

Д.А. АЛИЕВ, М.А. АБДУЛЛАЕВ



**СТРОНЦИЙ-90
и ЦЕЗИЙ-137
в почвенно-
растительном
покрове
Азербайджана**

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
АКАДЕМИЯ НАУК АЗЕРБАЙДЖАНСКОЙ ССР
Азербайджанский научно-исследовательский
институт земледелия

Д. А. АЛИЕВ, М. А. АБДУЛЛАЕВ

СТРОНЦИЙ-90
и ЦЕЗИЙ-137
в почвенно-
растительном
покрове
Азербайджана



ИЗДАТЕЛЬСТВО «НАУКА»
МОСКВА 1973

Д. А. Алиев, М. А. Абдуллаев. Стронций-90 и цезий-137 в почвенно-растительном покрове Азербайджана. М.: Наука, 1983.

В книге освещены итоги многолетних натурных наблюдений и исследований загрязнения радиоактивными ^{90}Sr и ^{137}Cs почвенно-растительного покрова Азербайджана. Основное внимание уделено закономерностям поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в пахотных почвах и поступлению их в различные сельскохозяйственные культуры. Специальный раздел посвящен изучению коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные растения. Даётся прогноз возможного загрязнения растений ^{90}Sr и ^{137}Cs , рассматриваются приемы, ограничивающие поступление этих радионуклидов в растения.

Табл. 41, ил. 15, библиогр. 246 назв.

Ответственный редактор
доктор биологических наук
Р. М. АЛЕКСАХИН

А 3802020000-602
042(02)-83 324-83-IV

© Издательство «Наука», 1983 г

Предисловие

Проблема миграции естественных и искусственных радионуклидов в биосфере представляет разносторонний теоретический и практический интерес. Непрерывно расширяющееся использование источников ионизирующих излучений и радионуклидов в хозяйственной деятельности человека и стремительный рост ядерной энергетики сопровождаются, как известно, определенным увеличением природного радиационного фона. Основным ингредиентом этого роста естественного фона ионизирующих излучений являются поступающие в окружающую человека среду радионуклиды. Особое внимание при этом должно быть уделено поступлению радионуклидов в природную среду на всех этапах ядерно-энергетического цикла — от добычи урановой руды доadioхимической переработки отработавшего топлива и захоронения радиоактивных отходов, включая работу собственно атомных электростанций.

Внимание к проблеме круговорота радионуклидов в биосфере в настоящее время обусловлено переводом энергетической базы многих стран мира, в том числе СССР, на основу ядерного топливного цикла. Как известно, в нашей стране предусматривается опережающее развитие ядерно-энергетического направления в энергетической структуре.

Узловым вопросом развития ядерной энергетики является решение проблемы охраны природной среды, в том числе возможные радиационные аспекты этой проблемы. Общепризнано, что от научно обоснованного анализа экологических последствий перевода энергетики на основу ядерно-энергетического комплекса во многом зависит общий прогресс использования исключительно больших запасов ядерного топлива для производства энергии и решения, таким образом, энергетической проблемы — глобальной проблемы современности.

Ответы на вопросы о закономерностях миграции в биосфере естественных и искусственных радионуклидов потребовали проведения обширных радиоэкологических исследований переноса радиоактивных веществ по транспортным цепочкам, с учетом очень большого числа факторов, влияющих на передвижение

радионуклидов в природной среде. Выведенные во внешнюю среду радионуклиды быстро включаются в биологические, пищевые и сельскохозяйственные цепочки миграции в системе атмосфера— почва—сельскохозяйственные растения—сельскохозяйственные животные—человек. Накапливаясь в органах и тканях живых организмов, радионуклиды становятся источниками их дополнительного облучения.

Комплексную группу факторов, от которых зависит интенсивность миграции радионуклидов по биологическим цепочкам, составляют биогеохимические особенности природной среды. В системе круговорота радионуклидов одно из наиболее важных звеньев — звено почва—растение, очень часто определяющее общую интенсивность передвижения радионуклидов в биосфере. Примитивно к почвенно-растительному покрову к числу основных биогеохимических факторов, влияющих на скорость круговорота радионуклидов, можно отнести физико-химические свойства почв (механический состав, кислотность, количество и состав обменных катионов, содержание и состав гумуса, засоленность, минералогический состав и т. п.), а также биологические особенности растений, определяющие избирательные способы и накоплению отдельных химических элементов и радионуклидов.

Отечественная школа радиоэкологов, созданная академиком ВАСХНИЛ В. М. Клечковским и его учениками, внесла большой вклад в учение о миграции радионуклидов в системе почва—растение. Для исследований по радиоэкологии почвенно-растительного покрова в натурных условиях было характерно применение принципов генетического почвоведения В. В. Докучаева, методологических подходов к биогеохимической оценке миграции радионуклидов в природной среде, разработанных В. И. Вернадским, и биогеоценотических идей В. Н. Сукачева. Этот надежный научный фундамент радиоэкологических исследований позволил получить очень интересные данные о судьбе радионуклидов в зависимости от влияния большого числа факторов внешней среды.

Территория Азербайджанской ССР характеризуется широким спектром варьирования экологических условий, от которых зависит поведение искусственных радионуклидов в окружающей человека среде. Это относится к влиянию на перенос радионуклидов в системе почва—растение орографических условий, которые изменяются в Азербайджане в широком интервале, пестрого почвенного покрова территории республики и богатого фло-

ристического состава естественной и культурной растительности. Указанные особенности природных условий предопределили интерес к исследованию передвижения радионуклидов в почвенно-растительном покрове Азербайджана.

Предлагаемая вниманию читателя книга подводит итоги многолетних экспериментальных исследований, выполненных под руководством академика АН АзССР, доктора биологических наук Д. А. Алиева. Первоначально основными задачами этих работ являлось изучение закономерностей распределения в почвах и растениях ведущих в радиологическом отношении нуклидов — радиоактивных продуктов деления, связанных с выпадениями после ядерных испытаний, — долгоживущих ^{90}Sr и ^{137}Cs . Был собран обширный фактический материал о содержании этих радионуклидов в широком наборе почв и растений, позволивший в конечном счете дать общую биогеохимическую картину круговорота ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Азербайджана. Многие аспекты поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs , описанные в монографии, позволяют понять ранее неизвестные и неописанные особенности миграции этих радионуклидов в почвах и растениях. В частности, к таким особенностям можно отнести почвенную химию ^{90}Sr и ^{137}Cs в богатых гипсами почвах, динамику форм этих нуклидов в аридных почвах, роль зонального фактора в миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в природной среде, влияние орографии на перенос радионуклидов в почвах и растениях. Эти данные существенно обогатили радиоэкологию ^{90}Sr и ^{137}Cs .

В монографии рассматриваются радиологические сельскохозяйственные аспекты проблемы повышения природного радиационного фона вследствие выведения в окружающую человека среду искусственных радионуклидов. Практическая значимость таких исследований очевидна: они помогают изыскивать эффективные способы ограничения вовлечения радионуклидов в сельскохозяйственную сферу и, как следствие этого, уменьшения перехода радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию.

Радиоэкологические исследования миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs , выполненные на территории Азербайджана и обобщенные в настоящей монографии, убедительно доказывают плодотворность применения докучаевских принципов генетического почвоведения при анализе судьбы радионуклидов в почвенно-растительном покрове. В книге описаны поведение и миграция в системе почва—растение только двух искусственных радионуклидов — ^{90}Sr и ^{137}Cs из одного источника — глобальных выпадений, однако

содержание книги надо рассматривать как удачный пример комплексной оценки миграции в природной среде искусственных радионуклидов — важного нового компонента искусственных веществ, поступивших в биосферу вследствие хозяйственной деятельности человека. Помимо чисто радиоэкологического интереса, экспериментальные данные о почвенной химии ^{90}Sr и ^{137}Cs и о поступлении этих радионуклидов в растения имеют значение для более полного понимания биогеохимии щелочных и щелочноземельных элементов в почвах и растениях, так как эти радионуклиды являются аналогами таких биологически важных элементов, как кальций и калий.

Итоги радиоэкологических исследований, обобщенные в монографии, вносят вклад в решение одной из наиболее важных проблем современности — охраны природной среды от антропогенного воздействия.

Доктор биологических наук

P. M. Алексахин

Введение

•

Проблема загрязнения почвы и растительного покрова искусственными радионуклидами возникла в связи с ядерными испытаниями, которые наиболее интенсивно проводились в 50-е годы. В последние 20 лет, после заключения Московского договора о запрещении испытаний ядерного оружия в трех средах, плотность радиоактивных выпадений заметно снизилась, однако ряд стран (КНР и Франция) продолжают ядерные испытания в атмосфере.

С начала 60-х годов проблема выведения искусственных радиоактивных веществ в биосферу и интенсификации миграции естественных радионуклидов во внешней среде приобрела новый актуальный аспект. Стремительное развитие ядерной энергетики в разных странах убедительно показало, что общий прогресс в получении электроэнергии на основе полного ядерного топливного цикла будет зависеть от успехов в решении экологического узла этой проблемы. Общеизвестно, что производство электроэнергии на атомных электростанциях сопровождается получением большого количества радиоактивных отходов. Часть этих отходов (и на АЭС, и на других стадиях топливного цикла на ядерной основе) неизбежно попадает в окружающую человека среду. Это выдвигает важные задачи оценки судьбы важнейших искусственных радионуклидов в разных элементах биосферы, включая почвенно-растительный покров.

По подсчетам ученых, количество радиоактивных продуктов деления, накопленных к 1967 г., составляло примерно 37,0 ЭБк, а к 2000 г. общее содержание продуктов деления достигнет колоссального уровня — 150—7400 ЭБк [187].

Особенно интересными представляются материалы по оценке накопления ^{137}Cs , образующегося в результате использования ядерных установок. В связи с тем что в 1970 г. на Земле находилось 5,2 ЭБк ^{137}Cs , а к 2000 г. ожидается накопление ¹ 222,0 ЭБк ^{137}Cs , необходим поиск надежных средств изоляции этого радионуклида от поступления во внешнюю среду в условиях все более расширяющейся сети атомных электростанций и использования ядерно-энергетических установок [98].

Значительное увеличение размеров поступления искусственных радионуклидов во внешнюю среду наряду с существующими запасами их в почве, которые накопились в период интенсивных

¹ По другим расчетам, кумулятивные накопления к 2000 г. радиоактивных продуктов деления составят $(148,0 - 222,0) \cdot 10^{20}$ Бк, причем на долю ^{89}Sr придется $(7,4 - 9,3) \cdot 10^{20}$ Бк, а $^{137}\text{Cs} - (11,8 - 14,8) \cdot 10^{20}$ Бк [236].

ядерных испытаний, создает потенциальную опасность радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства и других объектов внешней среды. Среди радиоактивных продуктов деления наибольшую опасность для биологических объектов представляют долгоживущие радионуклиды — ^{90}Sr и ^{137}Cs , период полураспада которых 28 и 30 лет соответственно.

Закономерностям поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных природных средах посвящена обширная литература. В частности, экспериментальные данные о распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных компонентах биосфера регулярно анализируются в публикациях Научного комитета ООН по действию атомной радиации [69]. Результаты исследований поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове обобщены в ряде работ, посвященных проблеме загрязнения внешней среды [8, 11, 19, 111, 126, 143, 161, 190, 203 и др.].

