяса, $1 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг

Продолжительность опытного периода, сут.							
0	15	30	Кратность снижения за 1 мес.	45	60	Кратность снижения за 2 мес.	Кратность снижения за 2,5 мес.
28,0	16,0	7,5	3,7	6,0	5,3	5,3	10,8
28,0	13,0	9,5	3,0	8,5	4,2	6,7	7,6
28,0	17,0	10,0	2,6	9,3	4,8	5,8	7,6
25,0	-	6,4	4,0	-	2,4	10,4	13,2
27,0	13,0	8,8	3,0	4,4	4,6	5,9	10,8
27,0	12,0	4,6	5,6	5,3	2,0	13,5	11,7
27,0	13,0	8,3	3,2	5,6	3,7	7,3	9,0
27,0	11,0	7,4	3,7	5,9	5,2	5,2	8,2

рые явились исходными для нахождения минимума функционала путем минимизации на ЭВМ. Динамика выведения радионуклидов из мяса и органов выражается уравнением:

$$A(T) = A_0 K_1 \left(1 - \frac{0,693}{T_1} \right) + K_2 \left(1 - \frac{0,693}{T_2} \right),$$

где T_1 и T_2 — первый и второй периоды выведения; A — исходная концентрация радионуклидов в органе или мышцах; K_1, K_2 — доля радионуклидов, выводимая из организма с периодом выведения T_1 и T_2 сут.

Выведение радионуклидов из организма крупного рогатого скота характеризуется двумя периодами. Первый период — 8–11 дней, второй — 36–53 дня в зависимости от возраста животных (табл. 3).

Рассчитаны величины T_1, T_2, K для всех опытных групп животных. В итоге установлено, что сорбируемые добавки оказывают некоторое положительное влияние на первый период выведения, эффект от их применения не отражается на конечном результате. Исходя из полученных моделей были рассчитаны оптимальные заключительные сроки откорма КРС для получения мяса с допустимым уровнем концентрации радионуклидов у 50, 95, 99% поголовья (табл. 4).

На основе рассчитанных показателей T_1, T_2 для разных групп животных путем построения уравнений множественной регрессии получены зависимости, связывающие влияние следующих факторов: сорбирующие добавки (X_1), пол (X_2), возраст (X_3). Для описания снижения концентрации радионуклидов в мышцах эти показатели имеют вид

$$T_1 = 4,77 - 1,73 X_1 - 2,64 X_2 - 1,09 X_3 - 1,03 X_2 X_3,$$

$$T_2 = 33,7 - 10,5 X_2 - 7,05 X_3 - 15,4 X_2 X_3.$$

Таким образом влияние сорбирующих добавок на второй период выведения радионуклидов из мяса не выявлено.

Помимо этого получены зависимости между динамикой загрязнения органов и мышц. Соотношение имеет вид:

$$A^O = A^M (a_0 + a_1 + a_2),$$

Таблица 3
Функциональные зависимости, характеризующие выведение радионуклидов из организма крупного рогатого скота

Вид функциональной зависимости, нормированной на начальную активность	Дни	
	первый период полувыведения $T_{1/2}$	второй период полу- выведения $T_{1/2}$
$\frac{A/T}{A_0} = 0,45^{-0,062 T} + 0,55^{-0,019 T}$	11,1	36,3
$\frac{A/T}{A_0} = 0,51^{-0,065 T} + 0,49^{-0,018 T}$	10,6	38,3
$\frac{A/T}{A_0} = 0,65^{-0,085 T} + 0,55^{-0,013 T}$	8,1	53,1
$\frac{A/T}{A_0} = 0,65^{-0,095 T} + 0,35^{-0,016 T}$	7,3	43,1
$\frac{A/T}{A_0} = 0,61^{-0,083 T} + 0,39^{-0,018 T}$	8,3	32,5
$\frac{A/T}{A_0} = 0,78^{-0,088 T} + 0,23^{-0,013 T}$	7,8	53,0
$\frac{A/T}{A_0} = 0,64^{-0,086 T} + 0,36^{-0,015 T}$	8,0	46,0
$\frac{A/T}{A_0} = 0,61^{-0,14 T} + 0,39^{-0,014 T}$	4,9	49,0

Т а б л и ц а 4

Оптимальные сроки откорма животных

Сроки откорма для очищения поголовья, сут		
50%	95%	99%
33,4	51,5	55,0
38,5	56,2	60,3
40,4	56,9	62,4
18,5	38,1	44,5
28,5	41,8	45,9
22,4	34,5	38,0
22,4	41,1	47,0
24,4	47,0	55,3

где A^0 , A^M – концентрация радионуклида в исследуемом органе, мышцах, a_0 , a_1 , a_2 – коэффициенты.

Значения коэффициентов a_0 , a_1 , a_2 на примере бычков контрольной группы приведены в табл. 5.

Т а б л и ц а 5

Значения коэффициентов для расчета связи между радиоактивной загрязненностью мышц и органов

Орган	Коэффициент		
	a_0	a_1	a_2
Сердце	0,84	-0,0028	0,
Почка	0,7	-0,011	0,000071
Селезенка	0,56	-0,012	0,000081

Для изучения особенностей накопления и выведения радионуклидов из организма свиней и разработки методики прижизненной оценки концентрации радиоизотопов в мясе был поставлен эксперимент на 25 головах свинок живой массой 65–70 кг. Суточное поступление РВ с рационом в момент поставки на опыт (равновесное состояние) равнялось $9,2 \cdot 10^{-8}$ Ки, в период накопления – $1,8 \cdot 10^{-6}$ Ки, в период выведения – $1 \cdot 10^{-8}$ Ки. Через определенные интервалы опытного периода (табл. 6) проводили экспериментальный убой в количестве 3 голов. Для гамма-спектрометрического анализа отбирали образцы мышц и паренхиматозных органов. Из данных таблицы видно, что наибольшая концентрация в период накопления достигнута в почках и селезенке. При переводе опытного поголовья на "чистые" корма одновременно идет на убыль концентрация радионуклидов в большинстве внутренних органов, в мышцах же и крови уровень РВ еще некоторое время (5–6 суток) сохраняет прежние значения. Период полувыведения радиоцезия из мышц составил 33 дня. Наименьшие значения кратности накопления отмечены в начальной точке эксперимента – равновесия, достигнутого в результате длительного содержания свиней на хозяйственном рационе (табл. 7). При переводе опытного поголовья на рацион с высоким содержанием радионуклидов кратность накопления "отстает" от возможных значений исходя из рациона. Значения коэффициентов накопления в этот период обнаруживают низкую амплитуду изменчивости.

В условиях естественного поступления радионуклидов при пастбищном содержании определены параметры их депонирования в жизнеобеспечивающих органах и тканях овец. Животные выпасались на культурном пастбище с плотностью загрязнения 300–350 Ки/км² по 6 ч в течение 10 сут. Овец забивали через 0,5; 1; 3; 7 и 10 сут. Суммарная концентрация радиоцезия в пастбищной траве равнялась $8 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг. Часть животных после суточного пребывания на пастбище была поставлена на "чистые" корма. Убой их произвели через 1, 3 и 7 сут. Динамика накопления радионуклидов в организме овец показана в табл. 8. Вычислены значения кратности накопления и коэффициентов накопления. В группе животных, поставленных после суточного пребывания на пастбище на "чистые" корма, концентрация радионуклидов в мышцах практически не снизилась. В остальных органах с содержанием КТ отмечено 3–10-кратное уменьшение концентрации радиоизотопов.

Т а б л и ц а 6

Динамика накопления и выведения радионуклидов у свиней,
1·10⁻⁸ Ки/кг

Ткани и органы	Период накопления, сут						Период выведения, сут					
	0	10	20	30	7	17	28	60	95			
Мышцы	2,55	17,7	47,0	55,0	60,4	43,5	40,5	15,5	3,4			
Сердце	2,3	22,5	89,8	80,3	46,1	27,4	18,7	8,9	4,7			
Легкие	1,7	14,3	137,6	42,4	26,7	19,6	11,4	5,5	3,0			
Печень	1,8	15,8	40,9	52,4	28,4	19,2	13,2	6,0	3,7			
Почки	3,1	33,6	74,8	105,5	67,0	38,4	25,1	10,2	7,6			
Селезенка	1,7	22,9	60,3	69,0	37,8	26,0	20,2	8,0	4,6			
Шпиг	0,9	2,4	11,9	10,1	8,7	7,4	5,7	1,7	1,3			
Кровь	2,0	14,8	8,9	11,4	13,2	8,9	6,4	2,6	2,2			

Т а б л и ц а 7

Значения коэффициентов накопления и кратность
накопления у свиней

Ткани, органы	Коэффициент накопления			Кратность накопления		
	начало опыта	10 сут	20 сут	начало опыта	10 сут	20 сут
Мышцы	17,2	6,0	4,7	1,2	1,0	1,0
Сердце	0,1	0,1	0,04	0,9	1,2	2,0
Легкие	0,1	0,1	0,06	0,6	0,8	0,8
Печень	0,4	0,2	0,2	0,9	0,9	0,9
Почки	0,2	0,1	0,1	1,1	1,9	1,7

Т а б л и ц а 8

Суммарная концентрация цезия-134, 137 в продуктах
убоя овец, 1·10⁻⁸ Ки/кг

Органы, ткани и содержимое ЖКТ	Продолжительность выпаса, сут					
	конт- роль	0,5	1	3	7	10
Мышцы	0,24	1,03	1,36	3,08	5,6	6,8
Печень	0,18	4,4	5,0	6,0	6,6	9,4
Почки	0,20	7,3	7,6	9,7	10,1	18,0
Сердце	0,79	2,3	3,5	6,6	5,0	6,9
Легкие	0,001	2,2	2,2	5,7	5,1	8,3
Селезенка	0,11	2,8	3,5	7,6	6,3	9,2
Рубец	0,10	3,2	3,0	6,8	6,4	9,5
Сетка	0,08	3,6	3,5	7,7	6,3	6,3
Книжка	0,08	2,8	3,0	4,7	4,0	6,3
Сычуг	0,08	3,1	2,9	4,1	4,5	5,7

Продолжение табл. 8

Органы, тка- ни и содер- жимое ЖКТ	конт- роль	Продолжительность выпаса, сут				
		0,5	1	3	7	10
Тонкий ки- шечник	0,10	4,5	4,0	7,2	5,7	8,2
Толстый ки- шечник	0,10	2,4	2,7	5,3	4,6	7,5
Слепая кишка	0,002	2,4	3,5	7,0	7,1	10,0
СОДЕРЖИМОЕ:						
рубца	0,001	4,7	3,3	4,7	3,3	4,4
сетки	0,001	4,9	3,6	5,5	3,5	4,1
книжки	0,001	7,0	6,0	9,5	6,7	6,1
сычуга	0,002	3,6	2,6	4,1	4,7	5,6
тонкого ки- шечника	0,25	3,6	4,4	5,7	4,4	5,6
толстого кишечника	0,14	3,8	4,2	6,5	6,7	8,0
слепой кишки	0,07	2,9	3,6	6,6	4,8	7,7
Кал	0,27	7,3	7,8	13,0	13,0	12,0

Таким образом в результате экспериментов уточнены параметры накопления и выведения радионуклидов основными видами сельскохозяйственных животных, а также разработаны и переданы в практику методики прижизненной оценки концентрации радионуклидов в мясе крупного рогатого скота, овец и свиней. Проведенные исследования позволили разработать систему заключительного откорма скота с целью получения продукции животноводства, отвечающей требованиям ВДУ.

НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ В ОРГАНИЗМЕ СУПОРΟΣНЫХ СВИНОМАТОК

Б. Н. Анненков, Н. П. Асташева,
М. А. Чмырев

К настоящему времени проблема перехода радиоцезия через плаценту изучена недостаточно. В основном изучались аспекты метаболизма радионуклидов цезия при однократном поступлении в организм беременных самок. Авария на Чернобыльской АЭС показала, что в реальных условиях радиоактивного загрязнения сельхозугодий животные ежедневно получают корма, содержащие радиоактивные вещества и подвергаются хроническому воздействию инкорпорированных радионуклидов.

В связи с этим, целью настоящего исследования, являлось определение некоторых количественных закономерностей перехода цезия-134, 137 от свиноматки к потомству в различные сроки супоросности при хроническом поступлении радионуклидов с кормом.

Опыт был поставлен на 24 свиноматках крупной белой породы 20-месячного возраста средней живой массой 156,4±6,3 кг.

Для проведения опыта был изготовлен комбикорм, концентрация радиоцезия в 1 кг которого составила 2035 Бк (55 нКи). Основные компоненты комбикорма были выращены на сельхозугодьях, загрязненных радиоцезием в результате аварии на ЧАЭС.

Животные на протяжении всего эксперимента кормились по нормам ВИЖа.

Ежедневное поступление цезия-134, 137 с кормом составляло 8,14 кБк (220 нКи).

Свиноматки были случены после установления равновесия между поступлением радиоцезия в организм и его выведением. Таким образом, внутриутробное развитие потомства происходило на фоне равновесия поступления и выведения радионуклидов в звене "рацион-организм матери".

Свиноматок взвешивали ежемесячно, плоды - при убое.

Контроль загрязненности организма свиней радиоцезием проводили 2 раза в месяц прибором СРП-68-01 по методике разработанной Украинским филиалом ВНИИСХР.

Концентрация цезия-134, 137 в некоторых органах

Органы и ткани	Срок супоросности,			
	0		60	
	Бк/кг ^{х/}	% ^{хх/}	Бк/кг	%
Мышцы	814±89	10,0	1103±159	13,5
Печень	603±93	7,4	681±85	8,4
Сердце	836±48	10,3	918±93	11,3
Легкие	440±30	5,4	459±59	5,6
Матка	566±44	7,0	359±59	4,4

Примечание. ^{х/} На 1 кг сырого вещества
^{хх/} От суточного поступления

После установления баланса цезия перед случкой был произведен убой двух холостых маток. В дальнейшем убой проводили в 60, 78, 90 и 112 сут. супоросности по 3 животных.