В Азербайджане радиоэкологические исследования очень немногочисленны. Определено содержание ^{90}Sr в ряде продуктов, объектов, подлежащих ветеринарному надзору, и в почвах некоторых районов республики [7, 75]. Однако многие аспекты этой проблемы остаются неизученными. В частности, в указанных работах нет сведений о распределении ^{137}Cs в почвах и о поступлении его в растения.

В этой связи нами в 1972—1980 гг. проводились комплексные исследования поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва—растение на территории Азербайджанской ССР. В задачи исследования входило:

1. Изучение особенностей распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах республики в зависимости от климатических, ландшафтных и орографических условий (количества атмосферных осадков, высоты местности, особенностей рельефа и др.).

2. Формы нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах почв.

3. Определение особенностей накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, возделываемых или естественно произрастающих в Азербайджанской ССР.

4. Прогнозирование возможного накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур на территории Азербайджана.

5. Изучение влияния органического и минеральных удобрений на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожай пшеницы.

В обширной литературе, посвященной ^{90}Sr и ^{137}Cs — важнейшим радиоэкологически значимым нуклидам в биосфере, в том числе в почвенно-растительном покрове, дается детальная оценка количественных закономерностей миграции этих радионуклидов в почвах разных типов в зависимости от условий и особенностей биологического усвоения ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также от многих других факторов. Разнообразная информация о содержании этих радионуклидов в почвах и растениях в крупных регионах позволяет дать всестороннюю оценку судьбы ^{90}Sr и ^{137}Cs в биогеохимическом плане, подойти к описанию их миграции с ландшафтно-геохимических позиций в региональном и глобальном масштабе.

Территория Азербайджана — регион с весьма разнообразными почвенно-климатическими условиями. Он расположен в поясе между 40 и 50° с. ш., где были наиболее интенсивные радиоактивные выпадения после ядерных испытаний. Поэтому радиологическая оценка распространения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Азербайджана представляет несомненный практический и теоретический интерес.

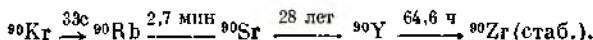
Основу настоящей монографии составляют характеристика, анализ и обобщение результатов многолетних наблюдений и исследований, проведенных авторами в натурных условиях. Вначале приведено краткое освещение современного состояния проблемы глобальных выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs , сделанное на основе анализа отечественных и зарубежных литературных источников.

В сборе и обработке материалов, вошедших в книгу, принимала участие старший научный сотрудник Института геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского АН СССР, кандидат биологических наук Э. Б. Тюрюканова, которой авторы выражают глубокую благодарность. Авторы признательны ответственному редактору книги доктору биологических наук Р. М. Алексахину, а также докторам биологических наук Ф. А. Тихомирову и А. Д. Фокину за ценные замечания и помощь при подготовке рукописи к печати.

Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs во внешней среде

Образование ^{90}Sr и ^{137}Cs и поступление их во внешнюю среду

^{90}Sr образуется в результате деления ядер ^{235}U . Выход ^{90}Sr составляет 5,4—5,8% [108]. По расчетам Е. А. Мартелла [218], при ядерных взрывах, эквивалентных по энергии взрыву 1 тыс. т тринитротолуола, образуется 1,14 г ^{90}Sr : это количество ^{90}Sr соответствует активности $5,4 \cdot 10^{12}$ Бк. В большинстве случаев при расчетах, не требующих большой точности, выход ^{90}Sr принимают округленно $3,7 \cdot 10^{12}$ Бк на 1 тыс. т тринитротолуола. ^{90}Sr — чистый β -излучатель с максимальной энергией 0,54 МэВ, имеет период полураспада 28 лет. При распаде он образует дочерний радионуклид ^{90}Y с периодом полураспада 65 ч. Последний является β -излучателем с максимальной энергией 2,27 МэВ. Схематически образование ^{90}Sr можно представить следующим образом [218]:



^{137}Cs образуется при делении ядерного горючего в результате ряда превращений [52]:

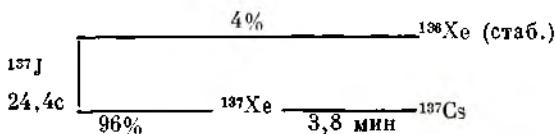


Схема радиоактивного распада ^{137}Cs показана на рис. 1 [93]. ^{137}Cs — чистый β -излучатель, однако его дочерний продукт ^{137m}Ba — источник γ -излучения. Период полураспада этого радионуклида мал, поэтому практически он всегда находится в равновесном состоянии с материнским, и в биологических объектах обычно рассматривают поведение лишь ^{137}Cs , хотя может существовать некоторое различие в поведении этих радионуклидов в тканях животных и человека [244].

Выход ^{137}Cs при делении ядер тяжелых атомов составляет 4,34—6,42% [39, 108]. В зависимости от характера использования ядерной энергии ^{90}Sr и ^{137}Cs могут поступать в окружающую среду с радиоактивными отходами или с продуктами экспериментальных ядерных взрывов.

Основными источниками радиоактивных отходов, содержащих ^{90}Sr и ^{137}Cs , являются ядерные реакторы и предприятия по переработке облученного горючего.

В результате проведения экспериментальных ядерных и термоядерных взрывов на поверхность Земли поступило значительное количество радиоактивных продуктов деления. Искусственные радиоактивные продукты деления, выпадающие из атмосферы, рассеиваются по земной поверхности неравномерно. В распределении их наблюдается широтный эффект с максимальной плотностью радиоактивных выпадений в поясах 40–50° северной и южной широты, что обусловлено особенностями переноса воздушных масс в атмосфере [87, 88, 180, 185, 213]. При этом основная доля радиоактивных выпадений приходится на северное полушарие.

В работе Локхарта и др. [217] показано, что максимум активности ^{90}Sr в приземном слое атмосферы приходится на средние широты как в северном, так и в южном полушарии. В северном полушарии содержание ^{90}Sr примерно в 7 раз больше, чем в южном. Характерно, что при определении ^{90}Sr в дождевых осадках была установлена та же закономерность в распределении по широтам, которая отмечалась при анализе воздушных проб.

В исследованиях М. Эйзенбада [200] при изучении кумулятивного накопления ^{90}Sr в почвах был получен аналогичный ход кривой, в которой максимумы приходятся на средние широты в обоих полушариях, а минимум — на экваториальную зону. Подобные результаты были получены Лэнгемом [213], который отмечает, что максимальное количество радиоактивных осадков выпадает примерно от 40 до 50° с. ш., минимальное — у экватора и небольшое количество — в южных умеренных широтах. Все это в значительной степени определяется тем, что в северном полушарии проведено основное количество экспериментальных взрывов [71, 87–89]. В. Н. Лавренчик [88] отмечает, что максимальные концентрации ^{90}Sr наблюдались на широте 40–50° северного и южного полушарий, даже если взрывы производились в экваториальном районе.

Максимальные выпадения радиоактивных веществ имеют место в весенне-летний период, что обусловлено главным образом метеорологическими процессами в атмосфере [88, 180, 212]. Главным механизмом поступления радионуклидов на земную поверхность является их выпадение с атмосферными осадками [86, 88, 95, 207, 218]. Максимальные количества радионуклидов в выпадениях были обнаружены в 1962–1963 гг. Начиная с 1964 г. уровни радиоактивных выпадений стали постепенно снижаться и в 1968 г. уменьшились по сравнению с 1963 г. в 10–15 раз [65, 202, 214].

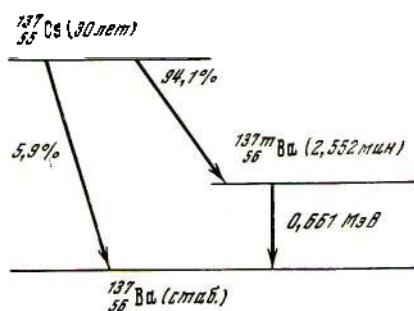


Рис. 1.
Схема радиоактивного распада ^{137}Cs [92]

В 1970—1973 гг. выпадения ^{90}Sr и ^{137}Cs в обоих полушариях снизились, достигнув в 1973 г. наименьшей величины. Однако в 1974 г. наблюдалось увеличение годового выпадения ^{90}Sr и ^{137}Cs в северном полушарии [214]. Причиной этого являлось проведение экспериментальных мощных ядерных взрывов в атмосфере северного полушария в 1973 г. В 1974—1979 гг. наблюдается общее уменьшение суммарных радиоактивных выпадений на почвенно-растительный покров из атмосферы.

Выпадающие из атмосферы радионуклиды с большим периодом полураспада (в том числе ^{90}Sr , ^{137}Cs и др.) постепенно накапливаются в почвах. Самые высокие содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах приурочены к зонам 30—50° северной и южной широты [111, 185] — областям наиболее интенсивных выпадений. Максимальное накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs наблюдалось в течение 1956—1964 гг. За это время на территории Советского Союза происходило постепенное увеличение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах. С 1965 г. темпы накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах начали снижаться [55, 167]. В дальнейшем, как указывают ряд авторов [111, 117], при отсутствии новых поступлений из атмосферы будет наблюдаться дальнейшее уменьшение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв за счет их распада, миграции в более глубокие горизонты почв и материнских пород, выноса растениями и выпадениями поверхностными и внутр почвенными водами.

Организация и методы исследований

Основными объектами исследований служили почвы и растения. Образцы почв отбирали как с целинных, так и с пахотных угодий, послойно до глубины¹ 50—70 см, с определенной площади, с учетом строения почвенного профиля. Почву высушивали при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния, растирали и просеивали через сито диаметром 1 мм. При взятии почвенных образцов применяли сравнительно-географический метод [56]. Этот метод позволяет с минимальными затратами (анализ относительно небольшого количества квалифицированно отобранных проб) и с большой достоверностью характеризовать почвенно-радиогеохимическую обстановку и основные тенденции ее изменения во времени и в пространстве на значительных территориях.

На рис. 2 приводится картосхема отбора почвенных и растительных образцов в целях оценки распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs , связанных с глобальными выпадениями. Основные почвенные разрезы закладывали в области Малого Кавказа (в зоне сухих степей², в горной части и на территории Нахичеванской АССР), на Кура-Араксинской низменности, в Ленкоранской области (в низменной субтропической и горной зонах Талыша), в области Большого Кавказа.

Наиболее детально исследовано поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в зонах интенсивного земледелия, менее — в районах распространения альпийских и субальпийских лугов и на низменной части, прилегающих к побережью Каспийского моря. В целом нашими радиологическими исследованиями распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Азербайджана охвачена практически вся территория республики.

Образцы растений отбирали укосами и по отдельным видам с нескольких квадратных метров, высушивали до воздушно-сухого состояния в тени и озоляли при температуре не выше 450° С. Последнее обусловлено тем, что при озолении выше указанной температуры³ не исключена возможность улетучивания ^{137}Cs .

^{90}Sr определяли радиохимически [121]. Ниже приводится методика его определения.

¹ Для изучения вертикальной миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах основные разрезы (на рис. 2 показаны большими кружками) закладывали еще глубже.

² В тексте для краткости сухие (субтропические) степи называются сухими степями.