Концентрацию радиоцезия в 1 кг сырой ткани мышц, сала, крови, печени, сердца, легких, почек, селезенки, матки, стенок желудка, тонких и толстых кишок, а также в содержимом желудочно-кишечного тракта определяли радиометрическими методами.

Радиометрию проб проводили на установке "Нокия" (Финляндия).

При убое супоросных свиноматок на 60-е сутки плоды исследовались целиком. В последующие три убоя плоды разделя-

Т а б л и ц а 1
и тканях свиноматок

сут					
78		90		112	
Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1066±96	13,1	1125±26	13,8	1055±89	13,0
803±33	9,9	607±104	7,5	603±111	7,4
1010±56	12,4	884±41	10,9	747±111	9,2
544±41	6,7	470±30	5,8	466±85	5,7
329±33	4,0	263±63	3,2	337±85	4,1

вали и для радиометрии отбирали пробы следующих органов и тканей плодов: мышцы, кровь, печень, сердце, легкие, почки, селезенка, желудок, тонкий и толстый кишечник с содержимым.

Данные о распределении и накоплении цезия-134, 137 в организме супоросных свиноматок в различные сроки супоросности представлены в табл. 1. Из таблицы 1 видно, что концентрация радиоцезия в мышцах свиноматок на протяжении всей супоросности существенно не изменялась и колебалась в пределах 10,0-13,8% от суточного поступления с рационом.

Имеется тенденция к возрастанию концентрации к 90-м суткам супоросности по сравнению с холостыми матками, но это различие недостоверно.

На протяжении беременности постоянно возрастает живая масса свиноматок за счет отложения в теле питательных веществ для будущей лактации. К 112 суткам "чистый" прирост массы тела составил $43,3 \pm 5,5$ кг.

Если у холостых маток масса мышц составляла в среднем 55 кг, то у свиной перед опоросом (112 суток) этот показатель был равен 75 кг.

Таким образом, содержание цезия-134, 137 в мышечной ткани свиноматок возросло за период беременности с 45 кБк до 79 кБк.

В печени, сердечной мышце и легких свиноматок концентрация радиоцезия на протяжении беременности существенно не изменялась и составляла соответственно 7,4–9,9%, 9,2–12,4% и 5,4–6,7% от суточного поступления с рационом. Однако следует отметить тот факт, что в этих органах концентрация имеет тенденцию к увеличению и достигает наибольшего значения к 78 суткам супоросности.

В матке свиной концентрация цезия-134, 137 наоборот, имеет тенденцию к уменьшению с возрастанием срока супоросности, но различие между показателями недостоверно. У холостых свиной содержание радионуклидов в матке составляло в среднем 679 ± 64 Бк, а к опоросу этот показатель возрос до 2020 ± 147 Бк, что можно объяснить значительным ростом матки.

В табл. 2 представлены данные о накоплении цезия-134, 137 в плодах подопытных свиной. Из таблицы 2 видно, что концентрация радиоцезия в мышцах плодов существенно не изменяется со сроком супоросности (3,3–3,6% от суточного поступления в организм матери), но содержание его возрастает вместе с ростом мышечной ткани: 20 Бк на 78 суток и 85 Бк на 112 суток развития плодов.

В печени концентрация практически не изменяется и составляет 1,5–2,3%.

В сердечной мышце и легких плодов наблюдается уменьшение концентрации радиоцезия с 78 к 112 суткам соответственно с 4,5 до 2,4 % и с 3,6 до 1,0%, но разница между показателями недостоверна.

Т а б л и ц а 2
Концентрация цезия-134, 137 в некоторых органах и тканях плодов

Органы и ткани	Натальное развитие, сут					
	78		90		112	
	Бк/кг ^{x/}	% ^{xx/}	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Мышцы	266 ± 7	3,3	296 ± 7	3,6	270 ± 44	3,3
Печень	122 ± 52	1,5	185 ± 14	2,3	148 ± 19	1,8
Сердце	370 ± 30	4,5	322 ± 26	4,0	192 ± 22	2,4
Легкие	296 ± 26	3,6	322 ± 30	4,0	85 ± 19	1,0
Амнион	37 ± 4	0,5	52 ± 19	0,6	126 ± 7	1,6

Примечание. ^{x/} На 1 кг сырого вещества
^{xx/} От суточного поступления в организм матери

В амниотической жидкости, наоборот, можно отметить возрастание концентрации с увеличением срока супоросности. Видимо, это можно объяснить значительным концентрированием продуктов метаболизма плодов в амнионе и уменьшением его общего количества.

Таким образом, на протяжении супоросности происходит постоянное увеличение содержания цезия-134, 137 в организме свиноматок и в плодах при несущественном возрастании его концентрации.

Органы и ткани маток и их плодов накапливают радиоцезий неодинаково в течении беременности.

На протяжении беременности постоянно возрастает живая масса свиноматок за счет отложения в теле питательных веществ для будущей лактации. К 112 суткам "чистый" прирост массы тела составил $43,3 \pm 5,5$ кг.

Если у холостых маток масса мышц составляла в среднем 55 кг, то у свиней перед опоросом (112 сутки) этот показатель был равен 75 кг.

Таким образом, содержание цезия-134, 137 в мышечной ткани свиноматок возросло за период беременности с 45 кБк до 79 кБк.

В печени, сердечной мышце и легких свиноматок концентрация радиоцезия на протяжении беременности существенно не изменялась и составляла соответственно 7,4-9,9%, 9,2-12,4% и 5,4-6,7% от суточного поступления с рационом. Однако следует отметить тот факт, что в этих органах концентрация имеет тенденцию к увеличению и достигает наибольшего значения к 78 суткам супоросности.

В матке свиней концентрация цезия-134, 137 наоборот, имеет тенденцию к уменьшению с возрастанием срока супоросности, но различие между показателями недостоверно. У холостых свиней содержание радионуклидов в матке составляло в среднем 679 ± 64 Бк, а к опоросу этот показатель возрастал до 2020 ± 147 Бк, что можно объяснить значительным ростом матки.

В табл. 2 представлены данные о накоплении цезия-134, 137 в плодах подопытных свиней. Из таблицы 2 видно, что концентрация радиоцезия в мышцах плодов существенно не изменяется со сроком супоросности (3,3-3,6% от суточного поступления в организм матери), но содержание его возрастает вместе с ростом мышечной ткани: 20 Бк на 78 сутки и 85 Бк на 112 сутки развития плодов.

В печени концентрация практически не изменяется и составляет 1,5-2,3%.

В сердечной мышце и легких плодов наблюдается уменьшение концентрации радиоцезия с 78 к 112 суткам соответственно с 4,5 до 2,4 % и с 3,6 до 1,0%, но разница между показателями недостоверна.

Т а б л и ц а 2

Концентрация цезия-134, 137 в некоторых органах и тканях плодов

Органы и ткани	Натальное развитие, сут					
	78		90		112	
	Бк/кг ^{x/}	% ^{xx/}	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Мышцы	266 ± 7	3,3	296 ± 7	3,6	270 ± 44	3,3
Печень	122 ± 52	1,5	185 ± 14	2,3	148 ± 19	1,8
Сердце	370 ± 30	4,5	322 ± 26	4,0	192 ± 22	2,4
Легкие	296 ± 26	3,6	322 ± 30	4,0	85 ± 19	1,0
Амнион	37 ± 4	0,5	52 ± 19	0,6	126 ± 7	1,6

Примечание. ^{x/} На 1 кг сырого вещества
^{xx/} От суточного поступления в организм матери

В амниотической жидкости, наоборот, можно отметить возрастание концентрации с увеличением срока супоросности. Видимо, это можно объяснить значительным концентрированием продуктов метаболизма плодов в амнионе и уменьшением его общего количества.

Таким образом, на протяжении супоросности происходит постоянное увеличение содержания цезия-134, 137 в организме свиноматок и в плодах при несущественном возрастании его концентрации.

Органы и ткани маток и их плодов накапливают радиоцезий неодинаково в течение беременности.

ВЛИЯНИЕ РАДИАЦИОННОГО ФАКТОРА АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС НА КЛИНИКО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ С.-Х. ЖИВОТНЫХ

Н. П. Асташева, Н. М. Лазарев,
Л. К. Храмова, В. П. Дрозденко,
М. А. Чмырев, В. Н. Зигаренко

Ситуация, сложившаяся на территории УССР, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на ЧАЭС, потребовала детального изучения состояния здоровья животных, находящихся на загрязненных РВ с.-х. угодьях.

Отсутствие четких и конкретных данных радиационных характеристик выброса и загрязнения радиоактивными веществами территорий на следе затрудняло оперативную оценку ситуации и поэтому часть ценнейшей информации, касающейся воздействия радиационных факторов аварийного выброса на организм сельскохозяйственных животных, была упущена и ретроспективно оценена только в известном приближении.

Радиационное воздействие на животных оказывали внешнее облучение и поступление радионуклидов с кормом. Из большого числа радиоактивных веществ, определяющих радиационную ситуацию в первое время после аварии, наиболее значимыми являлись изотопы йода и цезия.

Из многочисленных сведений, опубликованных в литературе, известны биологические эффекты от поступлений как отдельных радионуклидов, так и смеси продуктов ядерного деления. Поэтому при оценке радиационной ситуации можно в известной мере прогнозировать ожидаемые биологические эффекты.

Для оценки влияния радиационного воздействия на организм с.-х. животных были взяты под контроль хозяйства, находящиеся на наиболее загрязненных участках следа аварийного выброса ЧАЭС (Полесский район Киевской обл. и Народичский р-он Житомирской обл.).

Используя данные по плотности загрязнения территории по цезию-134, 137, мощность экспозиционных доз, фактические данные по рационам и удельной активности мышечной ткани по методике, разработанной во ВНИИСХР, были рассчитаны поглощенные дозы в организме коров с начала аварии по настоящее время.

В 1986 г. по расчетам, выполненным авторами, животные подверглись внешнему гамма-облучению в дозе 0,2 Гр, что со-

ставляет 40% от дозы полученной в период до 1990 г. Дозы внутреннего гамма-облучения приблизительно в 4 раза больше доз внутреннего бета-облучения. Дозу на слизистую желудочно-кишечного тракта рассчитывали с учетом, что при хроническом поступлении постоянной активности между рационом и концентрацией нуклидов в содержимом ЖКТ устанавливается динамическое равновесие (табл. 1).

Т а б л и ц а 1

Мощность поглощенной дозы и поглощенная доза внутреннего бета- и гамма-облучения коров с-за "Владимировский" в 1986-1990 г.

Годы	Мощность поглощенной дозы		Поглощенная доза
	$P_{\beta} \frac{\text{Гр}^{-5}}{\text{сут}}$	$P_{\gamma} \frac{\text{Гр}^{-5}}{\text{сут}}$	$D_{\beta+\gamma} \text{Гр} \cdot 10^{-2}$
1986	11	51	14,9
1987	5,3	22	10,0
1988	3,3	12,9	5,8
1989	2,5	9,5	4,4
1990	2,2	9,2	4,2

При расчете поглощенной дозы на щитовидную железу было установлено, что у животных она составила ориентировочно 3950 Рад.

Учитывая полученные расчетные данные по радиационному воздействию на с.-х. животных, были сформированы группы животных для постоянного наблюдения за состоянием их здоровья по параметрам клинических наблюдений, данным гематологических, биохимических, иммунологических исследований, а также показателей, характеризующих воспроизводительные качества животных.

При проведении научно-исследовательских работ на территории, загрязненной радионуклидами, а это в основном зона Украинского Полесья, учитывали, что животноводство и особенно молочное скотоводство постоянно находится в напряженном

Некоторые параметры гематологических исследований коров, загрязненной РВ в результате аварии на ЧАЭС

Показатели	Единица измерения	Народичский р-он		Полесский	
		к-з им. Ленина 0-5 Ки/км		к-з им. Ленина 0-5 Ки/км	
		1989 г.	1990 г.	январь 1989 г.	1990 г.
Лейкоциты, тыс/мкл	тыс/мкл	6,4±0,3	6,2±0,4	7,6±0,3	7,2±0,3
Эритроциты, млн/мкл	млн/мкл	6,1±0,2	6,6±0,1	6,0±0,04	58±0,02
Гемоглобин, г%	г%	9,6±0,2	9,4±0,1	9,4±0,1	10,0±0,08
Гематокрит, %ж	%ж	29,0±0,3	26,0±0,4	28,2±0,2	26,6±0,2
Цветовой показатель, ед.		0,8±0,04	0,86±0,02	0,92±0,03	0,92±0,02

состоянии. Требования интенсификации производства молока не подкрепляются в достаточной мере материально-технической базой. Хроническая нехватка кормов, их неполноценность в целом по республике усугубляется в Полесской зоне еще и дефицитом по ряду микроэлементов минеральной части корма, выполняющих в организме животных функцию биостимуляторов и детоксикантов.

Кроме того, массовое использование для воспроизводства поголовья генофонда от высокопродуктивного скота, в основном зарубежной селекции, условия разведения которого несравненно лучше, чем у местного скота, обострили и без того неблагоприятную ситуацию в этой зоне.

В то же время в связи с сокращением поголовья, улучшением кормовой базы за послеаварийный период наблюдали стабильное увеличение продуктивности молочного стада.

Т а б л и ц а 2
длительно находящихся на территории,

р-он		ОПХ Полесское			
к-з им. Петровского 5-15 Ки/км		15-40 Ки/км			
1989 г.	1990 г.	1987 г.	1988 г.	1989 г.	1990 г.
66±0,4	7,8±0,1	6,9±0,4	6,2±0,02	6,4±0,02	6,4±0,03
68±0,02	6,0±0,06	5,3±0,2	5,4±0,1	5,2±0,3	6,0±0,1
8,9±0,1	9,4±0,08	9,0±0,01	9,2±0,02	10,6±0,03	10,2±0,01
25,5±0,4	28,8±0,2	28,2±0,1	27,4±0,02	26,6±0,01	27,6±0,01
0,86±0,02	0,8±0,3	-	0,9±0,002	0,96±0,004	0,92±0,002

Неблагоприятные условия содержания и кормления не могли не сказаться на здоровье животных. Имеющиеся отклонения в клинко-физиологическом состоянии в основном вызваны выше перечисленными факторами и наблюдались при обследовании животных до 1986 г. Наиболее часто встречаются: рождение маловесных телят, анемия видимых слизистых оболочек у 50-60% скота, изменения тонов сердца, увеличение печени у 8-14%, гипотония преджелудков - 18-25%, нарушение роста волосяного покрова 58-72%, деминерализация скелета 56-72, изменения состояния кожи 15-25%. За период с 1981 по 1990 г. не отмечено увеличения патологических изменений в клиническом состоянии животных, а улучшение условий кормления и особенно сбалансирование рациона по микроэлементам приводит к улучшению здоровья животных.

Некоторые параметры гематологических исследований коров, загрязненной РВ в результате аварии на ЧАЭС

Показатели	Единица измерения	Народичский р-он		Полесский	
		к-з им. Ленина 0-5 Ки/км		к-з им. Ленина 0-5 Ки/км	
		1989 г.	1990 г.	январь 1989 г.	1990 г.
Лейкоциты,	тыс/мкл	6,4 $\pm$ 0,3	6,2 $\pm$ 0,4	7,6 $\pm$ 0,3	7,2 $\pm$ 0,3
Эритроциты,	млн/мкл	6,1 $\pm$ 0,2	6,6 $\pm$ 0,1	6,0 $\pm$ 0,04	58 $\pm$ 0,02
Гемоглобин,	г%	9,6 $\pm$ 0,2	9,4 $\pm$ 0,1	9,4 $\pm$ 0,1	10,0 $\pm$ 0,08
Гематокрит,	%ж	29,0 $\pm$ 0,3	26,0 $\pm$ 0,4	28,2 $\pm$ 0,2	26,6 $\pm$ 0,2
Цветовой показатель,	ед.	0,8 $\pm$ 0,04	0,86 $\pm$ 0,02	0,92 $\pm$ 0,03	0,92 $\pm$ 0,02

состоянии. Требования интенсификации производства молока не подкрепляются в достаточной мере материально-технической базой. Хроническая нехватка кормов, их неполноценность в целом по республике усугубляется в Полесской зоне еще и дефицитом по ряду микроэлементов минеральной части корма, выполняющих в организме животных функцию биостимуляторов и детоксикантов.

Кроме того, массовое использование для воспроизводства поголовья генофонда от высокопродуктивного скота, в основном зарубежной селекции, условия разведения которого несравненно лучше, чем у местного скота, обострили и без того неблагоприятную ситуацию в этой зоне.

В то же время в связи с сокращением поголовья, улучшением кормовой базы за послеаварийный период наблюдали стабильное увеличение продуктивности молочного стада.

Т а б л и ц а 2
длительно находящихся на территории,

р-он		ОПХ Полесское			
к-з им. Петровского 5-15 Ки/км		15-40 Ки/км			
1989 г.	1990 г.	1987 г.	1988 г.	1989 г.	1990 г.
66 $\pm$ 0,4	7,8 $\pm$ 0,1	6,9 $\pm$ 0,4	6,2 $\pm$ 0,02	6,4 $\pm$ 0,02	6,4 $\pm$ 0,03
68 $\pm$ 0,02	6,0 $\pm$ 0,06	5,3 $\pm$ 0,2	54 $\pm$ 0,1	52 $\pm$ 0,3	6,0 $\pm$ 0,1
8,9 $\pm$ 0,1	9,4 $\pm$ 0,08	9,0 $\pm$ 0,01	9,2 $\pm$ 0,02	10,6 $\pm$ 0,03	10,2 $\pm$ 0,01
25,5 $\pm$ 0,4	28,8 $\pm$ 0,2	28,2 $\pm$ 0,1	27,4 $\pm$ 0,02	26,6 $\pm$ 0,01	27,6 $\pm$ 0,01
0,86 $\pm$ 0,02	0,8 $\pm$ 0,3	-	0,9 $\pm$ 0,002	0,96 $\pm$ 0,004	0,92 $\pm$ 0,002

Неблагоприятные условия содержания и кормления не могли не сказаться на здоровье животных. Имеющиеся отклонения в клинико-физиологическом состоянии в основном вызваны выше перечисленными факторами и наблюдались при обследовании животных до 1986 г. Наиболее часто встречаются: рождение маловесных телят, анемия видимых слизистых оболочек у 50-60% скота, изменения тонов сердца, увеличение печени у 8-14%, гипотония преджелудков - 18-25%, нарушение роста волосяного покрова 58-72%, деминерализация скелета 56-72, изменения состояния кожи 15-25%. За период с 1981 по 1990 г. не отмечено увеличения патологических изменений в клиническом состоянии животных, а улучшение условий кормления и особенно сбалансирование рациона по микроэлементам приводит к улучшению здоровья животных.

Клинические признаки микроэлементозов являются следствием нарушения жизненноважных процессов во всем организме. и, в частности, в системе гемопоэза.

Данные гематологического обследования животных, длительно находящихся на территории, загрязненной радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС, представлены в табл. 2. Как видно из данных таблицы, картина крови животных, находящихся на различных по степени загрязнения радионуклидами территориях, имеет сходный характер. При анализе отмечено понижение содержания гемоглобина, увеличение эозинофильных клеток и лимфоцитов, наличие изменений в ядрах лимфоцитов.

В течение первого года после аварии у коров наблюдали гипофункцию щитовидной железы. Содержание гормонов в плазме крови в этот период колебалось в пределах 20–38 нмоль/л (норма 54 нмоль/л). Через 2 года отмечено увеличение секреции тироксина до 64 нмоль/л с последующим снижением до 40–45 нмоль/л. Такая динамика функциональной активности щитовидной железы по-видимому связана с воздействием радиойода.

Изучение иммунологических параметров организма коров не выявило значимых отклонений от физиологических норм, принятых для этого вида животных. Были проведены модельные эксперименты по оценке напряженности иммунитета у животных, находящихся на загрязненной РВ территории. При контрольном заражении овец, иммунизированных против сибирской язвы, установлена высокая устойчивость животных заражению в течение года. Испытание Т-активина в качестве иммуномодулятора показало, что организм животных адекватно отвечает на применение такого рода препаратов. У животных отмечено повышение уровня Т-лимфоцитов в крови и увеличение бласттрансформирующей активности лимфоцитов почти в 2 раза.

Полученные результаты свидетельствуют о высокой компенсаторной возможности организма животных, позволяющей в условиях воздействия ряда неблагоприятных факторов получать стабильные и увеличивающиеся из года в год показатели продуктивности скота и обеспечивать благополучную эпизоотическую обстановку на территории с повышенным радиационным фоном.

К ВОПРОСУ ОБ ИСПОЛЬЗОВАНИИ МОЛОКА, ЗАГРЯЗНЕННОГО РАДИОАКТИВНЫМ ЦЕЗИЕМ

Н. Л. Долгий, А. М. Семенюгин

Рациональное использование продукции животноводства, полученной при ведении сельского хозяйства на территории, загрязненной радиоактивными веществами, является актуальной проблемой нашего времени.

Известно, что основными радионуклидами, обуславливающими уровень загрязнения молока являются цезий-137, стронций-90.

В настоящее время загрязненное молоко с целью получения конечного продукта с уровнем загрязнения ниже ВДУ перерабатывают на масло, сливки повышенной жирности, натуральные сыры.

Указанный ассортимент можно расширить, если вырабатывать из молока, загрязненного радиоактивным цезием, так называемые текстурированные молочные белки – белки, обладающие структурой мышечных волокон в надмолекулярной форме.

Текстурированные белки – аналог мяса, используют при производстве колбас для замены мяса в количестве до 20%. Применение молочных текстураторов не только не ухудшает качество готовых изделий, но и повышает их пищевую и биологическую ценность. Так, например, переваримость *in Vitro* мясопродуктов, изготовленных с применением текстурированных молочных белков в количестве до 50%, повышается в 1,5–2 раза. Кроме того, добавление белков молока уменьшает выделение жира и потери влаги при термической обработке мясных изделий, что, в свою очередь, увеличивает величину выхода готовой продукции к массе несоленого сырья.

В связи с тем, что указанные текстурированные белки включают в себя казеиновую фракцию, а водная фаза-сыворотка-отделяется, можно предположить, что продукция, выработанная из молока, загрязненного радиоактивным цезием, будет содержать последний в значительно меньших количествах по сравнению с исходным молоком.

Для проведения модельных опытов в обезжиренное молоко вносили раствор радиоактивного цезия до конечной удельной активности $(5,4 \pm 0,8) \cdot 10^{-7}$ Ки/л и инкубировали в течение 48 ч при 4°C.

Молочно-белковый компонент вырабатывали по следующей технологической схеме.

Обезжиренное молоко кислотностью 18–21°Т пастеризовали при 75±2°С в течение 20 с и охлаждали до температуры свертывания 37±1°С.

Для улучшения способности белковой массы к текстурированию, а также для снижения бактериальной обсемененности и повышения стойкости МБК в хранении обезжиренное молоко подвергали перекисно-каталазной обработке.

В молоко с температурой не менее (37±1)°С вносили при интенсивном перемешивании разведенную в воде перекись водорода и выдерживали при медленном перемешивании в течение 30 мин.

Для разрушения остаточной перекиси водорода в молоко вносили фермент-каталазу.

Свертывание обезжиренного молока проходило при 37±1°С. Для свертывания вносили водные растворы молокосвертывающих ферментов.

Готовый сгусток разрезали на кубики с длиной ребра 15–30 мм и вымешивали для отделения сыворотки. После слива сыворотки образовавшееся сырное зерно промывали 2,5–3%-ным раствором поваренной соли и подпрессовывали до содержания влаги 60±4%.

Полученный молочно-белковый компонент соответствовал ТУ и был пригоден для изготовления текстурата.

Из-за сложности перекисно-каталазной обработки были внесены изменения в технологическую инструкцию, которые предполагали замену указанной операции дополнительной промывкой сырного зерна горячей водой.

Оказалось, что это изменение не только не влияет на качество продукта, но и увеличивает количество радиоцезия, перешедшего в водную фазу (см. таблицу, технология П)

Наименование образца	Технология I (удельная активность)	Технология П (удельная активность)
----------------------	---------------------------------------	---------------------------------------

Исходный обрат (5,4±0,8) · 10⁻⁷ Ки/л

Сырное зерно после сыворотки (7,4±0,5) · 10⁻⁷ Ки/кг 7,8 · 10⁻⁷ Ки/кг

Продолжение табл.

Наименование образца	Технология 1 (удельная активность)	Технология П (удельная активность)
Сырное зерно после промывки горячей водой	–	(1,0±0,7) · 10 ⁻⁷ Ки/кг
Конечный продукт после прессования (МБК)	(1,1±0,9) · 10 ⁻⁷ Ки/кг	(8,1±0,4) · 10 ⁻⁸ Ки/кг

Исходя из изложенного следует, что при переработке обрат, загрязненного радиоактивным цезием, на текстурированные белки полученный конечный продукт содержит почти в 10 раз меньше радиоцезия по сравнению с исходным молоком.

КОНТРОЛЬ СОДЕРЖАНИЯ ⁹⁰Sr И ¹³⁷Cs В МОЛОКЕ КОРОВ ЛПХ НЕКОТОРЫХ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ ЧЕРНИГОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. А. Лошилов, М. Ю. Гриджук,
В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов,
А. М. Семенютин, В. Д. Поляков,
А. А. Позняков, С. М. Лундин

Сельскохозяйственная продукция, содержащая радиоактивные вещества, поступившие в окружающую среду в результате аварии на Чернобыльской АЭС, является основным источником дополнительного облучения населения. Контроль содержания радионуклидов в пищевых продуктах, составляющих рацион человека, проводится с целью получения данных, необходимых для оценки дозовых нагрузок на население, выявления "критических" с радиологической точки зрения продуктов питания, а также населенных пунктов, в которых производятся продукты с содержанием радиоактивных веществ выше временно допустимых уровней (ВДУ).

Результаты радиологического обследования населенных пунктов на загрязненной территории Киевской, Житомирской, Ро-

венской и Черниговской областей показали, что основной вклад в формирование дозовых нагрузок на население вносят радиоизотопы цезия, перорально поступившие в организм, а критическими продуктами, с которыми радионуклиды поступают в организм, являются, в первую очередь, молоко и мясо.

Молоко является одним из основных "критических" продуктов питания, значимость которого возрастает при употреблении его в пищу детьми. Информация об уровне загрязнения молока крупного рогатого скота (КРС) в личных подсобных хозяйствах (ЛПХ) может быть критерием для принятия решения о необходимости уточнения радиационной обстановки методом отбора проб почвы при плотности загрязнения менее 5,0 Ки/км².

Проведено измерение удельной активности изотопов цезия и, выборочно, стронция-90 в молоке крупного рогатого скота личных подсобных хозяйств Козелецкого р-на Черниговской обл. Всего выполнено 2265 измерений удельной активности изотопов цезия при минимально детектируемой удельной активности цезия-137 равной 0,74 Бк/л (2,0·10⁻¹¹ Ки/л) и 211 измерений удельной активности стронция-90, при его минимально определяемой удельной активности равной 0,2 Бк/л (6,0·10⁻¹² Ки/л).