³ О возможности улетучивания и механического захвата с дымом ^{137}Cs и других радионуклидов при озолении при повышенных температурах указывается в работе Ф. И. Павлоцкой и Е. В. Бабичевой [113].

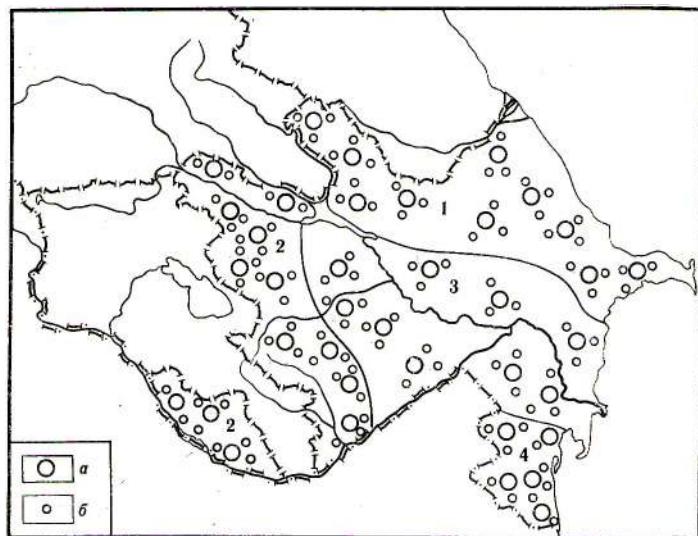


Рис. 2.

Картосхема расположения разрезов в Азербайджанской ССР

1 — область Большого Кавказа, 2 — область Малого Кавказа, 3 — Кура-Араксийская низменность, 4 — Ленкоранская область. а — основные разрезы, б — вспомогательные разрезы

Методика определения ^{90}Sr и ^{137}Cs

1. 300 г почвы помещали в стакан объемом 1—1,5 л, прибавляли 2 мл носителя стронция (200 мг стронция). После тщательного перемешивания осторожно добавляли 300 мл 6н. HCl и продолжали непрерывно перемешивать в течение 30 мин. Солянокислый экстракт фильтровали через два бумажных фильтра (обычных) на воронке Бюхнера. Остаток промывали примерно 300 мл горячей воды, переносили в стакан и повторяли обработку соляной кислотой. Смесь фильтровали, остаток промывали горячей водой до бесцвечивания промывного раствора.

2. К объединенным солянокислым экстрактам и промывным водам прибавляли 100 г кристаллического оксалата аммония $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4]$, нагревали до растворения $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ и осторожно нейтрализовали раствором аммиака до pH 4. Раствор с осадком оставляли не менее чем на 4 ч.

3. Осадок оксалатов отфильтровывали на воронке Бюхнера через фильтр с синей лентой, промывали горячей водой, переносили в фарфоровый тигель, озоляли при 150—200° С и прокаливали в муфельной печи при 700—800° С в течение 1 ч.

4. Охлажденные окислы растворяли в минимальном количестве концентрированной HCl. Раствор разбавляли водой до 200 мл и кипятили для удаления CO_2 . К горячему раствору осторожно прибавляли по каплям NH_4OH , не содержащий CO_2 , затем 10 мл

бромной воды и нагревали 15 мин, не доводя до кипения. Осадок отфильтровывали и промывали горячей водой.

5. В фильтрат добавляли 5 мг/мл раствора FeCl_3 и подкисляли соляной кислотой, полученный раствор кипятили. Снова осаждали с NH_4OH , нагревали 15 мин. Осадок отфильтровывали и промывали горячей водой. Осадок выбрасывали.

6. Фильтрат нагревали и осаждали карбонаты добавлением насыщенного раствора $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$. После образования осадка раствор фильтровали через обычный фильтр. Фильтрат выбрасывали. Осадок растворяли в минимальном объеме концентрированной HCl , фильтр промывали дистиллированной водой. Объем доводили до 200 мл. Раствор оставляли на накопление ^{90}Y на 14 дней.

7. После 14 дней в раствор добавляли 1 мл носителя иттрия и кипятили для удаления CO_2 . В раствор в горячем виде добавляли безугольный NH_4OH и фильтровали через обычный фильтр. Фильтрат оставляли.

8. Осадок в фильтре растворяли в минимальном количестве разбавленного (2–3 н.) раствора HCl . Раствор кипятили для удаления CO_2 и добавляли несколько капель раствора SrCl_2 . В горячий раствор добавляли NH_4OH без CO_2 и фильтровали через обычный фильтр. Всю операцию повторяли дважды, но последний раз без добавления SrCl_2 .

9. Осадок в фильтре растворяли в минимальном количестве HCl , добавляли насыщенный раствор $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ и несколько капель NH_4OH без CO_2 . Раствор оставляли на 10–15 мин. Затем раствор отфильтровывали через беззольный фильтр. Осадок на фильтре прокаливали. Осадок из тягеля переводили со спиртом на разборную воронку. Фильтр высушивали и просчитывали на установке с малым фоном.

Измерения проводили по дочернему продукту ^{90}Y на 4л-проточном счетчике β -излучений с фоном 5–6 имп/мин и эффективностью для распределенных образцов с диаметром активной части мишени 10 мм 70 %. Точность измерений для верхних горизонтов почв ± 5 –10 %, для слоев ниже 30 см ± 15 –20 %.

^{137}Cs определялся методом гамма-спектрометрии в Институте экспериментальной метеорологии Государственного комитета СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды и в Институте биофизики Министерства здравоохранения СССР с помощью гамма-спектрометра на базе полупроводникового детектора ДГДК-80А. Время измерения одной пробы колебалось в зависимости от ее активности от 180 до 360 мин. Нижний предел чувствительности метода измерения $\sim 3,7$ Бк/кг. Погрешность измерения пробы не более ± 30 %. Часть радиохимических анализов проводили в Ленинградском институте радиационной гигиены Министерства здравоохранения РСФСР.

Для определения обменных и кислоторастворимых форм ^{90}Sr и ^{137}Cs воздушно-сухую почву, просеянную через сито диаметром 1 мм, последовательно обрабатывали 1 н. раствором ацетата аммония и 6 н. HCl . При обработке 1 н. раствором ацетата аммония

почву перемешивали в течение 30 мин с четырехкратным количеством раствора и суспензию оставляли на ночь, что обеспечивало наиболее полный обмен [116]. Остаток после фильтрования промывали двукратным количеством раствора ацетата аммония. При обработке 6 н. HCl отношение почва : раствор составляло 1 : 5.

При определении содержания ^{137}Cs проводили его предварительное концентрирование на ферроцианиде никеля. Концентрации ^{90}Sr оценивали по дочернему продукту ^{90}Y . Активность выделенного ^{90}Sr , а также ^{137}Cs измеряли на малофоновой установке УМФ-1500М с торцовым счетчиком СВТ-13 с фоном 4—5 имп/мин. Эффективность установки 30%. Погрешность относительных измерений не превышает $\pm 20\%$.

В почвенных образцах также определяли содержание гумуса по методу Тюрина, общего азота — по Тюрину и Кононовой, гигроскопической влаги — термическим методом, карбонатность — по Шейблеру, pH среды — потенциометрическим методом, механический состав — по Качинскому, поглощенные основания — по Иванову, подвижный фосфор — по Мачигину, обменный калий — по Протасову.

В полевых опытах изучали влияние органического и минеральных удобрений на урожайность и поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшеницу (в зерно и солому). Первый опыт был заложен на опытном участке Апшеронского подсобно-экспериментального хозяйства Азербайджанского научно-исследовательского института земеделия (АЗНИИЗ). Почва серо-бурая, суглинистого механического состава. Испытывали три сорта озимой пшеницы (Севиндж — высокорослая, Шарк — среднерослая и Кавказ — низкорослая). Норма высева составляла 4 млн. зерен на 1 га (180 кг/га). Удобрения вносили: азот — 100 кг/га действующего начала в виде аммиачной селитры, фосфор — 120 кг/га в виде двойного суперфосфата, калий — 60 кг/га в виде сернокислого калия. Площадь каждой опытной делянки составляла 100 м². Повторность опыта четырехкратная. Схема опыта: 1) контроль (без удобрений); 2) NPK.

Второй опыт был заложен на участке Джалилабадской зональной опытной станции АЗНИИЗ. Почва коричневая, выщелоченная, тяжелосуглинистого механического состава. Испытывали один сорт озимой пшеницы (Кавказ). Норма высева семян 4 млн. зерен на 1 га (180 кг/га). Площадь каждой опытной делянки составляла 36 м², повторность опыта трехкратная. Дозы и виды минеральных удобрений те же, что и в первом опыте. Органическое удобрение (навоз) вносили из расчета 40 т/га. Схема опыта: 1) контроль (без удобрений); 2) навоз; 3) NPK. В обоих опытах соблюдали правила агротехники, что обеспечивало получение высокого урожая.

Особенности поведения

^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах

Роль почвенных факторов в процессах миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs

Выпадая из атмосферы на земную поверхность, ^{90}Sr и ^{137}Cs сорбируются почвой по типу ионообменного поглощения. В ряде работ показано, что ^{137}Cs более прочно удерживается, чем ^{90}Sr [8, 10, 12, 27, 47, 49, 77—79, 82, 124, 126, 157—160, 168, 190, 196, 206, 227, 232]. Часть ^{137}Cs сорбируется необменно [10, 49, 135, 190].

Более прочная сорбция ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr подтверждается при оценке коэффициентов распределения (K_d), соотносящих концентрации радионуклидов в равновесном почвенном растворе и в твердой фазе почвы соответственно. Величины K_d ^{137}Cs составляют от $n \cdot 10^2$ до $n \cdot 10^3$ г/мл, а K_d ^{90}Sr приблизительно в 10—100 раз меньше [82].

Свойства почвы — минералогический и механический состав, рН, емкость поглощения, состав поглощенных оснований, состав и содержание органического вещества и другие — оказывают большое влияние на поглощение и прочность закрепления ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах. Наибольшей сорбционной способностью по отношению к ^{90}Sr и ^{137}Cs обладают почвы, тяжелые по механическому составу. ^{137}Cs лучше сорбируют почвы, богатые глинистыми минералами и содержащие мало органического вещества.

Как отмечают ряд авторов [28, 175, 197, 198, 234, 245], благодаря высокой сорбционной емкости верхних горизонтов почв 70—90 % выпавших на поверхность Земли ^{90}Sr и ^{137}Cs первоначально закрепляется в верхних 0—5 см целинных почв. Р. Расселл [143] отмечает, что ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах с ненарушенной структурой перемещаются очень медленно. Так, в серии опытов, проведенных в Великобритании, отмечено, что лишь незначительное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения переместилось глубже 15 см. Для песчаной почвы штата Массачусетс (США) Е. П. Харди [206] обнаружил, что 84 % осевшего с глобальными выпадениями ^{137}Cs находится в верхних 0—4 см почвы, а 97 % — в верхнем слое 0—31 см.

Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах

После выпадения из атмосферы на почвенный покров ^{90}Sr и ^{137}Cs включаются в процессы вертикальной миграции. В зависимости от физико-химических свойств почв скорость ~~передвижения этих радионуклидов по почвенному профилю различна, что было отмечено уже в первых работах по изучению почвенных радионуклидов~~ ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах

ионуклидов в почвенно-растительном покрове [23, 32, 36, 94, 123, 154, 155, 160, 176, 215, 231, 240].

Вертикальное передвижение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле является следствием большого числа процессов, среди которых важнейшими являются диффузия, конвективный массоперенос, передвижение по корневым системам растений (усвоение—выделение, отмирание корней и поступление радионуклидов) и др. Механизмы переноса ^{90}Sr в почве рассмотрены детально в монографии С. В. Френсиса [203]. Во многих случаях важнейшим процессом вертикальной миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs и других искусственных радионуклидов является диффузия [131—137]. С количественной стороны перенос ^{90}Sr и ^{137}Cs и других радиоактивных продуктов деления удовлетворительно описывается с помощью диффузионных моделей [125—127, 138—141, 153]. Коэффициент диффузии ^{90}Sr , как правило, близок к $10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$, хотя для некоторых почв приводятся значения порядка $10^{-7} \text{ см}^2/\text{с}$. Коэффициент диффузии ^{137}Cs в почвах изменяется в пределах $10^{-8}—10^{-10} \text{ см}^2/\text{с}$ [133—135, 142]. Эти данные показывают сравнительно невысокую миграционную способность ^{90}Sr и особенно ^{137}Cs в почвах.

В ряде работ отмечено изменение соотношений в содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдельных почвенных горизонтах и показана возможность миграции на глубину до 50 см и ниже в результате массопереноса [73, 98, 110, 173, 209]. В отдельных случаях в лизиметрических опытах наблюдалась перемещения ^{90}Sr до глубины 55 см [246].

В отдельных типах почв имеются условия для интенсивного вертикального, направленного вниз выноса с водами и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в нижних горизонтах. Например, в Грузии на хорошо проникаемых почвах при обилии атмосферных осадков ^{90}Sr проникает до глубины 80 см [73], а в почвах Армении даже на глубине 100 см обнаружено 17% ^{90}Sr [21].

В работе Н. В. Куликова и др. [85] показано, что с повышением влажности от 60% полной влагоемкости до затопления вынос ^{90}Sr из зоны первоначального загрязнения увеличивается с 9 до 37%. Вертикальная миграция ^{137}Cs не зависит от режима увлажнения почвы, а вынос радионуклида из первично загрязненного слоя не превышает 2% от исходного количества.

Э. Б. Тюрюканова [167] изучала перенос ^{90}Sr с водами, дренирующими песчаные подзолистые почвы. Годовой вынос ^{90}Sr из этих ландшафтов в отдельные годы составлял 6% от общего запаса радионуклида в почвенно-растительном покрове. В некоторых почвах с промывным или временно-промывным режимом наблюдается некоторое увеличение содержания ^{90}Sr в верхней части иллювиального горизонта [29, 37, 111, 112, 125, 128].

Таким образом, на процессы перераспределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле основное влияние оказывают физико-химические свойства почв (работы С. П. Рослякова с сотр. [149], А. А. Моисеева, П. В. Рамзаева [98], В. М. Прохорова [135—137], Е. Кнопа и Д. Шредера [211]). Горизонтальное перераспределение ради-

онуклидов в значительной степени определяется ландшафтно-геохимическими условиями [105, 129, 167, 169—173, 231].

Э. Б. Тюрюкановой [166] разработаны основные принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований поведения ^{90}Sr , которые заключаются в выявлении путей и темпов его передвижения в сопряженных по стоку геохимических ландшафтах, в диагностике зон вторичного накопления — ландшафтно-геохимических барьеров, анализе миграции в почвах и выноса в воды (большого геологического круговорота); выяснении особенностей биологического круговорота, расчете баланса в системе почвы—растения—воды с одновременным определением содержания радионуклида в этих объектах. Такие исследования необходимы при прогнозировании радиационной обстановки в отдельных регионах, при определении потенциальных возможностей загрязнения их долгоживущими продуктами деления.

Для изучения миграционной способности различных радионуклидов были проведены многочисленные опыты в естественных и модельных условиях, показавшие более низкую миграционную способность ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr [32, 36, 46, 48, 49, 112, 116, 154, 156, 177, 190, 192, 230, 245]. О меньшей подвижности ^{137}Cs свидетельствует увеличение отношения $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в верхних слоях почв со временем [36] и меньший вынос ^{137}Cs в реки [224]. Однако в отдельных районах обнаружена большая подвижность ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr [30, 92, 93, 98, 109].

Следует также отметить, что результаты, полученные в модельных опытах, не всегда согласуются с данными, полученными в природных условиях, так как в последнем случае, помимо влияния химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв, на миграционную способность их влияет большое число других факторов [98, 112, 117, 118].

На процессы перераспределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве оказывает влияние и характер сельскохозяйственного использования. Например, в пахотных почвах в результате ежегодной перепашки наблюдается более равномерное распределение продуктов деления в корнеобитаемом слое почвы по сравнению с целинными [16, 18, 119, 143, 245]. В пахотных почвах распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs существенно зависит от агротехнических приемов обработки [99, 114, 116].

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Малого Кавказа

Зона сухих степей

Зона сухих степей Малого Кавказа в пределах АзССР может рассматриваться как продолжение сухих степей Восточной Грузии. Она занимает всю предгорную полосу Кировабад-Казахского массива, часть низких гор и предгорных равнин, простираясь к юго-востоку на равнины Северного Карабаха, в предгорья Карабах-

ской степи, в Геянскую степь. Сухая степь представлена также в предгорной полосе Большого Кавказа, в северной части Ленкоранской низменности, в пределах Ленкоранской Мугани [151].

Рельеф предгорной полосы слабо рассеченный, широко распространены пологие делювиальные шельфы, конус выноса рек и межконусные депрессии [4, 35]. Климат сухой степи Малого Кавказа отличается от климата сухих степей Европейской части СССР более высокой среднегодовой температурой (12—14°), выпадением основного количества осадков ранней весной и летом. Среднегодовое количество осадков составляет 245—388 мм. Растительность представлена полынно-бородачевыми (*Artemisietum*—*Andropogonetum*) и палиурусово-бородачевыми (*Paliuretum*—*Artemisietum*) фитоценозами. Почвообразующими породами служат как рыхлые продукты выветривания коренных пород — делювиальные, проявильные отложения, так и известняки, песчаники, глинистые сланцы, гажи.

Почвы формируются в условиях недостаточной влажности и непромывного режима. Наиболее распространеными почвами сухих степей Малого Кавказа являются каштановые (серо-коричневые), каштановые (серо-коричневые) гажевые или просто гажевые. До сих пор остается дискуссионным вопрос об их номенклатуре. Ранее почвы сухих степей Малого Кавказа классифицировались как каштановые, бурые, сероземные [5, 13, 59, 60]. А. Н. Розанов [146—148], М. Э. Салаев [151] и некоторые другие исследователи, учитывая своеобразие биоклиматических условий почвообразования и особенности физико-химических свойств почв, отличающие их от каштановых почв сухих степей Европейской части СССР и Казахстана, решили назвать почвы сухих степей Малого Кавказа серо-коричневыми. Поскольку в целях наших исследований не входило решение классификационных и генетических задач, мы пользовались названиями, предложенными выше.

Каштановые (серо-коричневые) почвы сухих степей Малого Кавказа повсеместно распаханы. Исключение составляют лишь почвы, находящиеся в комплексе с малопригодными для сельскохозяйственного использования.

Большой интерес при исследовании поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs представляют гажевые (гипсоносные) почвы. Гажевые почвы до последнего времени не выделялись в генетически самостоятельный тип почв. С. А. Захаров [59] и некоторые другие исследователи считали эти почвы разновидностью каштановых почв, формирующихся на сильногипсоносных породах — гажах, и называли их каштановыми перегнойно-сульфатными почвами. Впоследствии А. Н. Розанов, Н. И. Кондорская и Н. Г. Минашина выделили гажевые почвы в самостоятельный подтип серо-коричневых почв.

Гажевые почвы встречаются отдельными пятнами на ограниченных площадках в предгорной полосе Малого Кавказа, в пределах Кировабад-Казахского массива и Джебраильской предгорной равнины, в комплексе с каштановыми (серо-коричневыми) почвами. Они приурочены к древним конусам выноса и пологим шлейфам.

Почвообразующими породами служат грубообломочные продукты выветривания юрского и мелового возраста и валунно-галечниковые мелкоземистые отложения конусов выноса.

Гажевые почвы распространены также на Самгорской равнине в предгорьях Малого Кавказа (ГрузССР) [26], на подгорных равнинах и высоких террасах Испании [193] и на высоких террасах р. Евфрат [223].

Для характеристики морфологических особенностей описываемых почв ниже приводится описание некоторых разрезов.

Разрез 1 характеризует гажевую почву на галечниковом делювии. Заложен около г. Кировабада, на небольшом склоне северной экспозиции гривистого повышения валунно-галечникового конуса выноса р. Гянджачай. Хорошо выражен мезо- и микрорельеф (плоские микроповышения). Растительность изрежена: молочай (*Euphorbia* sp.), дикая дыня (*Cucumis melo var gestis*), встречается гармала (*Peganum harmala*). На поверхности почвы много камней.

- A 0—6 см. Светло-каштановый, суглинистый, комковато-пылеватый, редкие корни, слабоуплотненный, встречается галька, бурно вскипает, переход постепенный.
- AC 6—13 см. Более светлый, среднесуглинистый, бесструктурный, плотный, карбонатно-гипсовый, к мучнистому гипсу примешаны песчано-глинистые частицы и галька, редкие корни, сухой, бурно вскипает, переход ясный.
- C₁ 13—19 см. Карбонатно-гипсовый, бурно вскипает, переход постепенный.
- C₂ 19—27 см. Темнее и влажнее предыдущего, состоит почти сплошь из гальки, вскипает.

Разрез 14 характеризует гажевую суглинистую пахотную почву. Заложен на поле научно-экспериментальной базы Института селекции и генетики АН АзССР у с. Ленинаван.

- A_{пах} 0—8 см. Каштановый, суглинистый, пылевато-комковатый, сухой, слабоуплотненный, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.
- A_{пах} 8—18 см. Каштановый, суглинистый, комковато-пылеватый, встречаются корни, сухой, плотный, вскипает, переход ясный.
- BC 18—28 см. Светло-каштановый, к нижней части горизонта освещается, сухой, плотнее предыдущего, встречаются редкие корни, вскипает, переход ясный.
- C 28—51 см. Палево-сероватый, светлее предыдущего, плотный, сухой, вскипает, переход ясный.
- C₁ 51—57 см. Серовато-белесый, мучнистый, карбонатно-гипсовый, вскипает.

Разрез 12 характеризует каштановую (серо-коричневую) пахотную почву на суглинистом карбонатном делювии. Заложен на поле пшеницы Мир-Баширской зональной опытной станции Азербайджанского научно-исследовательского института земледелия.

- A_{пах}** 0—15 см. Каштановый, суглинистый, комковатая структура, слабоуплотненный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.
- A_{пах}** 15—30 см. Светло-каштановый, суглинистый, комковатая структура, плотный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.
- В** 30—41 см. Светло-каштановый, суглинистый, комковатая структура, плотный, сухой, встречается белоглазка, вскипает.