Результаты обследования хозяйств показали, что в большинстве населенных пунктов удельная активность радиоизотопов цезия в молоке коров ЛПХ ниже значения ВДУ-91 (1,0·10⁻⁸ Ки/л) в 1,6-100 раз. Однако, в ряде населенных пунктов района (сс. Отрохи, Косачевка и Коропье) удельная активность радиоизотопов цезия в молоке коров ЛПХ составляла 100-180% ВДУ-91. Учитывая, что колебания содержания изотопов цезия в молоке коров ЛПХ в разные годы в зависимости от метеорологических условий и сезонности отбора проб могут составить 2-5 раз, в селах Лошакова Гута, Закревское, Соколовка, Максим, Моровск, Евминка, Котов загрязненность молока по изотопам цезия может достигать значений ВДУ-91.

Удельная активность стронция-90 в молоке коров ЛПХ изменяется в пределах от 6,0·10⁻¹² до 1,8·10⁻¹⁰ Ки/л. Несколько повышенные значения содержания стронция-90 в молоке в пределах от 8,0·10⁻¹¹ до 1,8·10⁻¹⁰ Ки/л обнаружены в селах Отрохи, Крехаев, Савин, Булахов, Новики и Корнеев.

Предложены рекомендации по коренному улучшению естественных лугопастбищных угодий для выпаса молочного скота ЛПХ.

Для проверки возможности использования экспериментальных данных о содержании в молоке ¹³⁷Cs для прогнозиро-

вания содержания в молоке ⁹⁰Sr был проведен анализ значений отношения ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr в пробах молока. Анализ данных показывает, что значения изотопного отношения ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr в пробах молока варьируют в пределах от единиц до сотен единиц, причем указанные значения изотопного отношения закономерно снижаются с уменьшением удельной активности ¹³⁷Cs в молоке (см. таблицу).

Пределы варьирования значений отношения радионуклидов ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr и удельной активности ¹³⁷Cs в пробах молока

Интервал значений удельной активности ¹³⁷ Cs, н. 10 ⁻⁹ Ки/л	Пределы варьирования значений отношения ¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr	Средние значения отношения ¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
> 10	120-168	144
5-10	104-254	179
1-5	16-98	53
0,5-1	2-42	24
0,1-0,5	1-30	8,5
0,05-0,1	1,3-38	6,1
< 0,05	0,18-0,53	0,28

Результаты работ по радиологическому обследованию территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС показывают, что в наиболее загрязненных районах Киевской и Житомирской областей значения изотопного отношения ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr в молоке, производимом на указанных территориях, варьируют в пределах 150-200. Близкие значения изотопного отношения ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr получены для проб молока, отобранных в Козелецком районе Черниговской области и характеризуются удельной активностью ¹³⁷Cs выше 1,0·10⁻⁹ Ки/л.

Элементарные расчеты с использованием известных значений коэффициентов пропорциональности ¹³⁷Cs [(1,0-5,0)·10⁻⁹ Ки·кг⁻¹ / Ки·км⁻²] и ⁹⁰Sr [(1,0-5,0)·10⁻⁹ Ки·кг⁻¹ / Ки·км⁻²], которыми характеризуется переход указанных

радионуклидов в растительность лугопастбищных угодий в обследованном регионе, а также значений коэффициентов перехода указанных радионуклидов из суточного рациона в молоко (1,0% для ^{137}Cs и 0,1% для ^{90}Sr) показывают, что снижение значений изотопного отношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$, наряду с низким ($<5.0 \cdot 10^{-10}$ Ки/л) значениями удельной активности ^{90}Sr , обусловлено снижением доли радионуклидов, выпавших от выброса ЧАЭС в суммарном загрязнении территории с учетом радиоактивного загрязнения глобальными выпадениями ($^{90}\text{Sr} - 50-70$ мКи/км² и $^{137}\text{Cs} - 80-120$ мКи/км²).

При малых плотностях загрязнения почвы (менее 5,0 Ки/км²), где измеренный гамма-фон соизмерим с естественным гамма-фоном, необходимо проводить отбор проб молока крупного рогатого скота в личных подсобных хозяйствах.

Анализ данных о значениях изотопного отношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в пробах молока показывает, что при содержании ^{90}Sr в молоке КРС ниже ВДУ-91, содержание ^{90}Sr в молоке не превышает ДКБ для питьевой воды ($4,0 \cdot 10^{-10}$ Ки/л) согласно НРБ-78/87 и ВДУ-91 для молока ($5,0 \cdot 10^{-10}$ Ки/л).

ПЕРЕХОД РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ И СТРОНЦИЯ ПРИ ПЕРЕРАБОТКЕ МОЛОКА В НАТУРАЛЬНЫЕ СЫРЫ

Ф. А. Ф е д и н, А. С. С о б о л е в,
И. В. К р ы л о в а

Авария на Чернобыльской АЭС привела к загрязнению радионуклидами веществами больших территорий сельскохозяйственных угодий и, как следствие, производимого на этих территориях молока. Уровень загрязнения определяется наличием радионуклидов цезия с преобладанием цезия-137. Вместе с тем, наличие на загрязненных местностях "стронциевых пятен" требует уделять внимание контролю молока и молочных продуктов не только по уровню удельной радиоактивности, создаваемой цезием, но и стронцием-90.

В молоке радиоактивный цезий сосредоточен в водной фазе, а радиоактивный стронций связан подобно кальцию, с казеино-кальций-фосфатным комплексом.

Наиболее доступным видом использования загрязненного радионуклидами веществами молока является переработка его в продукты, технология производства которых позволяет существенно

снижать содержание радионуклидов за счет образования побочных продуктов (обезжиренное молоко, пахта, сыворотка), а также включает процессы, сопровождающиеся значительными качественными и количественными изменениями водной фазы исходного молока. К таким молочным продуктам относятся натуральные сыры.

О переходе радионуклидов цезия и стронция из молока в сыры в отечественной литературе до последнего времени содержались лишь сведения общего характера, не учитывающие существующего многообразия видов сыров, а следовательно, и отдельных технологических особенностей их производства.

Целью настоящей работы явилось выявление технологических приемов, обеспечивающих наименьший переход радионуклидов в различные виды натуральных сыров при выработке их из молока, полученного в зоне подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, и разработке рекомендаций для сыродельных заводов.

Переход радионуклидов цезия и стронция прослеживали по ходу выработки сыров, основные технологические приемы производства которых имеют между собой выраженные различия. В качестве таких сыров были выработаны: голландский брусковый, сусанинский, брынза, сулугуни, днепровский и адыгейский.

Сыры вырабатывали в лабораторных условиях в соответствии с действующими на них технологическими инструкциями.

В опытах использовали молоко с естественным загрязнением радионуклидами (молоко из совхоза "Полесский" Полесского р-на Киевской обл.), а также молоко с дополнительным загрязнением раствором азотнокислого стронция-90. Необходимость дополнительного внесения в молоко стронция-90 была вызвана низким содержанием его в исходном молоке и, как следствие этого, значительных разбросах в результатах измерений удельной радиоактивности.

Среднее значение удельной радиоактивности молока совхоза "Полесский" составляло 1400 Бк/кг по цезию и 3 Бк/кг по стронцию. При искусственном загрязнении молока стронцием-90 удельная радиоактивность его была равна 22700 Бк/кг. Перед использованием молоко с внесенным в него радиоактивным стронцием выдерживалось в течение 172800 с при $4 \pm 2^\circ\text{C}$.

Измерения удельной радиоактивности исследуемых образцов по цезию проводили гамма-спектрометрическим методом проб

Т а б л и ц а 1

Химические показатели и удельная радиоактивность
молока и выработанных из него сыров

Продукт	Массовая доля влаги, %	Удельная ра- диоактивность по цезию, Бк/кг	Активная кис- лотность, ед. рН	Массовая доля белка, %	Удельная ра- диоактивность по стронцию, Бк/кг
Молоко	88,0	1400	6,55	2,6	22700
Сыры:					
голландский брусковый после пресс- сования	44,6	800	5,63	28,6	188900
в возрасте 60 сут	42,4	690	5,38	28,9	188300
сусанинский после прессо- вания	52,1	220	5,53	25,2	181900
в возрасте 15 сут	47,2	150	5,41	26,4	181100
брынза					
после само- прессования	58,9	1060	5,33	22,5	107800
в возрасте 20 сут	51,9	150	5,31	23,6	106000
сулугуни					
перед чедде- ризацией	56,4	980	5,53	23,3	154200
в возрасте 2 сут	48,8	270	5,10	26,1	90600
днепровский	60,9	1040	4,73	22,7	80900
адыгейский	58,9	920	5,46	22,8	103200

агробактериоза на гамма-спектрометре фирмы NOKIA с многоканальным анализатором импульсов LP-4900B и полупроводниковым детектором фирмы ORTEC (модель GEM). Удельную радиоактивность образцов молока по стронцию определяли методом радиохимического выделения стронция-90 и радиометрического измерения на приборе "Robotron-20046".

Опытные выработки сыров проводили в десятикратной повторности.

Одним из основных факторов, оказывающих количественное влияние на переход радиоизотопов цезия из молока в сыры явилось изменение массовой доли влаги в процессе их выработки. Это влияние может быть прослежено при сравнении данных по содержанию влаги и уровню удельной радиоактивности между исходным молоком и отдельными сырами на различных стадиях их получения (табл. 1).

Довольно близким значениям массовой доли влаги в брынзе после самопрессования (58,9%), в сыре сулугуни перед чеддеризацией (56,4%) и в готовом днепровском сыре (60,9%) соответствовали и близкие значения удельной радиоактивности (1060, 980 и 1040 Бк/кг). Вместе с тем прослеживалось некоторое несоответствие пропорциональности снижения массовой доли влаги и удельной радиоактивности по цезию между сырами и исходным молоком. Так, например, массовая доля влаги в брынзе после самопрессования по сравнению с массовой долей влаги в молоке снизилась в 1,5 раза, а удельная радиоактивность — 1,3 раза, в сыре днепровском, соответственно, — в 1,4 и в 1,3 раза. Вероятно, часть радиоактивного цезия каким-то образом удерживается белком. Выяснение этого требует проведения специальных исследований.

Сведения о снижении удельной радиоактивности сыров по цезию в результате проведения отдельных технологических операций приведены в табл. 2.

Наиболее эффективными технологическими операциями, снижающими переход радиоактивного цезия в сыры явились посолка в течение 10 суток в технологии производства брынзы (снижение удельной радиоактивности на 63%) и полная замена сыворотки водой в технологии сыра производства сусанинский (снижение удельной радиоактивности на 55%). Эти операции в сочетании с удалением сыворотки в конечном итоге позволили снизить удельную радиоактивность в названных сырах по сравнению с исходным молоком в 9 раз.

Т а б л и ц а 2

Снижение удельной радиоактивности сыров по изотопам цезия от технологических операций их производства

Сыр	Снижение удельной радиоактивности после технологической операции, %							Общее снижение удельной радиоактивности сыра, %
	Внесение воды в сыворо- ту (10%) к объему пере- рабатываемо- го молока	Внесение кис- лой сыворо- тки	Удаление сы- ворожки	Полная заме- на сыворожки водой	Плавле- ние сырной массы в воде	Посолка в рассоле	Созревание в рассоле	
Голландский брусковый	10	—	33	—	—	8	—	51
Сусанинский	—	—	29	55	—	3	—	89
Брынза	—	—	24	—	—	69	2	89
Сулугуни	—	—	25	—	53	3	—	81
Днепровский	—	—	26	—	—	—	—	26
Адыгейский	—	6	28	—	—	—	—	34

Примечание. Операция "удаление" сыворожки включает отделение сыворожки на всех стадиях технологического процесса до посола сырных головок, за исключением сыра сулугуни, где эта операция проводится до начала чеддеризации.

Разница результата операции "посолка в рассоле" по снижению концентрации радиоактивного цезия в брынзе и голландском брусковом сыре (также как и сусанинском) вызвана неодинаковой просаливаемостью головок, обусловленной различиями в состоянии их сырного теста и продолжительностью посолки.

На переход стронция-90 из молока в сыры технологические приемы их производства, за исключением чеддеризации в сочетании с мокрым плавлением сырной массы в технологии сыра сулугуни, существенного влияния не оказали. Во всех сырах удельная радиоактивность по стронцию в сравнении с исходным молоком возрастала (табл. 1). Наибольшее увеличение удельной радиоактивности имело место у сыров с меньшей кислотностью сырной массы и более высоким содержанием белка. На-

оборот, днепровский сыр, удельная радиоактивность которого по стронцию была самой низкой, имел самую высокую активную кислотность (рН 4,73) и одно из самых низких содержание белка (22,7%).

Основываясь на полученных результатах можно заключить, что при переработке на сыры молока загрязненного стронцием-90 количество последнего в них возрастает в несколько раз. При этом на увеличение содержания в сырах радиостронция основное влияние оказывает уровень развития молочнокислого процесса и, кроме того, влияет массовая доля белка, в основном представленного казеином.

В связи с опасностью получения готового продукта с превышением ВДУ по стронцию-90 производство молока для выработки того или иного вида сыра возможно при условии, если плотности загрязнения почв радиостронцием, не превышает величин приведенных в табл. 3.