Разрез 3 характеризует каштановую (серо-коричневую) тяжелосуглинистую почву под лесной полосой на глинистом карбонатном делювии. Заложен в 10 км к северу от г. Кировабада, в районе с. Сабир. Лесная полоса — дуб 10—15-летнего возраста, встречаются шелковица, акация. Травянистый покров отсутствует. На поверхности рыхлая подстилка из прошлогодних листьев.

- A₁** 0—5 см. Каштановый, тяжелосуглинистый, крупнокомковатая структура, уплотненный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.
- A₁** 5—15 см. Каштановый, комковатый, сухой, плотный, ходы червей, легкосуглинистый, вскипает, переход постепенный.
- A₂** 15—25 см. Светло-каштановый, суглинистый, ореховатая структура, встречаются корни, карбонатные пятна, сухой, плотный, вскипает, переход постепенный.
- В** 25—30 см. Светло-каштановый, суглинистый, крупнокомковатая структура, встречаются корни и карбонатные прожилки, сухой, плотный, вскипает.

Как видно из приведенных описаний, гажевые почвы отличаются относительно малой мощностью гумусового горизонта, резким переходом его в белесовато-мучнистый гажевый горизонт, состоящий из мелкокристаллического гипса с небольшой примесью мелкозема и гравия. Гажевый горизонт постепенно переходит в валунно-галечниковые отложения, поверхность которых нередко покрыта корочкой волокнистого гипса. Почва по всему профилю вскипает от HCl.

Характерными особенностями морфологического строения каштановых (серо-коричневых) почв являются сравнительно большая мощность гумусового горизонта, ореховатая структура горизонта В, достаточно хорошо выраженная иллювиеванность карбонатов.

В табл. 1 приводятся данные механического анализа почв сухих степей Малого Кавказа. По механическому составу гажевые почвы можно отнести к суглинистым (разрез 1) и тяжелоглинистым (разрез 4) разновидностям. Механический состав поверхностных горизонтов почв в обоих случаях облегчен. В поверхностных горизонтах (0—5 см) увеличено содержание лёссовидной фракции. Эта фракция преобладает и в гажевом горизонте, в котором увеличивается содержание мелкого песка. Илистая фракция распределена по профилю почв очень неравномерно.

Таблица 1

Механический состав почв сухих степей Малого Кавказа (% на абсолютно сухую почву)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Размер частиц, м					
			1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001
Каштановая (серо-коричневая) галековая суглинистая на галечниковом делювии, 1	A	0—6	16,66	10,54	53,20	1,60	4,00	14,00
	AC	6—13	15,97	12,03	34,16	18,16	0,88	18,80
	C ₁	13—19	13,50	18,90	33,68	9,04	20,56	4,32
	C ₁	19—27	10,35	18,13	34,92	17,20	1,60	20,80
Каштановая (серо-коричневая) галековая глинистая на элювии известняка, 4	A	0—5	5,50	0,40	56,40	8,00	18,80	12,00
	AC	5—15	6,10	0,22	6,88	16,00	27,92	42,88
	C ₁	15—25	3,70	22,30	32,80	6,80	6,88	27,52
	C ₁	25—28	11,17	18,83	4,96	44,64	1,60	18,80
Каштановая (серо-коричневая) глинистая на галечниковом делювии, 1а	C ₁	28—31	10,50	23,40	43,20	2,08	12,72	8,40
	A	0—7	10,00	50,80	17,60	3,60	2,80	15,20
	A	7—15	1,67	43,65	18,80	10,48	2,00	24,00
	A	15—						21,60
Каштановая (серо-коричневая) глинистая на галечниковом делювии, 1а	A ₁	0—5	18,54	12,82	5,76	19,68	38,29	16,00
	A ₁	5—15	21,05	19,35	7,60	11,20	12,08	28,72
	AB	15—25	19,30	18,70	18,00	3,12	16,88	24,00
	B	25—30	16,54	30,50	3,36	1,60	24,00	24,00
Каштановая (серо-коричневая) глинистая на карбонатном делювии, 3	A _{1ах}	0—45	7,65	25,45	12,00	19,20	26,00	10,00
	A _{1ах}	45—30	5,84	40,46	6,60	9,40	15,48	22,52

Гажевые почвы характеризуются невысоким содержанием гумуса в верхних горизонтах; в гажевом горизонте содержание гумуса вдвое уменьшается (табл. 2). Содержание азота невысокое. Карбонаты по профилю почв распределены неравномерно; повышенное содержание их прослеживается при переходе от перегнойного горизонта к гажевому. Гажевые почвы предгорий (разрез 4), характеризующиеся высокой биопродуктивностью, содержат в несколько раз больше фосфора, чем почвы равнин. Корнеобитаемый горизонт содержит большее количество подвижного фосфора. Содержание подвижного калия падает при переходе от перегнойного горизонта к гажевому.

Содержание гумуса в каштановых (серо-коричневых) почвах колеблется в широких пределах (см. табл. 2). Повышенным содержанием гумуса характеризуется почва под лесной полосой (разрез 3). Реакция почв слабощелочная, под лесной полосой близка к нейтральной. Содержание карбонатов увеличивается вниз по профилю почв. Содержание фосфора и калия высокое, особенно в почве под лесной полосой.

Распределение и миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей Малого Кавказа исследовались на примере каштановых (серо-коричневых) и каштановых (серо-коричневых) гажевых почв. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растительном покрове сухих степей определяется такими факторами, как небольшое количество осадков (300—400 мм/год), изреженная растительность, повышенное содержание карбонатов и гажи (гипса) в почвах.

Большой интерес при исследовании радионуклидов в почвах представляют гажевые (гипсоносные) почвы. Э. Б. Тюрюкановой с сотр. [173] было обнаружено, что в верхней части гипсового горизонта каштановых почв Европейской части СССР происходит заметная концентрация ^{90}Sr , мигрирующего из поверхностных горизонтов.

Учитывая, что в почвах сухих степей вертикальная миграция ^{90}Sr замедлена и нижний предел его передвижения невелик, можно предположить, что глубина залегания гажи в почвах сухих степей является важным ограничивающим фактором, определяющим глубину миграции ^{90}Sr . Следует подчеркнуть, что в почвенной химии искусственных радионуклидов глобальных выпадений роль гипсоносного горизонта (а также карбонатного) как барьера миграции изучена мало. Можно предположить, что высокие концентрации сульфат (и карбонат)-ионов в этих почвенных горизонтах могут обусловить образование слаборастворимых и нерастворимых солей ^{90}Sr и других искусственных радионуклидов.

По среднему содержанию ^{90}Sr почвы сухих степей Малого Кавказа занимают промежуточное положение между горной зоной Малого Кавказа, Большого Кавказа и субтропиками Ленкорани (максимальное содержание ^{90}Sr) и почвами Кура-Араксинской низменности (минимальное количество ^{90}Sr в почвах). В зоне сухих степей наблюдается некоторая тенденция к снижению среднего содержания ^{90}Sr во времени — от 3,4 ГБк/км² в 1972 г. до

Таблица 2

Агрономическая характеристика почв сухих степей Малого Кавказа

Почва, № разреза	Гори- зонт	Глубина, см	Гигро- пластич- ность, %	Гумус, %	рН вод- ный	СО ₂ , %	Подвижные формы, мг/кг		Обменные, мг-экв/100 г	
							Род. А ₁	Род. А ₂	Ca ⁺	Mg ⁺
Каштановая (серо-ко- ричневая) глинистая на га- лечниковом делювии, 1	A	0—6	7,94	1,32	0,21	7,5	2,05	3,8	241	19,1
	AC	6—13	8,95	1,17	0,18	7,6	2,23	2,4	155	25,2
	C ₁	13—19	7,24	0,57	0,14	7,4	1,49	2,4	43	28,9
	C ₁	19—27	8,00	0,37	0,11	7,4	1,49	2,4	34	29,9
Каштановая (серо-ко- ричневая) глинистая на элю- ции известняка, 4	A	0—5	6,05	1,69	0,18	7,5	4,10	14,8	230	26,5
	AC	5—15	7,16	1,23	0,15	7,7	4,28	7,2	162	26,5
	C ₁	15—25	7,64	1,23	0,13	7,7	5,96	5,2	138	28,8
	C ₁	25—28	7,80	0,67	0,13	7,4	0,93	6,0	43	30,5
Каштановая (серо-ко- ричневая) глинистая суглинистая на галечнико- вом делювии, 1а	C ₁	28—31	8,37	0,43	0,11	7,5	2,05	2,05	34	33,0
	A	0—7	5,54	0,63	0,15	7,7	2,98	10,2	261	21,5
	A	7—15	5,68	0,64	0,13	7,7	3,35	8,0	190	23,0
	A ₁	0—5	4,01	3,02	0,24	6,9	0,93	44,5	710	17,6
Каштановая (серо-ко- ричневая) суглинистая на суглинистом карбонатном делю- вии, 3	A ₁	5—15	4,10	2,22	0,14	7,0	1,49	14,8	448	19,0
	AB	15—25	4,03	0,67	0,14	6,9	1,67	11,2	298	22,4
	B	25—30	3,76	0,57	0,11	7,2	2,23	9,0	255	23,0
	A _{1ах}	0—15	7,56	1,34	0,15	7,7	7,89	23,6	182	24,1
Каштановая (серо-ко- ричневая) глинистая на карбонатном делю- вии, 12	A _{1ах}	15—30	7,55	1,24	0,14	7,8	8,26	18,6	170	24,6
	A _{1ах}									7,5

Таблица 3

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs (ГБк/км 2) в почвах сухих степей Малого Кавказа (числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Радионуклид	1972 г.	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
^{90}Sr	$2,3-4,4$ 3,4	$2,4-4,1$ 3,2	$1,8-4,7$ 3,0	$2,3-3,1$ 3,0	$3,2 \pm 0,1$
n	8	12	8	6	
^{137}Cs	$4,4-6,3$ 5,4	$5,5-6,3$ 5,8	$4,6-6,2$ 5,6	$5,4-6,0$ 5,7	$5,5 \pm 0,1$
n	6	8	4	4	

3,0 ГБк/км 2 в 1977 г. (табл. 3). Высокое содержание ^{90}Sr обнаружено в гажевых почвах (табл. 4, разрезы 1, 11, 15). Гажевые почвы, расположенные на склоне (разрез 4), характеризуются несколько пониженным содержанием этого радионуклида. Сравнительно небольшим содержанием ^{90}Sr в поверхностном горизонте (0—15 см) характеризуются каштановые (серо-коричневые) почвы (разрез 1а).

В почвах сухих степей Азербайджана среднее содержание ^{137}Cs в 1972—1977 гг. составляло 5,4—5,8 ГБк/км 2 , с небольшими колебаниями по годам (см. табл. 3). Наблюдаемые колебания в содержании как ^{137}Cs , так и ^{90}Sr в корнеобитаемом слое почв сухих степей обусловлены различными уровнями выпадений, видовыми особенностями выращиваемых растений, агротехническими мероприятиями и другими факторами.

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в пахотном горизонте почв сухих степей близко к отношению этих радионуклидов в выпадениях и колеблется в пределах 1,6—1,9 (табл. 5), что согласуется с литературными данными. В выпадениях эта величина, измеренная в различных районах и в течение длительного времени, довольно-постоянна и составляет примерно 1,6 [69].

В вертикальном распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей прослеживаются следующие закономерности: в целинных гажевых почвах ^{90}Sr в основном концентрируется над гажей, предел распространения зависит от глубины залегания гажи, а в каштановых (серо-коричневых) почвах содержание ^{90}Sr постепенно уменьшается до нижней границы перегнойного горизонта (рис. 3); в пахотных почвах как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs сравнительно равномерно распределены в пределах пахотного горизонта (рис. 4). Однако следует отметить, что в целинных почвах концентрация ^{90}Sr по профилю уменьшается постепенно до глубины 30 см, ниже ^{90}Sr не обнаруживается (в пределах точности используемого метода), а в пахотных почвах ^{90}Sr и ^{137}Cs , сравнительно равномерно распределяясь в пахотном горизонте, продвигаются до глубины 40—50 см. Причинами этого являются ежегодная распашка и обильные поливы [16, 18, 112, 143, 170].

Таблица 4

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей Малого Кавказа

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг
Каштановая (серо-коричневая) тяжелосуглинистая галевая на галечниковом делювии, 1	A	0—6	2,0	18,2	—	—
	AC	6—13	1,3	17,5	—	—
	C ₁	13—19	0,2	3,8	—	—
	C ₁	19—27	Нет	Нет	—	—
		0—27	3,5	—	—	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии, 1а	A	0—7	1,2	9,2	—	—
	A	7—15	0,9	10,3	—	—
		0—15	2,1	—	—	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая каменистая, 2	A	0—5	2,0	23,8	—	—
	A	5—19	0,7	8,8	—	—
		0—19	2,7	—	—	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на суглинистом карбонатном делювии, 3	A ₁	0—5	1,4	19,2	—	—
	A ₁	5—15	0,7	7,4	—	—
	AB	15—25	0,1	0,7	—	—
	B	25—30	Нет	Нет	—	—
		0—30	2,2	—	—	—
Каштановая (серо-коричневая) галевая на элювии известняка, 4	A	0—5	0,7	7,7	—	—
	A	5—15	0,8	7,4	—	—
	AC	15—25	0,8	6,2	—	—
	C ₁	25—28	0,1	1,8	—	—
	C ₁	28—31	Нет	Нет	—	—
		0—31	2,4	—	—	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на карбонатном делювии, пахотная, 12	A _{пах}	0—15	1,4	6,5	2,9	13,7
	A _{пах}	15—30	1,0	6,2	2,5	15,2
	B	30—41	0,4	3,2	0,9	6,3
		0—41	2,8	—	6,3	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая галевая, пахотная, 11	A _{пах}	0—8	0,3	3,4	1,3	11,8
	A _{пах}	8—18	0,8	6,6	1,6	13,3
	A _{пах}	18—28	0,4	4,2	0,8	7,4
	B	28—51	2,0	6,2	1,6	5,2
	C	51—57	Нет	Нет	Нет	Нет
		0—57	3,5	—	5,3	—
То же, 15	A _{пах}	0—11	0,8	6,2	1,5	11,8
	A _{пах}	11—21	0,9	7,4	1,5	12,6
	A ₁	21—33	0,9	7,2	1,2	9,6
	AB	33—43	0,7	6,2	1,2	11,1
		0—43	3,3	—	5,4	—

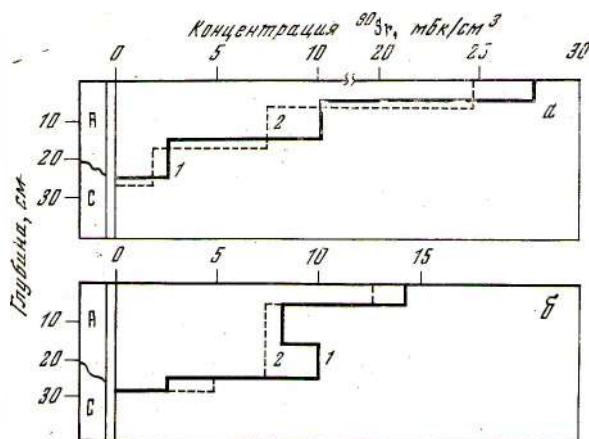


Рис. 3.
Вертикальное распределение ^{90}Sr в целинных почвах сухих степей
Малого Кавказа
1 — 1973 г., 2 — 1977 г.
а — каштановая (серо-коричневая) почва на суглинистом карбонатном делювии,
б — каштановая (серо-коричневая) тяжелая почва на
элювии известняка. А, С —
генетические горизонты

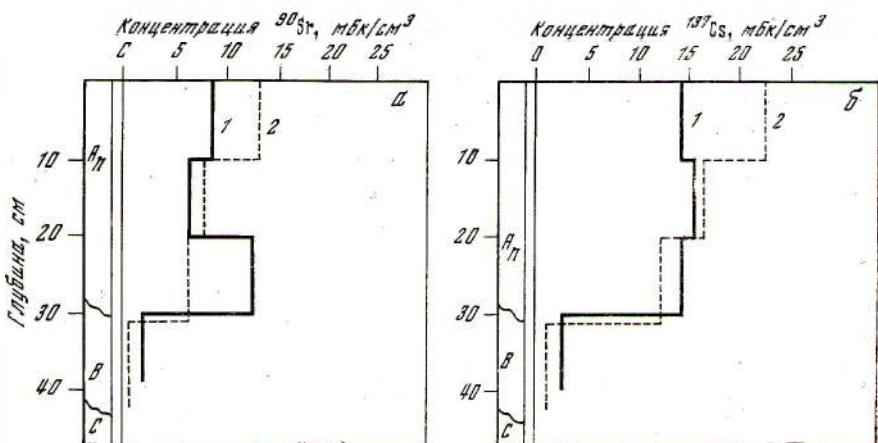


Рис. 4.
Вертикальное распределение ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в каштановых
(серо-коричневых) пахотных почвах сухих степей Малого Кавказа
1 — 1972 г., 2 — 1974 г.

Таблица 5

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах сухих степей Малого Кавказа
(числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Показатель	1972 г.	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$	$1,5-1,6$ 1,6	$1,5-2,1$ 1,7	$1,2-2,5$ 1,9	$1,4-2,2$ 1,7	$1,7 \pm 0,06$

Таким образом, в почвах сухих степей Малого Кавказа ^{80}Sr и ^{137}Cs практически не мигрируют по профилю, что, по-видимому, обусловлено высоким содержанием карбоната кальция и гажи (гипса) в этих почвах. По данным Н. Г. Минашиной и В. В. Егорова [97], в почвах сухих степей Азербайджана содержание гажи составляет 10—50% и более.

Горная зона

На территории горной области Малого Кавказа М. Э. Салаев [151] выделил две биоклиматические зоны:

1) горно-луговую с двумя подзонами: а) альпийских и субальпийских лугов и б) луговых степей;

2) горно-лесную с двумя подзонами: а) мезофильных и широколиственных лесов и б) светлых ксерофильных лесов и кустарников.

Горно-луговая зона Малого Кавказа приурочена к высоте 2000 м и более. Рельеф этой зоны типичный высокогорный. Наличие здесь характерных форм ледникового рельефа свидетельствует о былом оледенении. Климат подзоны альпийских и субальпийских лугов суровый: среднегодовая сумма осадков 707—717 мм, средний коэффициент увлажнения 1,12—1,22, что позволяет отнести описываемую биоклиматическую подзону в целом к району достаточного увлажнения [151].

Почвообразующими породами служат изверженные плотные породы (граниты, базальты, гранодиориты, андезито-базальты), реже — осадочные (известники, мергели, известковые песчаники) и элювий коренных пород.

Почвы горно-луговые торфянистые, горно-луговые дерновые и горно-луговые черноземовидные. Эти почвы развиваются в условиях промывного режима. Реакция почв слабокислая, частично нейтральная, емкость поглощения высокая. В верхних горизонтах горно-луговых почв происходит биогенная аккумуляция кальция и магния [151].

Подзона луговых степей занимает более сухие районы горно-луговой зоны. Климат отличается некоторой засушливостью. Среднегодовое количество атмосферных осадков не превышает 650 мм. Растительность представлена различными ассоциациями. Широко распространены полевица (*Agrostis capillaris*, *A. planifolia*), трищетинник (*Trisetum pratense*), гребневик (*Cynosurus echinatus*), костер береговой (*Zerna riparia*).

Почвы — горно-лугово-степные; на дренированных, остеиненных участках — горные черноземы. Почвообразующими породами служат щебнистые продукты выветривания изверженных и осадочных пород, глинистый или карбонатный элювий коренных пород.

Горно-лесная зона охватывает всю территорию среднегорного пояса и частично нижние части высокогорного. Верхняя граница этой зоны проходит примерно на высоте 2000—2200 м, нижняя — на высоте 600—800 м и контактирует с зоной сухих степей.

Подзона мезофильных лесов расположена в верхней половине лесного пояса, она отличается сравнительно большой степенью увлажнения. Климат умеренно влажный и теплый. Среднегодовая температура 6,0—7,3°. Среднегодовое количество осадков 525—710 мм. Леса преимущественно буковые, реже буково-грабовые. Они образуют сомкнутый покров, сильно затеняющий поверхность почвы. В отдельных случаях, в условиях большой изреженности, отмечается развитие подлеска и травянистой растительности.

Зональный тип почв — бурые горно-лесные. Они формируются в условиях промывного водного режима, с преобладанием нисходящей миграции продуктов почвообразования (карбонатов и частично подвижных полуторных окислов), и характеризуются глубокой выщелоченностью.

Подзона ксерофильных лесов занимает нижнюю половину лесного пояса. Климат подзоны характеризуется жарким сухим летом, продолжительной теплой осенью и умеренной зимой. Среднегодовая температура 8,4—10,8°. Среднегодовое количество осадков 355—595 мм. Контакт подзоны с сухими степями способствует проявлению аридности в климате и растительном покрове.

Растительность представлена ксерофильными лесами, состоящими из смешанных дубово-грабовых и грабовых насаждений. Нижняя граница леса искусственно завышена благодаря хозяйственной деятельности человека. Для этой подзоны характерны коричневые лесные почвы. Они формируются в условиях периодического промывного водного режима с несколько ослабленной миграцией продуктов почвообразования [151].

Изучавшиеся горно-луговые карбонатные суглинистые почвы формируются под покровом густой разнотравно-злаковой растительности, в составе которой преобладают овсяница (*Festuca* sp.), тимофеевка (*Phleum pratense*), эспарцет (*Onobrychis viciefolia*), погремок (*Rhinanthus crista galli*), таволга (*Filipendula hexapetala*) и разные виды шалфея.

Горно-луговые почвы характеризуются высоким содержанием гумуса и поглощенных оснований, слабощелочной реакцией (табл. 6 и 7). Коричневые горно-лесные почвы исследовались под дубово-грабинниковым лесом с примесью боярышника и кизила, без травянистого покрова. Эти почвы характеризуются высоким содержанием гумуса. Карбонаты в поверхностном горизонте отсутствуют, появляясь с глубины 15 см, вниз по профилю их содержание увеличивается. Реакция почвы слабощелочная, с глубиной pH возрастает. Высокому содержанию гумуса соответствует повышенное содержание поглощенного фосфора, уменьшающееся вниз по профилю. Содержание подвижного калия низкое. Коричневые горно-лесные почвы характеризуются повышенным содержанием поглощенного кальция.