Т а б л и ц а 3

Предельная плотность загрязнения почв стронцием-90 при получении молока для выработки сыров с удельной радиоактивностью не превышающей $1 \cdot 10^{-9}$ Ки/кг

Сыры	Тип почвы		
	торфяно- глеевая осушен- ная	дерново- подзолистая песчаная	черноземная тяж. сугли- нистая
Предельная плотность загрязнения стронцием - 90, Ки/км ²			
Голландский	0,15	0,5	1,5
Сусанинский	0,15	0,5	1,5
Брынза	0,3	0,9	2,7
Сулугуни	0,3	1	3
Адыгейский	0,3	0,9	2,7
Днепровский	0,3	1,1	3,3

При расчете предельной плотности загрязнения почв радиостронцием использовали следующие величины коэффициентов перехода стронция-90 из почвы в молоко для торфяно-глеевых почв - $8,8 \cdot 10^{-10}$ Ки/кг на 1 Ки/км², для дерново-подзолистой почвы - $2,1 \cdot 10^{-10}$ Ки/кг на 1 Ки/км², для черноземов - $0,7 \cdot 10^{-10}$ Ки/кг на 1 Ки/км². ВДУ стронция-90 для молока и молокопродуктов - $1 \cdot 10^{-9}$ Ки/кг.

В сыроделии при использовании молока, загрязненного радиоцезием и радиостронцием следует учитывать не только общую специфику поведения названных радионуклидов, но и технологические особенности производства и отдельные физико-химические показатели сыров.

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ОПЕРАЦИЙ НА ПЕРЕХОД РАДИОАКТИВНОГО ЦЕЗИЯ ИЗ МЯСА В ГОТОВЫЕ ИЗДЕЛИЯ

Н. Л. Долгий

В литературе довольно подробно описываются способы и подходы, позволяющие значительно снижать содержание изотопов цезия в загрязненном мясном сырье. Наиболее приемлемым из существующих является процесс мокрого посола мяса, который может применяться на каждом мясоперерабатывающем предприятии также и для очистки мяса от радиоцезия.

Включение в технологические процессы производства мясных изделий дополнительной операции по очистке мяса должно происходить с наименьшими материальными и временными затратами. В связи с этим необходимо найти такие условия проведения мокрого посола мяса, при соблюдении которых, с одной стороны, имел бы место переход максимально возможного количества радиоцезия в рассол и, с другой стороны, указанный процесс был бы технологичным.

Изготовление подавляющего большинства мясных продуктов осуществляется с помощью следующих технологических операций: измельчения сырья, посола, тендеризации, термической обработки.

Изучение миграции радиоактивного цезия из мяса в готовые изделия показало, что технологическая переработка последнего существенно влияет на содержание радиоцезия в конечном продукте.

В соответствии с технологическими инструкциями были выработаны некоторые представители основных мясных изделий - варенные колбасы (отдельная и диетическая), полукопченые кол-

басы (одесская и минская), а также ветчина посольская, как представитель копчено-вареных изделий.

Выбор указанных продуктов объясняется существенными отличиями в технологии их изготовления и рецептурах. Так, колбасы отдельная, диетическая, одесская, минская содержали в своих рецептурах говядину, загрязненную радиоцезием, в количестве 60, 90, 65 и 98% соответственно.

Рецептура варенных колбас (сырье несоленое, кг на 100 кг сырья)

Отдельная		Диетическая	
<u>Говядина жилованная</u>		<u>Говядина жилованная</u>	
<u>1 сорта</u>	<u>60</u>	<u>1 сорта</u>	<u>90</u>
Свинина жилованная полужирная	25	Маргарин	7
Шпик боковой	15	Молоко сухое обезжиренное	3

Рецептура полукопченых колбас (сырье несоленое, кг на 100 кг сырья)

Одесская		Минская	
<u>Говядина жилованная</u>		<u>Говядина жилованная</u>	
<u>II сорта</u>	<u>65</u>	<u>1 сорта</u>	<u>32</u>
Свинина жилованная полужирная	10	<u>Говядина жилованная</u>	
Шпик хребтовый	25	<u>II сорта</u>	<u>66</u>
		Крахмал	2

Для изготовления ветчины посольской была использована спинная часть той же говяжьей полутуши, загрязненной РВ, что и для выработки колбас.

Исходное говяжье мясо, мясной фарш и готовые изделия исследовали на содержание радиоактивного цезия.

У - спектрометрические определения удельной активности цезия-134, 137 в исследуемых образцах проводили на многоканальном анализаторе NOKIA LP 4900 В с полупроводниковым Ge (Li) - детектором и автоматической системой "Тамма-трек".

Данные рис. 1 свидетельствуют о снижении количества радиоактивного цезия в мясoproдуктах по сравнению с исходным мясом за счет применяемых технологических операций. Так, в вареных и полукопченых колбасах, содержащих в своей рецептуре не более 60–65% радиоактивного говяжьего мяса, в про-

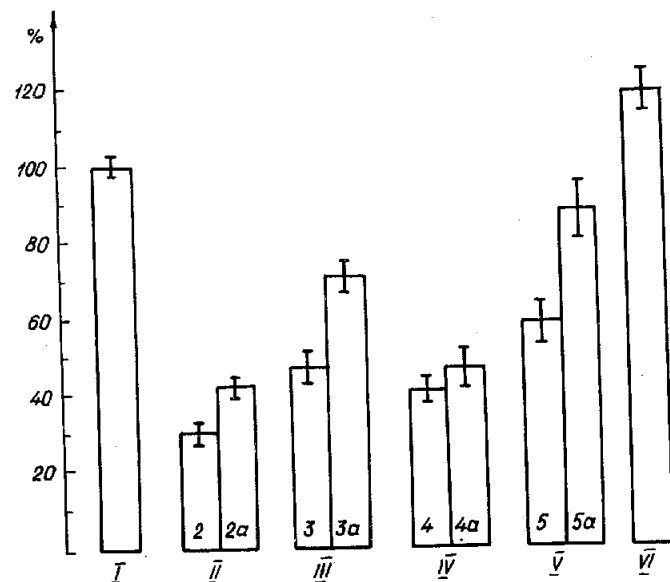


Рис. 1. Миграция радиоцезия при изготовлении мясных изделий (по оси ординат – удельная радиоактивность, %): I – исходное говяжье мясо; II, III – вареные колбасы отдельная и диетическая (2, 3 – исходный фарш; 2а, 3а – готовые изделия); IV, V – полукопченые колбасы одесская и минская (4, 5 – исходный фарш; 4а, 5а – готовые изделия); VI – ветчина посольская.

цессе изготовления достигается уменьшение удельной активности радиоцезия в 2–2,5 раза.

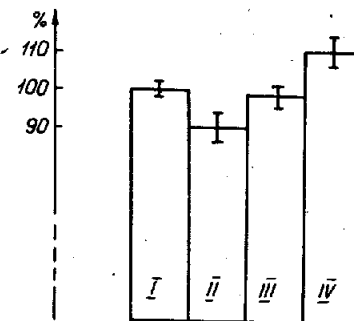
На концентрирование радиоактивных веществ в готовых изделиях, что наиболее полно проявляется при производстве ветчины посольской, влияют режимы термической обработки и количество вработанной влаги, которое обозначается величиной выхода готовой продукции к массе несоленого сырья. Чем выше величина выхода, чем больше мясо, загрязненное РВ, разбав-

лено вносимыми компонентами, тем ниже удельная активность радиоактивного цезия в мясных изделиях.

Еще одним существенным фактором, влияющим на снижение количества радиоцезия в мясе, является процесс посола последнего.

Необходимо отметить, что представленные результаты справедливы в случае посола мясного сырья сухой солью. При этом общее количество радиоцезия не изменяется, а имеет место только его перераспределение в толще мяса (рис. 2).

Рис. 2. Влияние сухого посола на послыйное перераспределение радиоцезия в мясе (по оси ординат – удельная радиоактивность мяса, %): I – исходное мясо; II, III – слой мяса; IV – слой мяса, контактирующий с солью.



Кусковое мясо, с размерами грани 60–80 мм, с одной стороны посыпали солью и выдерживали в течение 30 дней при $-4-0^{\circ}\text{C}$. По истечении указанного срока куски разрезали на 3 приблизительно равных слоя и в каждом из них определяли удельную радиоактивность.

Как видно из полученных результатов, количество радиоактивного цезия в среднем слое практически соответствует таковому в исходном мясе, а наибольшей удельной радиоактивностью обладает периферийный слой, контактирующий с солью.

Посол мяса рассолом (в противоположность посолу сухой солью) приводит к значительному уменьшению содержания радиоцезия в мясном сырье. Причем, чем меньше масса куска, тем больше цезия мигрирует в рассол (рис. 3).

Отмеченный факт указывает на то, что в процессе мокрого посола (контакт мяса с рассолом не более 1 ч) перераспределение веществ, в том числе и радионуклидов, происходит, главным образом, в пограничном слое мышечной ткани.

Величину пограничного слоя мяса, из которого происходит миграция радиоактивного цезия в рассол можно определить по формуле

$$\Delta = \frac{Y}{6 \cdot \left(\frac{M}{\rho}\right)^{2/3}},$$

где Δ – пограничный слой мяса;
 Y – объем мяса, из которого в рассол мигрировал радиоцезий, мм³; M – масса куска мяса, г;
 ρ – удельная плотность мяса, г/мм³.

Эта величина равна $1,4 \pm 0,1$ мм.

Экспериментально полученная кривая (рис. 3, кривая 1) зависимости перехода радиоцезия в рассол от массы куска мяса

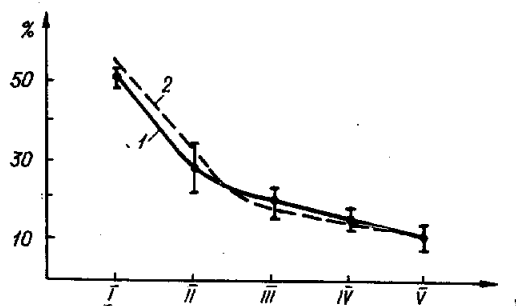


Рис. 3. Влияние размеров (массы куска) мяса на миграцию радиоцезия в рассол (по оси ординат – удельная радиоактивность рассола, %):

I – фарш; II – куски мяса с размерами грани 1,5–2 см; III, IV, V – куски мяса массой 100, 300, 500 г соответственно; 1 – экспериментальная; 2 – теоретическая

хорошо согласуется с теоретической кривой (рис. 3, кривая 2), учитывающей линейные размеры куска мяса.

Представленные данные справедливы при условии проведения процесса посола мяса 2%-ным рассолом в течение 1 ч при комнатной температуре и соотношении мясо : рассол – 1:1.

На основании полученных данных экспериментальных исследований, в ходе которых определялись оптимальные условия

миграции радиоцезия в рассол, а также опытных выработок в промышленных условиях была создана технология очистки мяса от радиоактивного цезия, которая включает следующие этапы:

1. Подготовка мясного сырья (убой, обвалка туши, поблочное замораживание мяса с выдержкой в морозильной камере в течение 8–10 сут, измельчение блоков ленточными пилами с толщиной пласта 2–3 см).

2. Приготовление 2% посолочного рассола pH 4,5 с подкислением молочной кислотой.

3. Вымачивание мяса в рассоле в соотношении мясо : рассол – 1:3 при периодическом перемешивании в течение 1 ч при температуре окружающей среды.

4. Промывка мяса водопроводной водой в соотношении мясо : вода – 1:1 при периодическом перемешивании в течение 15 мин.

При соблюдении указанных технологических параметров количество радиоактивного цезия в мясе снижается на 70–80%.

Устранен основной недостаток процесса мокрого посола мяса – в 8–10 раз в ходе очистки уменьшаются потери солерастворимых мышечных белков за счет подкисления рассола до pH 4,5 молочной кислотой.

Отработка режимов технологии снижения содержания радиоактивного цезия в мясе в производственных условиях, а также из отовление мясных изделий (вареных колбас) из очищенного мяса, изучение их качества свидетельствуют о возможности применения указанной технологии на мясоперерабатывающих предприятиях для получения мясного сырья с содержанием радиоцезия ниже ВДУ.

ИНГАЛЯЦИОННОЕ ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАБОТАХ НА ТЕРРИТОРИЯХ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

Н. А. Лошилов, В. А. Кашпаров,
 Е. Б. Юдин, В. П. Процак,
 В. И. Йошенко

В результате аварии на ЧАЭС значительные площади сельскохозяйственных подверглись радиоактивному загрязнению. Часть радиоактивных веществ (РВ), попавших в окружающую среду, была выброшена в виде мелкодисперсных высокоактивных частиц реакторного топлива – “горячих” частиц.

При вторичном ветровом подъеме и, особенно, при техногенном воздействии на почву, связанном с сельхозработами, образуется значительное количество пыли, в состав которой входят и "горячие" частицы, что подтверждается исследованием воздушных тракторных фильтров на машинах, работавших в загрязненных районах.

Авторадиография срезов легких людей, участвовавших в работах по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС и умерших в течение 1987-1989 гг., также показывает наличие в них "горячих" частиц. Поэтому необходимы оценки нагрузок на легкие работников АПК при ингаляционном поступлении горячих частиц.

В 1988-1989 гг. в Чернобыльском р-не Киевской обл. (табл. 1, эксперимент 1-4), а также Хойниковском (эксперименты 5, 12) и Брагинском (эксперименты 6-11) р-нах Гомельской обл., где загрязнение территории в значительной степени обусловлено "горячими" частицами, измерялась концентрация и дисперсный состав радиоактивных аэрозолей непосредственно на рабочих местах механизаторов и подсобных рабочих в реальных условиях сельскохозяйственного производства. Работы проводились в непосредственной близости к 30-километровой зоне ЧАЭС на почвах, наиболее характерных для зоны Полесья, торфянистая (эксперимент 10) и дерново-подзолистая различного механического состава: песчаная (эксперименты 1-4, 11, 12); супесчаная (эксперименты 7-9); легко-суглинистая (эксперименты 5, 6). Пробоотбор осуществлялся при скорости ветра 1-10 м/с, температуре воздуха 13-25°C и его влажности 40-80%.