Исследования по распределению и миграции радионуклидов в почвах горных регионов очень ограничены [2, 3, 7, 15, 21, 73, 150, 171]. Распределение и миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах

Таблица 6

Агрономическая характеристика почв горной зоны Малого Кавказа (Ханларский и Кельбаджарский районы)

Почва, № разреза	Люксембург, см	Люксембург, см	Люксембург, см	Люксембург, см	Природные			Природные			Природные			Обменные, мг-экв/100 г	
					Родина почвы, %	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺								
Горно-луговая карбонатная суглинок-тай, 5	A ₁	0—5	6,73	7,53	0,29	7,3	4,47	44,4	560	—	—	—	—	—	—
	A ₁	5—10	6,25	5,95	0,28	7,4	5,03	41,0	430	—	—	—	—	—	—
	A ₁	10—18	6,11	3,49	0,25	7,5	5,59	33,4	305	—	—	—	—	—	—
	AB	18—28	5,28	1,93	0,14	7,8	6,90	19,8	207	—	—	—	—	—	—
	B	28—35	5,57	0,57	0,11	7,0	2,70	8,0	167	—	—	—	—	—	—
	A ₁ пах	0—5	8,58	4,03	—	7,5	2,07	34,4	304	27,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
	A ₁ пах	5—15	8,36	3,49	—	7,3	2,07	18,8	—	28,2	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
	B	15—29	7,94	2,89	—	7,5	2,84	13,8	—	24,0	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
	A ₁	0—5	7,45	11,30	—	7,4	Нет	39,0	268	33,4	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6
	A ₁	5—15	8,23	4,80	—	7,5	*	19,8	182	29,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6
Горно-лесная коричневая суглинистая, 14	B	15—24	7,69	2,37	—	7,5	4,69	15,6	182	28,1	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
	B	21—30	7,89	2,17	—	7,8	5,63	9,0	176	23,5	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
	B	30—39	6,78	1,70	—	7,9	3,39	7,0	145	25,9	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7
	B ₁	0—10	6,95	2,99	—	7,3	Нет	15,8	219	16,9	8,9	8,9	8,9	8,9	8,9
	B	10—22	7,04	2,89	—	7,4	*	13,4	231	18,8	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1
	BC	22—32	7,22	2,79	—	7,4	*	11,0	157	16,5	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8
	A ₁ пах	0—11	6,92	3,93	—	7,3	Нет	18,8	486	23,5	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7
	A ₁ пах	11—31	6,72	4,44	—	7,4	*	17,0	486	23,5	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7
	B ₁	31—40	6,44	2,89	—	7,5	*	16,8	413	22,6	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1
	B ₂	40—48	6,78	1,96	—	7,5	*	10,0	341	22,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1

Таблица 7

Агрономическая характеристика почв горной зоны Малого Кавказа (Ханларский и Шаумянский районы)

Почва, № разреза	Гори- зонт	Глу- бина, см	Маточ- ная гигроско- пичность, %	Содержание частиц, %		Кумус, %	Азот, %	Подвижные формы Мg ⁺⁺		Общие Мg-аты/100 г
				<0,01 мк	<0,01 мк			Р ₁ О ₆	К ₂ О	
Горно-каштановая старопахочная су- глинистая, 42	A ₁ пах B	0—20 20—28	10,8 10,8	57,4 67,2	38,0 32,9	1,53 1,33	0,45 0,44	10,0 5,0	393 387	18,6 18,1
Луговая суглинни- стая пойменная, 44	A B	0—22 22—38	10,0 9,7	46,0 43,2	22,1 19,6	2,26 2,26	0,17 0,13	41,0 31,8	339 289	22,6 24,5
Бурая горно-лесная суглинистая под бу- ково-грабовым лесом, 48	A B	0—14 11—33	11,6 10,0	57,2 62,3	27,1 30,2	7,30 2,00	0,51 0,21	21,4 13,8	102 51	16,2 19,8
Коричневая сугли- нистая под лесистая остепенная, 32	A B	0—14 14—23	13,4 14,6	50,8 44,2	23,0 24,0	5,10 4,49	0,29 0,25	18,6 13,0	187 170	26,5 26,5
Горно-лесная корич- невая суглинистая под дубово-грабовым лесом, 35	A B	0—19 19—31	14,9 11,7	52,1 60,5	27,9 36,0	10,2 4,6	0,46 0,22	45,0 14,4	463 224	34,9 29,9
Горно-луговая дер- новая суглинистая, 37	A B	0—10 10—28	17,7 16,7	60,4 72,0	36,0 35,4	10,7 6,8	0,56 0,31	54,6 28,4	224 158	21,6 17,3

Таблица 8

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs (ГБк/км 2) в почвах горной зоны Малого Кавказа
(числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Радионуклид	1972 г.	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
^{90}Sr	$\frac{3,0-5,0}{4,2}$	$\frac{2,3-4,3}{3,7}$	$\frac{3,8-5,0}{4,0}$	$\frac{2,4-4,1}{3,9}$	$3,9 \pm 0,1$
n	6	8	4	4	
^{137}Cs	$\frac{6,8-9,2}{7,9}$	$\frac{5,4-9,0}{7,3}$	$\frac{6,6-7,8}{7,3}$	$\frac{6,4-7,9}{7,1}$	$7,4 \pm 0,2$
n	5	6	4	4	

горной зоны Малого Кавказа исследовались по двум профилям. Первый профиль — Мардакерт-Кельбаджарский (протяженность примерно 100 км); второй профиль — Ханлар-Шаумяновский (протяженность около 50 км). Исследовались горно-луговые карбонатные, коричневые горно-лесные и другие типы почв.

Среднее содержание ^{90}Sr в почвах горной зоны изменяется в пределах 3,7—4,2 ГБк/км 2 (табл. 8). Наблюдается тенденция к снижению общего его содержания во времени. Следует отметить, что почвы горной зоны отличаются более высоким содержанием ^{90}Sr , чем почвы других изученных зон Азербайджана. Максимальное содержание ^{90}Sr обнаружено в горно-луговых почвах, а минимальное — в горно-лесных (табл. 9), что связано с большой подвижностью ^{90}Sr в почвах под лесной растительностью по сравнению с луговой. К аналогичным выводам пришла и Э. Б. Тюрюканова [170] при изучении ^{90}Sr в почвах Казацкой степи в Центрально-Черноземной области. Аналогичные результаты были получены и в почвах второго профиля.

Горно-луговые почвы характеризуются повышенным содержанием ^{90}Sr . Меньшее содержание этого радионуклида наблюдается в горно-лесных почвах (табл. 10). В целом наблюдается очень небольшая тенденция к снижению среднего содержания ^{90}Sr в горных почвах во времени, к 1977 г. содержание ^{90}Sr понизилось по сравнению с 1972 г. не более чем на 8%.

Среднее содержание ^{137}Cs в почвах горной зоны изменилось с 7,9 ГБк/км 2 (1972 г.) до 7,1 ГБк/км 2 (1977 г.). Как и в отношении распределения ^{90}Sr , почвы горной зоны отличаются повышенным накоплением ^{137}Cs (см. табл. 8). Максимальным содержанием последнего характеризуются горно-луговые почвы. Значительное количество ^{137}Cs накапливается в поверхностном горизонте горно-лесных коричневых почв (см. табл. 9).

В почвенном покрове горной зоны Малого Кавказа наблюдается неравномерное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs . Причиной этого

Таблица 9

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах горной зоны Малого Кавказа
(первый профиль)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см.	^{90}Sr		^{137}Cs	
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг
Горно-лесная коричневая суглинистая, 14	A ₁	0—5	0,6	35,4	5,7	159,1
	A ₁	5—15	0,7	6,2	0,8	7,4
	B	15—21	0,1	0,9	Нет	Нет
	B	21—30	Нет	Нет	»	»
		0—30	1,4	—	6,5	—
Горно-луговая карбонатная суглинистая, 13	A ₁	0—5	0,7	10,4	2,3	34,0
	A ₁	5—15	1,7	8,4	3,3	23,3
		0—15	2,4	—	5,6	—
Горно-коричневая остеиненная пахотная, 34	A _{пах}	0—13	1,7	10,5	—	—
	A _{пах}	13—25	0,4	10,7	—	—
	B ₁	25—38	0,4	2,1	—	—
	B ₂	38—52	0,1	0,6	—	—
		0—52	2,6	—	—	—
Горно-луговая суглинистая пахотная, 33	A _{пах}	0—9	1,1	11,2	2,3	22,6
	A _{пах}	9—23	2,6	16,2	3,8	24,1
	B ₁	23—35	Нет	Нет	Нет	—
		0—35	3,7	—	6,1	—
Горно-луговая суглинистая пахотная, 35	A _{пах}	0—9	2,2	20,5	—	—
	A _{пах}	9—19	1,5	13,0	—	—
	B ₁	19—28	0,1	5,5	—	—
	B ₂	28—43	0,1	0,9	—	—
		0—43	3,9	—	—	—
Горно-луговая карбонатная суглинистая пахотная, 37	A _{пах}	0—10	2,1	18,9	3,3	30,3
	A _{пах}	10—22	0,9	19,6	2,6	22,6
	B	22—32	1,4	12,6	1,7	14,8
		0—32	4,4	—	7,6	—

являются сильная расчлененность и крутизна рельефа (в отдельных случаях 50—60° и более). Вследствие этого происходят значительное перераспределение выпадающих радиоактивных осадков, их глубокая инфильтрация и значительный поверхностный сток. Например, луговые пойменные почвы характеризуются на 50% меньшим содержанием ^{90}Sr по сравнению со средним содержанием, лесные и расположенные на склонах — на 40% (см. табл. 10).

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах горной зоны мало изменяется во времени, колебания равны 1,6—2,2 (табл. 11).

Таблица 10

Распределение ^{90}Sr в почвах горной зоны Малого Кавказа (второй профиль)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		
			ГБк/км ²	Бк/кг	мБк/см ²
Горно-каштановая суглинистая слабосмытая под грабово-можжевельниковым кустарником, 48	A ₁	0—19	1,8	10,8	9,4
	B	19—33	1,3	8,8	8,6
		0—33	3,1	—	—
Горно-каштановая суглинистая под грабово-можжевельниковым кустарником, 41	A	0—17	1,3	9,3	7,6
	B	17—32	2,3	13,0	15,3
		0—32	3,6	—	—
Горно-каштановая суглинистая старопахотная, 42	A	0—20	1,1	8,4	5,5
	B	20—28	2,6	32,2	32,5
		0—28	3,7	—	—
Бурая горно-лесная суглинистая под буково-грабовым лесом, 49	A	0—11	1,7	23,1	15,4
	B	11—33	0,6	2,6	2,2
		0—33	2,3	—	—
Горно-коричневая суглинистая послелесная оステпененная, 82	A	0—14	3,0	19,1	21,4
	B	14—23	0,6	6,1	6,6
		0—23	3,6	—	—
Горно-каштановая суглинистая под грабово-можжевельниковым кустарником, 47	A	0—17	3,8	30,9	22,3
Горно-лесная коричневая суглинистая под дубово-грабовым лесом, 35	A	0—19	2,4	9,3	12,6
	B	19—31	Нет	Нет	Нет
		0—31	2,4	—	—
Горно-луговая дерновая суглинистая, 37	A	0—10	2,8	37,7	28,0
	B	10—28	1,0	5,5	5,5
		0—28	3,8	—	—
Горно-луговая карбонатная суглинистая, 5	A ₁	0—5	1,9	41,4	38,0
	A ₁	5—10	0,7	20,4	14,0
	A ₁	10—18	1,0	8,9	12,5
	AB	18—28	0,2	2,0	2,0
	B	28—35	Нет	Нет	Нет
		0—35	3,8	—	—
Горно-луговая суглинистая пойменная, 44	A	0—22	0,5	2,0	2,3
	B	22—38	1,4	6,4	8,7
		0—38	1,9	—	—

Таблица 11

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{80}\text{Sr}$ в почвах горной зоны Малого Кавказа
(числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Показатель	1972 г.	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
$^{137}\text{Cs} : ^{80}\text{Sr}$	$\frac{1,6-2,2}{1,8}$	$\frac{1,7-2,1}{2,0}$	$\frac{1,5-1,9}{1,7}$	$\frac{1,6-2,0}{1,8}$	$1,8 \pm 0,06$

Распределение ^{80}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской АССР

Нахичеванская АССР расположена в крайней южной части Азербайджана, на левом берегу р. Аракс. Территория Нахичеванской АССР представляет собой весьма сложную область Восточного Закавказья, которая сложена палеозойскими, мезозойскими, третичными и четвертичными отложениями.