Для отбора радиоактивных аэрозолей применялись аналитические аэрозольные фильтры АФА-РМП-20 и аспираторы М-512, имеющие два независимых канала со скоростью прокачки до 300 см³/с и оснащенные электродвигателями, работающими от бортовой сети трактора (12 В). Общий объем прокаченного воздуха за эксперимент составлял 3-20 м³ в зависимости от величины пылеподъема.

Основная доля пылевых частиц (77-99%) в воздухе имела размер не более 1 мкм. С уменьшением влажности почвы доля таких частиц увеличивалась.

Гамма-спектрометрические измерения образцов производились на низкофоном спектрометре ADCAM-300 с детектором из высокочистого германия (GEM-30185) фирмы

Т а б л и ц а 1

Условия проведения экспериментов по изучению пылеобразования при проведении с.-х. работ на загрязненных территориях

№ эксперимента	Дата: месяц, год	Населенный пункт	Вид с.-х. работ	Марка трактора	Влажность почвы, %	Концентрация пыли, мг/м ³
1	4.88	Страховское	Дискование	T-150K	3-5	9.4±1.6
2	4.88	То же	Боронование почвы	T-150K	3-5	3.0±0.4
3	4.88	Губин	Посадка картофеля	DT-75	3-6	103±8хх/
4	4.88	Горностай-поль	То же	DT-75	4-6	203±17хх/
5	5.88	Мокиш	Междурядная обработка	MT3-82	14	61±7
6	8.88	Ковали	Вспашка почвы	T-150G	10	78±10
7	8.88	Ясени	Культивация почвы	T-150G ^{х/}	8	6.3±0.9
8	8.88	Ясени	То же	DT-75	12	67±7
9	9.88	Чернев	Вспашка почвы	K-701 ^{х/}	20	0.3±0.03
10	9.88	Ясени	Укатка почвы	K-700A	116	1.7±0.2
11	9.88	Пучин	Культивация почвы	T-150K	12	1.6±0.8
12	6.99	Берестенко	Удобрение всходов	MT3-80	-	170±21хх/ 13±3

Примечание

х/ Новые тракторы, оснащенные герметизированными кабинами.
хх/ На прицепных орудиях.

EG&G ORTEC (США). Результаты измерений содержания РВ в почве, пыли и воздухе приведены в табл. 2. Оценка содержания плутония в воздухе проводилась на основании его корреляции с цезием-144 в чернобыльских выпадениях.

Анализ содержания радионуклидов в различных фракциях почвы (до 5 мкм, 5-10 мкм, 10-15 мкм, 50-250 и более 250 мкм) показал, что средняя удельная активность почвы по цезию-137 в 3-5 раз и 5-15 раз ниже, чем удельная активность ее пылевой фракции (менее 10 мкм) для суглинистой и песчаной почвы, соответственно. Этим обусловлена более высокая удельная активность пыли (до 10 раз) по сравнению с почвой. Наиболее сильно это проявляется в герметизированных кабинах тракторов, что объясняется более сильной фильтрацией крупнодисперсной фракции пыли. Фракции почвы с размером частиц более 50 мкм были разделены на органическую и неорганическую составляющие. Удельная активность полурасложившихся растительных остатков в 10-50 раз превышала удельную активность песка.

Герметизированные кабины тракторов уменьшают на рабочих местах механизаторов концентрацию в воздухе пыли в 10-100 раз, а радиоактивных веществ в - 5-8 раз по сравнению с обычными кабинами. В течение дня наблюдалось увеличение концентрации пыли и РВ в воздухе (до 2 раз), очевидно, связанное с подсыханием верхнего слоя почвы, который является основным пылеобразующим слоем.

Полученные экспериментальные данные по определению концентрации РВ на рабочих местах механизаторов показывают, что при проведении с.-х. работ на полях с плотностью загрязнения по плутонию выше $3,7 \text{ кБк/м}^2$ ($0,1 \text{ Ки/км}^2$) и цезию-137 - $7,4 \text{ МБк/м}^2$ (200 Ки/км^2) концентрация в воздухе этих радионуклидов в кабинах тракторов может превышать их допустимую концентрацию (ДКб) в атмосферном воздухе. Учитывая реальные метеоусловия в течение года, и плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий, а также сезонный характер работ, можно утверждать, что за пределами зоны отселения ингаляционное поступление РВ будет значительно ниже существующего в настоящее время предельного годового поступления (ППП) в организм человека через органы дыхания.

Возможны два подхода к оценке дозы, полученной от "горячей" частицы:

Т а б л и ц а 2
Результаты экспериментов по определению удельной активности РВ в почве, пыли и воздухе при проведении с.-х. работ на загрязненной территории

№ эксперимен-та	Удельная активность радионуклидов						Эквивалентная доза, МЗв	
	Почва, $\frac{\text{кБк}}{\text{кг}}$		Пыль, $\frac{\text{кБк}}{\text{кг}}$		Воздух, $\frac{\text{МБк}}{\text{м}^3}$			
	^{144}Ce	^{137}Cs	^{144}Ce	^{137}Cs	^{144}Ce	^{137}Cs	ΣPu	
1	0,6	0,2	10,7±2,6	2,6±0,5	96±30	22±4	0,4	0,19
2	0,6	0,2	-	5	-	-	-	-
3	0,4	0,2	4,1±0,7	2,0±0,4	444±111	215±41	1,9	0,9
4	0,7	0,4	1,4±0,4	1,1±0,2	278±89	241±44	1,1	0,6
5	1,1	1,5	7,8±0,7	12,6±1,1	481±74	770±110	1,9	1,1
6	0,3	1,9	2,7±0,4	7,8±0,7	220±37	592±75	0,7	0,5
7	1,5	7,4	11,8±2,2	35,2±0,9	74±15	222±41	0,3	0,2
8	2,2	7,4	6,7±1,5	22,6±1,5	407±110	1443±120	1,5	1,2
9	0,7	14,6	-	62,9±11,1	-	19±3	-	-
10	1,1	2,6	-	8,9±3,0	-	15,4	-	-
11	1,9	5,6	7,4±3,7	22,9±2,2	13±7	37±4	0,04	0,04
12	0,6	0,7	1,1±0,4	5,6±1,8	185±81	925±296	1,3	0,65
				6,3±2,4	-	81±37		

1. Пространственное распределение дозы в органе не учитывается. Радионуклиды, входящие в состав горячих частиц, принимаются распределенными по объему легких равномерно. Используются методики, изложенные в документах МКРЗ. Доза является отношением общего энерговыделения поступивших в легкие радионуклидов (за время их пребывания в легких) на массу органа.

2. Доза на элементарный объем легочной ткани вычисляется как сумма доз от горячих частиц, находящихся в легких. Зависимость дозы от расстояния до центра горячей частицы описывается полуэмпирическими формулами (для β -излучения и для α -излучения; при расчете дозы от α -излучения учитывалось поглощение энергии в объеме горячей частицы).

Сравнение доз, полученных от "горячей" частицы, посчитанных этими способами, неправомерно из-за существенной зависимости дозы от расстояния между центром горячей частицы и клетками легочной ткани. В качестве критерия для оценки вреда от облучения и выбора одного из подходов использовался риск канцерогенных изменений в клетках легких.

При оценке относительного риска возникновения канцерогенных изменений в легких использовалась зависимость "доза - канцерогенный эффект" для клеток легких.

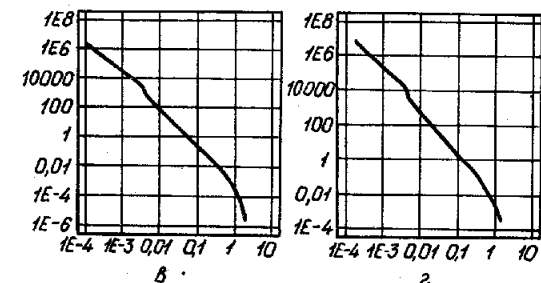
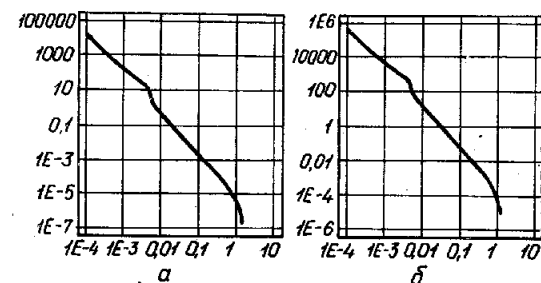
Если активность распределена по легким равномерно (1 подход), риск определяется выражением:

$$R = N \cdot R_i,$$

где R - суммарный риск на легкие, (отн. ед.); N - число клеток в легких; R_i - вероятность канцерогенных изменений в одной клетке при дозе D_i , полученная из зависимости $R=f(D)$.

Для расчета риска с учетом точечного характера источников излучения оценим концентрацию горячих частиц в легких (использовалась камерная модель дыхательной системы, принималось предположение об равномерном распределении частиц в органе). Оценки показывают, что концентрация горячих частиц составляет величину порядка $0,1 \text{ см}^{-3}$, т.е. расстояние между "горячими" частицами можно принять равным нескольким сантиметрам. На рисунке представлены зависимости дозы в легочной ткани от расстояния до центра "горячей" частицы для реальных "горячих" частиц различных радиусов, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС.

Видно, что значения дозы на расстояниях порядка сантиметра пренебрежимо малы, поэтому можно считать, что "зоны действия" горячих частиц не перекрываются. Поэтому можно пред-



Зависимость суммарной поглощенной дозы α - и β - излучения (рад) от расстояния до центра горячей частицы (см) для частиц различных радиусов (дата начала экспозиции 1.V.1986 г.; время экспозиции 1 г.):

а - 0,1 мкм; б - 0,3; в - 0,5; г - 1,0 мкм

положить, что доза на любой элемент легочной ткани определяется излучением лишь одной частицы.

Риск на легкие от одной горячей частицы можно оценить следующим образом:

определяется доза D_i на расстоянии x_i от центра горячей частицы;

по кривой "доза - эффект" ($R = f(D)$) определяется риск для одной клетки, получившей дозу D_i - величина R_i ;

рассчитывается число клеток, получивших дозу D_i - N_i ;

рассчитывается риск для всех клеток, получивших дозу D_i , т.е. находящихся на расстоянии x_i от горячей частицы

$$R'_i = R_i \cdot N_i;$$

общий риск на орган рассчитывается путем численного интегрирования по x_i (т.е. по слоям легочной ткани объемом $4\pi \cdot x_i^2 \cdot dx$, удаленным от центра горячей частицы на расстояние x_i).

Общий риск от всех горячих частиц, попавших в легкие, выражается произведением их количества на величину риска от одной частицы.

Величины риска возникновения канцерогенных изменений от одной горячей частицы, находящейся в легких, рассчитанные в рамках двух вышеизложенных подходов, являются величинами одного порядка (табл. 3). Риск, посчитанный в предполо-

Т а б л и ц а 3
Величина риска возникновения канцерогенных изменений

Время экспози- ции	Отношение рисков, посчитанных по различным методикам, $R_{\text{точ}} / R_{\text{расп}}$, для частиц разных радиусов; дата начала экспозиции 1.1.1987 г.	
	радиус частицы 0,1 мкм	радиус частицы 0,5 мкм
1 ч	0,3	0,3
1 сут	0,3	0,5
10 сут	0,3	0,8
100 сут	0,4	0,5
1 г.	0,5	0,5
10 лет	1,4	1,6

Примечание. $R_{\text{точ}}$ - риск, посчитанный от "горячей" частицы, как точечного источника излучения; $R_{\text{расп}}$ - риск, посчитанный от "горячей" частицы, как распределенного источника излучения.

жении равномерного распределения активности, в 2-3 раза превосходит риск, рассчитанный в предположении точечного источника (что согласуется с экспериментальными данными).

Таким образом, величина риска канцерогенных изменений в легочной ткани при измеренных концентрациях горячих частиц мало зависит от особенностей распределения РВ в объеме легких. Поэтому оценки дозовых нагрузок на легкие работников АПК, обусловленные наличием во вдыхаемом воздухе мелко-дисперсных частиц реакторного топлива, проводились в предположении равномерного распределения активности по объему легких.

Опираясь на данные о концентрации РВ в воздухе (табл. 1, 2), можно оценить величины доз на легкие работников АПК.

Предполагалось, что продолжительность полевых работ составляет 3-4 мес. при 10-часовом рабочем дне (что эквивалентно 2 - месячному непрерывному поступлению РВ в легкие).

В табл. 2 приведены измеренные удельные активности ^{137}Cs , ^{144}Ce и Σ 238+239+240 Рн для различных условий проведения с.-х. работ (как правило, измерения концентрации пыли проводились в условиях повышенного пылеподъема). При расчете доз учитывались все нуклиды, входящие в состав горячих частиц, образовавшихся при аварии ЧАЭС (28 нуклидов). Дозы рассчитаны на момент истечения одного года со дня начала ингаляции.

Таким образом, за пределами 30-километровой зоны при достаточно широком наборе условий с.-х. работ и реальных метеоусловиях дозы на легкие могут составить величины порядка нескольких миллизиверт.

УСЛОВИЯ ТРУДА И МЕРЫ БЕЗОПАСНОСТИ РАБОТАЮЩИХ ПРИ МЕХАНИЗИРОВАННЫХ СПОСОБАХ ВОЗДЕЛЫВАНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР НА ТЕРРИТОРИЯХ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Т. П. Анохова, И. Л. Кривцов

При проведении сельскохозяйственных работ на территории, загрязненной радиоактивными веществами, наряду с внешним облучением определенную опасность представляет внутреннее облучение организма работающих за счет ингаляционного пути поступления радионуклидов. Особую значимость ингаляционное поступление радиоактивных веществ приобретает при проведении работ, связанных с техногенным пылевым подъемом. Наи-

более интенсивному воздействию пыли, а, следовательно, радиоактивных аэрозолей, подвергаются трактористы, комбайнеры и их помощники, обслуживающие прицепные агрегаты.

Условия труда механизаторов были изучены в хозяйствах Киевской, Черниговской и Гомельской областей, а также на экспериментальном полигоне, расположенном в 10-километровой зоне во время проведения основных видов сельхозработ (пахота, дискование, боронование почвы, посев кукурузы, посадка картофеля, уборка ржи, ворошение сена, внесение удобрений и т.д.). Исследования проведены на дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах с различным составом и плотностью радиоактивного загрязнения (до 5 Ки/км², от 7 до 25 Ки/км², свыше 40 Ки/км² по радиоцезию. Мощность экспозиционной дозы на полях составляла от 50 до 800 мкР/ч (табл. 1).

При исследовании радиоактивности почвы установлено, что в обрабатываемом ее слое отдельные радионуклиды распределены не равномерно, а сосредоточены в основном на мелких механических фракциях. Удельная активность частиц размером меньше 0,001 мм возросла за счет цезия-134 в 12,7 раза, цезия-137 - в 9 раз, стронция-90 - в 7,5 раза, плутония - в 19,2 раза по сравнению с активностью самой крупной фракции почвы равной 0,1-1,0 мм (табл. 2). Наблюдается увеличение удельной радиоактивности пыли по сравнению с почвой, с поверхности которой она поднимается. Причем удельная радиоактивность пыли возрастала по мере увеличения расстояния от места ее образования: в кабинах она была более высокой чем на прицепных агрегатах.

В пыли основные дозообразующие радионуклиды сосредоточены также на мелких пылевых частицах. В частности, активность плутония на респираторной фракции почвенной пыли достигала 40% от общей удельной активности всей образующейся пыли (табл. 3).

При выполнении различных видов механизированных полевых работ концентрации пыли в кабинах, а также на прицепных агрегатах, где может располагаться рабочее место помощников, например при посадке картофеля, севе и др., находились в пределах от 2 до 4000 мг/м³, т.е. в большинстве случаев значительно превышали предельно допустимую концентрацию, установленную для инертной почвенной пыли (4 мг/м³ (табл. 4).

Т а б л и ц а 1

Плотность радиоактивного загрязнения почвы на полях действующих хозяйств и на экспериментальной площадке в зоне отселения

Территория	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч	Плотность загрязнения, Ки/км ²					
		134 Cs	137 Cs	90 Sr	144 Ce	Pu	106 Ru
Совхоза "Коцюбинский" Черниговской обл.	50-75	0,7-0,8	2,3-4,5	не опр.	1,12	0,06	не обн.
	100-600	1,4-5,1	7,4-23,7	0,5-4,5	0,7-3,8	0,06-0,14	0,74-2,85
Совхоза "Стреличево" Гомельск. обл.	450-800	8,9-10,7	45,1-52,5	21,7	33,6-36,8	0,62-0,68	10,4
Полигон в 10-километровой зоне (с. Новопеличи)							

Т а б л и ц а 2

Распределение радионуклидов по механическим фракциям почвы

Размер фракции, мм	Массовый % фракции	Удельная активность, Ки/кг			
		^{134}Cs	^{137}Cs	$^{238}, ^{239}, ^{240}\text{Pu}$	^{90}Sr
1,0-0,1	38,34	$9,6 \cdot 10^{-11}$	$6,0 \cdot 10^{-10}$	$6,13 \cdot 10^{-13}$	$2,23 \cdot 10^{-11}$
0,1-0,05	35,34	$26,28 \cdot 10^{-11}$	$21,17 \cdot 10^{-10}$	$3,9 \cdot 10^{-13}$	$1,20 \cdot 10^{-10}$
0,05-0,01	20,92	$51,42 \cdot 10^{-11}$	$35,84 \cdot 10^{-10}$	$4,68 \cdot 10^{-12}$	$9,63 \cdot 10^{-11}$
0,01-0,005	2,63	$82,9 \cdot 10^{-11}$	$56,72 \cdot 10^{-10}$	$8,08 \cdot 10^{-12}$	$1,12 \cdot 10^{-10}$
0,005-0,001	1,28	$92,4 \cdot 10^{-11}$	$63,0 \cdot 10^{-10}$	$12,2 \cdot 10^{-12}$	$2,77 \cdot 10^{-10}$
менее 0,001	1,49	$122 \cdot 10^{-11}$	$54,7 \cdot 10^{-10}$	$11,8 \cdot 10^{-12}$	$1,66 \cdot 10^{-10}$

208

Т а б л и ц а 3

Распределение нуклидов плутония по фракциям частиц, пыли, содержащихся в воздухе

Каскад	Размер частиц, мкм	Удельная активность плутония в воздухе	
		Ки/л	%
1	Более 23	$1,14 \cdot 10^{-15}$	23,7
2	12-23	$6,1 \cdot 10^{-16}$	12,7
3	5-12	$1,05 \cdot 10^{-15}$	21,9
4	1,8-5	$1,2 \cdot 10^{-15}$	25,0
5	0,7-1,8	$8,0 \cdot 10^{-16}$	16,7
	0,7 и менее	$4,8 \cdot 10^{-15}$	100
$\text{ДК}_B = 3 \cdot 10^{-17} \text{ Ки/л}$			

В условиях загрязнения почвы трансурановыми элементами особое внимание следует обращать на радионуклиды плутония, при содержании которых в почве, на уровне $0,06 \text{ Ки/км}^2$ и выше может наблюдаться превышение допустимой концентрации его (ДК_B) от трех до нескольких десятков раз, что имеет место на прицепных агрегатах, например при посадке картофеля. При наличии таких концентраций плутония в зоне дыхания работающих возможно превышение предела его годового поступления, установленного для кости, всего за 2 месяца работы.

Это подтверждается результатами биологического эксперимента, проведенного на крупных животных (свиньи) и моделирующего работу персонала, обслуживающего прицепные агрегаты.

Установлено, что при ингаляции почвенной пыли, загрязненной частицами диспергированного топлива, задержка в организме радионуклидов плутония достигает 20% до расчетного про-

Концентрации радионуклидов в воздухе рабочей зоны механи-

Населенный пункт и выполняемая работа	Место отбо- ра проб	Концентрация пыли, мг/м ³	Концентра-
			ция ¹³⁴ Cs
Дер. Бабчин (зона отселения). Ворошение сена	Кабина трак- тора МТЗ-80 Прицеп-шлейф	2,4±0,8 не опреде- ляли	1,6·10 ⁻¹⁷
Дер. Бабчин (зона отселения). Между- рядная обработка ку- курузы - внесение сепитры	Кабина МТЗ-82 на прицепе- шлейфе	15,6±6,2 1033,0± 41,5	2,0·10 ⁻¹⁶ 1,2·10 ⁻¹⁴
Дер. Красный рог. Междурядная обра- ботка кукурузы - боронование	Кабина ДТ-75 На прицепе- шлейфе	7,0±1,6 3575± 717,4	1,3·10 ⁻¹⁶ 9,0·10 ⁻¹⁴
Дер. Губаревичи Пахота	Кабина ДТ-75 (герметичная) На прицепе - шлейфе	4,3±0,9 3781,8± 100,3	8,5·10 ⁻¹⁷ 6,7·10 ⁻¹⁴
Дер. Стреличево. Междурядная обра- ботка картофеля	Кабина МТЗ-80 (герметичная) На прицепе - шлейфе	9,7±2,5 2100,0± 93,5	- -

Примечание. x/ В числителе - активность всех фракций пыли,

Т а б л и ц а 4

заторов при выполнении полевых работ

ция радионуклидов в воздухе, Ки/л		
¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Pu
3,3·10 ⁻¹⁷	5,9·10 ⁻¹⁸	3,1·10 ⁻¹⁹
9,45·10 ⁻¹⁶	3,54·10 ⁻¹⁷	1,86·10 ⁻¹⁸
5,6·10 ⁻¹⁴	2,1·10 ⁻¹⁵	1,1·10 ⁻¹⁶
6,1·10 ⁻¹⁶	2,3·10 ⁻¹⁷	1,2·10 ⁻¹⁸
2,4·10 ⁻¹³	6,9·10 ⁻¹⁵	4,7·10 ⁻¹⁶
4,05·10 ⁻¹⁶	1,52·10 ⁻¹⁷	8,21·10 ⁻¹⁹
3,2·10 ⁻¹³	1,2·10 ⁻¹⁴	$\frac{6,5 \cdot 10^{-16} x/}{2,0 \cdot 10^{-15}}$
-	-	2,84·10 ⁻¹⁸
-	-	-

в знаменателе - активность частиц менее 5 мкм.

ингаляционного их количества с последующим преимущественным накоплением их в скелете.

При расчетах эквивалентных доз внешнего и внутреннего облучения у работников, обслуживающих прицепные агрегаты, дозы внутреннего облучения (за счет ингаляционного поступления) превышают дозы внешнего облучения и, в ряде случаев, могут приближаться к 5 Бэр/год, т.е. к допустимой годовой дозе для профессиональных работников (группа А по НРБ).

Полученные результаты свидетельствуют о первостепенной важности защиты органов дыхания при проведении сельхозработ, сопровождающихся интенсивным пылеобразованием.

Защита воздушной среды кабин обычных конструкций на тракторах и комбайнах явно недостаточна. Изучение эффективности герметизированных кабин показало, что они позволяют уменьшить поступление пыли в зону дыхания механизаторов в 100 раз и радиоактивных веществ в 5-7 раз по сравнению с обычными негерметизированными кабинами. В то же время отсутствие эффективных средств поддержания оптимальных микроклиматических условий сводит все преимущества герметизированных кабин к нулю. При формировании неблагоприятного микроклимата механизаторы практически повсеместно вынуждены нарушать герметичность кабин, чтобы создать себе сносные условия для работы.

Проведенные исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. При выполнении основных видов механизированных полевых работ в зону дыхания трактористов, комбайнеров и их помощников поступает почвенная пыль, концентрации которой могут в десятки и сотни раз превышать предельно допустимую, установленную для инертной пыли (4 мг/м^3).

2. Почвенная пыль содержит изотопы плутония-238, 239, 240, радионуклиды стронция-90, цезия-134, 137, концентрации которых в кабинах тракторов ниже допустимых концентраций, установленных для категории Б. На прицепном агрегате концентрация плутония превышала допустимую в десятки раз.

3. Почвенная пыль мелкодисперстная и может представлять потенциальную опасность для организма работающих не только в связи с большой вероятностью проникновения в отделы дыхательных путей, но также с ее более высокой удельной радиоактивностью.

4. В почве радиоактивные вещества сосредоточены на мелких почвенных частицах.

5. Удельная активность образующейся пыли существенно выше, чем почвы, с которой она поднимается.

6. При оценке степени радиационной опасности работ, проводимых на загрязненной территории, недостаточно исходить только из плотности загрязнения обрабатываемой почвы. Необходимо ориентироваться на данные о концентрациях радионуклидов в пыли, главным образом, в ее мелкодисперстной фракции.

7. Герметизированные кабины тракторов позволяют существенно уменьшить поступление в зону дыхания работающих пыли по сравнению с обычными негерметизированными кабинами. Однако, отсутствие эффективных средств нормализации микроклимата в этих кабинах не дает возможности их полноценного использования из-за создающихся неблагоприятных микроклиматических условий.

8. При проведении работ на территории, загрязненной радиоактивными веществами и, особенно плутонием, недопустимым является нахождение помощника на прицепном агрегате трактора в шлейфе проходящей пыли.

ПАКЕТ ПРИКЛАДНЫХ ПРОГРАММ ДЛЯ ОЦЕНКИ РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ В РЕГИОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЮЖНО-УКРАИНСКОЙ АЭС (ПРО-АЭС)

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

Разработанный пакет прикладных программ предназначен для оценки параметров радиологической обстановки в зоне влияния Южно-Украинской АЭС (влияния конкретной АЭС на сельхозугодья и население, проживающее в прилегающих к ней районах).

Пакет позволяет в оперативном режиме моделировать воздействие как непрерывных, так и залповых выбросов радиоактивных веществ на изменение радиологической обстановки в регионе воздействия АЭС. С использованием пакета возможно: получать характеристики (параметры) радиологической обстановки в зоне влияния ЮУАЭС, формируемой как за счет различных, отдельно взятых источников (глобальные выпадения РВ, выпадения аварийного выброса ЧАЭС, выпадения выбросов ЮУАЭС в режиме нормальной эксплуатации), так и в результате воздействия всех указанных источников;

вводить (изменять) параметры выброса 82 радиологически значимых радиоактивных изотопов 32 химических элементов, включая радионуклиды Sr, Cs, I, ИРГ, ТУЭ и др. при непрерывном и залповом выбросах;

вводить (изменять) параметры метеоусловий в районе расположения АЭС при моделировании залпового выброса и получать соответствующие прогнозные оценки параметров радиологической обстановки;

вводить (корректировать) данные службы внешней дозиметрии АЭС по точкам существующей реперной сети в зоне влияния АЭС; формировать и использовать для прогнозных оценок архив (банк) данных службы внешней дозиметрии.

Используя разработанный пакет, можно получить оценку следующих параметров радиологической обстановки:

концентрацию РВ в приземном слое воздуха; плотность загрязнения территории РВ; мощность экспозиционной дозы (МЭД); загрязнение РВ различных видов сельскохозяйственной продукции.

Кроме вышеуказанных параметров можно получить оценки дозовых нагрузок на население, проживающее на данной территории (ожидаемая эквивалентная доза, коллективная доза) при различных путях формирования дозовых нагрузок за счет различных радионуклидов.

Результаты прогноза могут быть выведены на экран дисплея ПЭВМ, где имеется возможность изменять масштаб изображения (карты-схемы) и задавать координаты интересующей точки территории, а также распечатаны в виде таблиц с использованием принтера.

В пакете используются современные стандартные методы расчета загрязнения приземного слоя воздуха, с.-х. продукции и территории РВ, а также оценки дозовых нагрузок на население зоны влияния АЭС. Для расчета загрязнения различных видов сельскохозяйственной продукции радионуклидами Sr и Cs использованы известные алгоритмы прогноза перехода указанных радионуклидов в звене "почва-растение" с учетом физико-химических свойств почв. Параметры, используемые в применяемых математических моделях, получены в реальных условиях.

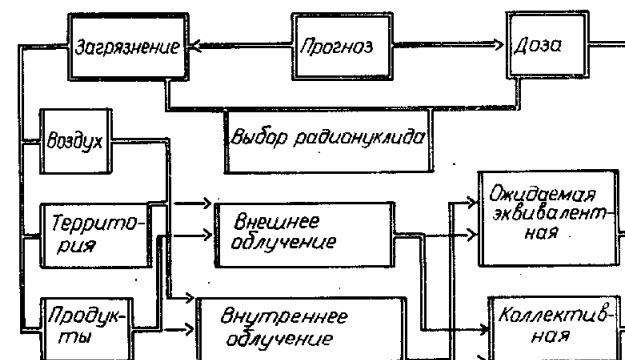
Пакет предназначен для персонала АЭС, радиологических служб и местных органов управления и реализован на ПЭВМ типа IBM PC/AT.

Структурно пакет выполнен в виде нескольких блоков, позволяющих осуществлять ввод и получение соответствующей информации.

Блок "ОБСТАНОВКА" осуществляет вывод графического отображения радиологической ситуации в регионе (в любом масштабе) на момент последнего крупномасштабного обследования обстановки в районе размещения ЮУАЭС. В данном режиме имеется возможность получить в заданных точках карт 100- или 30-километровых зонах ЮУАЭС значения МЭД гамма-излучения, плотности загрязнения территории радионуклидами цезия (Cs-134, Cs-137), содержание в почве естественных радионуклидов (K-40, U-238, Th-232) по состоянию на июль 1990 г.

Блок "ВВОД" осуществляет ввод и хранение данных контроля радиологической обстановки в реперных точках службы внешней дозиметрии АЭС. Предусмотрен графический и табличный выходы фактических данных об изменении радиологической обстановки во времени.

Блок "ПРОГНОЗ" предназначен для получения прогноза изменения радиологической обстановки в районе размещения АЭС. Блок-схема работы пакета в режиме "ПРОГНОЗ" представлена на рисунке.



Блок-схема работы пакета в режиме "ПРОГНОЗ"

Для получения прогноза на интересующий момент времени имеется возможность моделирования различных условий выброса РВ в атмосферу (непрерывный и залповый выбросы). При этом прогноз может быть выполнен как на основании стандартных значений скорости выброса РВ, так и с использованием

измененных (заданных) значений скорости выброса 82 радиологически значимых радиоактивных изотопов 32 химических элементов, включая радиоизотопы Sr, Cs, J, ИРГ, ТУЭ и др.

Могут быть получены прогнозные оценки следующих параметров радиологической обстановки:

- концентрация любого из указанных радионуклидов и вклад этого радионуклида в суммарную концентрацию РВ в приземном слое воздуха;

- плотность загрязнения территории любым из указанных радионуклидов и вклад этого радионуклида в суммарную плотность загрязнения территории РВ;

- загрязнение различных видов сельскохозяйственной продукции (мясо, молоко, овощи и т.д.), производимой в регионе воздействия АЭС, любым из указанных радионуклидов, а также вклад этого радионуклида в суммарное радиоактивное загрязнение данного вида сельхозпродукции.

Могут быть также получены прогнозные оценки дозовых нагрузок на население, проживающее на данной территории (ожидаемая эквивалентная доза, коллективная доза) за счет как любого из указанных радионуклидов, так и всех присутствующих в выбросах радионуклидов. При этом имеется возможность получить оценки дозовых нагрузок за счет различных путей их формирования: внешнее облучение (от облака или струи, и/или от радионуклидов, осевших на почву) и внутреннее облучение (при ингаляции и за счет перорального поступления РВ в организм).

Результаты прогноза могут быть получены на экране дисплея ПЭВМ (или распечатаны на плоттере) в виде изообластей плотности загрязнения территории, загрязнения с.-х. продукции, концентрации РВ в приземном слое воздуха, а также ожидаемой эквивалентной дозы на население. Имеется возможность изменять масштаб изображения (карты-схемы) и задавать координаты интересующей точки территории. Результаты прогноза могут быть также распечатаны с использованием принтера в виде таблиц данных для любой координатной точки, а также данных о коллективной дозе для любого выбранного региона или крупного населенного пункта.

Блок пакета "ПРОГНОЗ" представлен, в свою очередь несколькими субблоками, позволяющими моделировать последствия непрерывного и залпового выбросов РВ.

Для расчета последствий непрерывного выброса используются усредненные за год (за сезон) данные о метеоусловиях в районе расположения АЭС. При оценке последствий результаты выдаются на любой момент времени с начала эксплуатации АЭС, выбранный оператором. Данные о скорости выброса РВ могут корректироваться оператором.

Для расчета последствий залпового выброса РВ используются конкретные данные о метеоусловиях, высоте, величине и радионуклидном составе выброса в районе расположения АЭС. Результаты выдаются в динамике с момента выброса.

При работе в вышеуказанных режимах рассчитываются следующие параметры.

"ВОЗДУХ". Выводится карта изообластей (в произвольном масштабе по усмотрению оператора) концентрации любого радионуклида в приземном слое воздуха, а также табличные данные в выбранной координатной точке по всем радионуклидам.

"ТЕРРИТОРИЯ". Выводится карта изообластей (в произвольном масштабе по усмотрению оператора) плотности загрязнения территории любым радионуклидом (кроме ИРГ), а также табличные данные в выбранной координатной точке по всем радионуклидам.

"ПРОДУКТЫ". Выводится карта изообластей (в произвольном масштабе по усмотрению оператора) загрязнения основных сельскохозяйственных культур (зерновые, овощные, кормовые и т.д.; молоко, мясо). Изообласти загрязнения выводятся по всему региону для каждой конкретной культуры или вида продукции животноводства. В пакет могут быть внесены изменения, учитывающие региональные (национальные) особенности ведения сельского хозяйства. В настоящем пакете использованы параметры, полученные в реальных условиях.

"ДОЗА". Для оценки дозовых нагрузок на население используются общепринятые (стандартные) модели расчета с учетом: путей формирования дозовых нагрузок (внешнее облучение от струи и/или облака) и РВ, осевших на почву; внутреннего облучения за счет ингалированных и перорально поступивших радионуклидов);

особенностей ведения сельского хозяйства и потребления продуктов питания в регионе.

"ЭКВИВАЛЕНТНАЯ". Выводится карта изообластей мощности ожидаемой эквивалентной дозы (либо ожидаемых эквивалентных доз на момент прогноз), а также табличные данные в выб-

ранной координатной точке по всем радионуклидам для всех путей формирования дозовых нагрузок.

"КОЛЛЕКТИВНАЯ". Выводятся табличные данные о коллективной дозе для любого региона или крупного населенного пункта (по усмотрению оператора) в зоне воздействия АЭС по всем радионуклидам для всех путей формирования дозовых нагрузок.

"ВНУТРЕННЕЕ". Оценка дозовых нагрузок проводится для основных биологически значимых радионуклидов, поступающих в организм городских и сельских жителей с продуктами питания, а также для всего спектра радионуклидов при их ингаляционном поступлении из облака (струи).

"ВНЕШНЕЕ". Оценка дозовых нагрузок проводится для всего спектра радионуклидов, находящихся в облаке (струе) и/или осевших на почву с учетом их заглубления во времени.

Прогнозные оценки параметров радиологической обстановки в регионе воздействия ЮУАЭС могут осуществляться для следующих случаев исходного загрязнения территории: загрязнение территории только РВ глобальных выпадений; загрязнение территории только радионуклидами выбросов ЮУАЭС; загрязнение территории радионуклидами глобальных выпадений, выпадений аварийного выброса ЧАЭС и выбросов ЮУАЭС.

СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
Лощилов Н. А. Проблемы радиации в АПК после Чернобыльской аварии	1
Лощилов Н. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б., Процак В. П., Журба М. А., Паршаков А. Е. Физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС	8'
Лундин С. М. Проблемы картирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях	12
Лощилов Н. А., Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А. Научно-экспериментальное обоснование экспресс-методики оценки загрязнения сельскохозяйственных угодий радиоактивными изотопами цезия	15
Лощилов Н. А., Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Левчук С. Е., Бондарь П. Ф., Дыренко Л. В. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах	36
Лощилов Н. А., Кашпаров В. А., Поляков В. Д. Соотношения трансурановых элементов в "горячих" частицах, выпавших в результате аварии в ближней зоне ЧАЭС	45
Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Орешнич Л. А., Нечепоренко О. В. Некоторые проблемы почвенной химии радионуклидов выброса ЧАЭС на территории Полесья	48
Лощилов Н. А., Кашпаров В. А., Процак В. П. Влияние вторичного пылепереноса радиоак-	

	Стр.
тивных веществ на загрязнение населенных пунктов в зоне Чернобыльской аварии	61
Пристер Б. С., Омеляненко Н. П., Перепелятникова Л. В., Лавровский А. Б. Ветроэрозийные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почв в зоне загрязнения радионуклидами	64
Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озорнов А. Г. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению	74
Бондарь П. Ф., Лошилов Н. А., Дутов А. И., Озорнов А. Г., Свиленко Н. Л., Терешенко Н. Р., Масло А. В. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС	88
Перепелятников Г. П., Пристер Б. С., Соболев А. С. Миграция радионуклидов в системе вода-почва-растение на угодьях, орошаемых водой реки Днепр после аварии на ЧАЭС	106
Перепелятников Г. П., Ильин М. И. Радиологические аспекты использования естественных кормовых угодий Украины	112
Ильин М. И., Перепелятников Г. П., Пристер Б. С. Миграция цезия-137 в системе почва-растение при улучшении естественных лугов на западном следе аварийного выброса ЧАЭС	122
Перепелятников Г. П., Ильин М. И., Буковская В. С. Изучение форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых почвах зоны Чернобыльской АЭС.	129
Пристер Б. С., Хомутийн Ю. В., Перепелятникова Л. В. Оценка "гарантированных" коэффициентов перехода радиоактивного цезия в сельскохозяйственные культуры по агрохимическим показателям почвы	132

	Стр.
Пристер Б. С., Перепелятников Л. В., Перепелятников Г. П. Эффективность мероприятий, направленных на уменьшение загрязнения продукции растениеводства в районах, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС	141
Бунтова Е. Г., Руденская Г. А., Хомутийн Ю. В. Состояние популяций вредителей при проведении мероприятий, снижающих поступление радионуклидов в продукцию растениеводства	153
Асташева Н. П. Проблемы животноводства на территории Украины, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС	156
Асташева Н. П., Романов Л. М., Костюк Д. М., Хомутийн Ю. В. Динамика накопления и выведения радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных	160
Анненков Б. Н., Асташева Н. П., Чмырев М. А. Некоторые закономерности накопления радиоактивного цезия в организме супоросных свиноматок	171
Асташева Н. П., Лазарев Н. М., Храмцова Л. К., Дрозденко В. П., Чмырев М. А., Зигаренко В. Н. Влияние радиационного фактора аварийного выброса Чернобыльской АЭС на клинико-физиологическое состояние с.-х. животных.	176
Долгий Н. Л., Семенютин А. М. К вопросу об использовании молока, загрязненного радиоактивным цезием	181
Лошилов Н. А., Гриджук М. Ю., Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Семенютин А. М., Поляков В. Д., Позняков А. А., Лундин С. М. Контроль содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке коров ЛПХ некоторых населенных пунктов Черниговской области	183
Федин Ф. А., Соболев А. С., Крылова И. В. Переход радионуклидов цезия и стронция при переработке молока в натуральные сыры	186
Долгий Н. Л. Влияние технологических операций на переход радиоактивного цезия из мяса в готовые изделия	192

Стр.

Пошилов Н. А., Кашпаров В. А., Юдин Е. Б., Процак В. П., Йошен- ко В. И. Ингаляционное поступление радионукли- дов при сельскохозяйственных работах на territori- ях, загрязненных в результате Чернобыльской аварии	197
Анохова Т. П., Кривцов И. Л. Условия труда и меры безопасности работающих при механизиро- ванных способах возделывания сельскохозяйственных культур на территориях, загрязненных радиоактивными веществами	205
Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Юдин Е. Б., Ященко А. А. Пакет прикладных программ для оценки радиологической обстановки в регио- не воздействия Южно-Украинской АЭС (ПРО-АЭС)	213

ПРОБЛЕМЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЛОГИИ

Ответственный за издание зав. отделом информации
по сельскому хозяйству Г. Г. Хурманец

Редакторы С. А. Кокшарова, З. К. Виговская,
Н. В. Горбань

Технический редактор А. И. Макарова
Корректор Е. П. Майер

Подписано к печати 05.12.91. Формат 60х84 1/16. Бумага
офс. Офсетная печать. Усл.печ. л. 13,02 Усл.кр.-отт. 13,25.
Уч.-изд. л. 8,98. Тир. 1000 экз. Изд. № 177.
Зак. 462. Цена 2 руб.

ППП УкрНИИНТИ, 252171, Киев-171, ул. Горького, 180.