С. А. Захаров [61] выделял на территории Нахичеванской АССР четыре физико-географические зоны.

1. Нижняя зона — расположена параллельно течению Аракса; зона пустынного выветривания и серозёмного типа почвообразования. Она охватывает долины местных рек и широкие ложбины, древние террасы, невысокие плато и сильно размытые овражистые склоны.

2. Зона средних предгорий с речными долинами и узкими междуречными хребтами различной крутизны, с осыпями и скелетной карбонатной коркой выветривания, на которой формируются скелетные бурые почвы.

3. Высокие предгорья, в которые входят горные долины, склоны и небольшие плато; на них формируются каштановые и горнолесные бурые почвы.

4. Высокогорная зона подразделена на горно-луговую и на скалистую подзоны с отдельными утесами, россыпями и осыпями.

Климат Нахичеванской АССР характеризуется ярко выраженной континентальностью. Для нижней зоны характерны незначительное количество годовых осадков и относительно высокая средняя годовая температура. В зонах средних и высоких предгорий намечается постепенное увеличение количества годовых осадков с высотой и понижение средней температуры. Максимальное количество осадков отмечается в высокогорной зоне. Эти резкие изменения климата отражаются на характере растительности.

Растительность закономерно изменяется по высотным поясам. Всю Приараксинскую низменность и предгорья занимает полоса полупустыни, сменяемая выше нагорно-ксерофитными ценозами. На пологих склонах к ценозам нагорно-ксерофитного характера добавляются лугово-степные ценозы. На каменистых площадках встречается горно-степная растительность. Иногда по днищам

балок расположены группы кустарников и деревьев. В лесах встречаются дуб восточный, боярышник, ясень и др. [130].

В горной зоне исследуемого региона почвообразующие породы представлены вулканогенными и осадочными коренными породами (преимущественно элювиально-делювиального генезиса, андезитами, андезито-базальтами, гранитами, гранодиоритами, порфиритами, сланцами, песчаниками и известняками). Вся равнинная и низменная зоны, а также низкогорная область региона заняты переотложенными рыхлыми наносами, в основном делювиальными и делювиально-пролювиальными валунно-галечниковыми карбонатными суглинками, аллювиальными, часто засоленными глинисто-суглинистыми отложениями [178].

Впервые почвы Нахичеванской АССР были изучены С. А. Захаровым в 1925 г. Этим ученым на территории Нахичеванской АССР были выделены четыре почвенные зоны: 1) зона сероземных почв — долина р. Аракса с долинами притоков и с низкими предгорьями; 2) зона бурых почв — средние предгорья; 3) зона каштановых почв — высокие предгорья; 4) зона горно-луговых почв — высокогорья.

Наши исследования проводились на сероземных, горно-лесных коричневых и горно-луговых почвах. Ниже приводятся морфологическое описание и анализ основных типов почв.

Разрез заложен в низменной зоне Нахичеванской АССР на территории Нахичеванской комплексной зональной опытной станции, где распространены почвы сероземного типа. Угодье — пшеничное поле.

- А_{пах} 0—10 см. Серо-буроватый, пористый, комковатый, тяжелосуглинистый, корни и корешки, сухой, вскипает, переход ясный.
А_{пах} 10—24 см. Светлее предыдущего, структура плохо выражена, глинистый, влажноватый, вскипает, переход ясный.
В 24—40 см. Палево-серый, глинистый, структура плохо выражена, корешки, бурно вскипает.

В табл. 12 приводятся данные анализа сероземных почв. По механическому составу сероземные почвы относятся к тяжелосуглинистым. Содержание гумуса в метровом слое почв колеблется в пределах 1,87—1,40 %. Сумма поглощенных оснований очень мало изменяется по профилю почв. Карбонаты присутствуют по всему профилю, содержание их увеличивается с глубиной.

Горно-каштановые почвы занимают полосу средних гор с каменистыми обнажениями и осыпями коренных пород. Они приурочены к крутым и расчлененным склонам южной экспозиции. Профиль горно-каштановых почв характеризуется малой мощностью, что объясняется их приуроченностью к склонам гор и эродированностью.

Эти почвы содержат небольшое количество гумуса — до 2 %. Высокая скелетность почв в верхних слоях объясняется их смытостью. Почвы разнообразны по механическому составу. Содержание физической глины колеблется от 36 до 60 %, гумуса в верх-

Таблица 12

Механический состав и химические свойства сероземных давно орошаемых тяжелосуглинистых слабосолонцеватых почв

Глубина, см	Гигиеническая вязкость, %	Содержание частиц, %		Гумус, %	Азот, %	СО ₂ , %	Сумма поглощенных оснований, мг-экв/100 г	Содержание катионов, % от суммы поглощенных оснований		
		<0,002 мм	<0,01 мм					Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
0—20	5,0	17,68	52,64	1,87	0,12	7,10	27,24	63,89	21,66	8,45
20—40	5,6	31,36	71,60	1,87	0,11	11,93	27,36	66,89	25,80	7,31
40—100	5,9	30,80	66,48	1,40	0,05	13,22	27,17	68,72	23,19	8,09

них горизонтах — от 1,5 до 1,8%, валового азота — 0,12—0,17%. Емкость поглощения незначительна. В поглощающем комплексе преобладает кальций, содержание которого в верхних горизонтах доходит до 81,8% от общего количества катионов.

Горно-лесные коричневые почвы расположены на небольшой высоте и занимают сравнительно незначительную площадь. Они приурочены в основном к затененным склонам гор северной экспозиции и развиваются под сухими широколиственными лесами. В составе древесных пород преобладают дуб, граб, карагач, клены и др. Очень хорошо выражены подлесок и травянистый покров. Для характеристики горно-лесных коричневых почв приведем морфологическое описание разреза, заложенного в районе с. Биченак Шахбузского района.

- A₁ 0—8 см. Влажный, корни и корешки, слабо разложившаяся подстилка из прошлогодних листьев и травянистый покров, не вскипает, переход ясный.
- A₂ 8—18 см. Темно-коричневый, зернисто-ореховатая структура, тяжелосуглинистый, уплотненный, корни и корешки, свежий, не вскипает, переход ясный.
- B 18—28 см. Коричневый, ореховатая структура, тяжелосуглинистый, плотный, заметно оглиниен, корни и корешки, не вскипает.

По морфологическому описанию видны растянутость гумусового профиля и наличие процесса оглиниения.

По механическому составу эти почвы относятся к среднесуглинистым. Содержание гумуса в верхних горизонтах колеблется в пределах 2,5—3,2% (табл. 13). Сумма поглощенных оснований составляет 32—36 мг-экв на 100 г. В составе поглощенных катионов преобладает обменинный кальций.

Горно-лугово-степные почвы распространены в районе Батабатского массива, частично в Джульфинском и Ордубадском районах. Эти почвы приурочены к межгорным равнинам. Зона горно-лугово-степных почв характеризуется засушливостью климата

Таблица 13

Механический состав и химические свойства горно-лесных коричневых почв

№ разреза	Горизонт	Глубина, см	Содержание частиц, %		Гумус, %	Азот, %	СО ₂ , %	Сумма поглощенных ионов, мг/100 г	Содержание катионов, % от суммы поглощенных оснований			
			<0,001 мм	<0,01 мм					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	
21	A	0—24	5,0	12,4	42,0	3,2	0,16	3,7	35,78	85,10	11,54	3,63
	B	24—53	5,0	16,0	48,2	3,2	0,10	5,8	35,15	89,27	8,16	2,56
	C	53—89	4,9	20,1	47,8	2,1	—	5,4	36,64	86,80	12,20	1,10
26	A ₁	0—23	5,3	22,6	31,8	2,5	0,16	He	31,79	86,80	12,20	1,00
	A ₂	23—46	5,0	19,0	33,3	2,0	0,08	—	32,79	81,76	17,99	0,31
	B	46—70	5,5	10,4	19,0	1,2	—	—	34,29	81,98	17,15	0,87
	C	70—92	5,9	23,9	34,0	1,8	—	—	34,19	74,91	24,55	0,50

Таблица 14
Механический состав и химические свойства горно-лугово-степных почв

№ разреза	Горизонт	Глубина, см	Содержание частиц, %		Гумус, %	Азот, %	СО ₂ , %	Сумма поглощенных ионов, мг/100 г	Содержание катионов, % от суммы поглощенных оснований			
			<0,001 мм	<0,01 мм					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	
3	A ₁	0—12	4,8	12,4	54,6	5,4	0,22	He	30,08	79,77	19,88	0,25
	A ₂	12—23	4,0	12,8	48,0	4,4	0,17	—	26,43	63,37	33,60	3,03
	B ₁	23—47	4,0	11,2	44,6	3,8	0,14	—	26,20	68,71	28,62	2,67
1	B ₂	47—77	3,8	23,9	42,0	3,0	0,12	—	23,49	65,18	33,54	1,28
	C	77—85	3,9	16,2	44,1	2,0	0,05	—	22,76	75,80	22,40	1,80
	A ₁	0—17	7,0	23,7	58,8	2,7	0,17	—	41,2	67,88	30,66	1,46
	B	17—40	8,2	22,6	69,4	1,7	0,10	—	43,9	72,23	26,63	1,14
	B ₁	40—72	8,4	23,0	64,7	1,3	—	—	44,4	74,30	25,47	0,25
	C	72—160	4,8	25,7	56,4	1,7	—	—	35,6	82,25	16,35	1,40

и дефицитом влажности, а также высокой задерненностью почв. Указанные факторы способствуют ослаблению промывного режима. Наблюдается постоянное увеличение континентальности климата с юга и северо-востока к северу и юго-западу. Причиной этого служат сухие ветры из пустынь приарктической полосы и сухих горных массивов, расположенных на территории Ирана.

Растительность представлена злаковыми лугами (овсяница, костер, мятыник, тимофеевка), бобовыми и др.

Для характеристики горно-лугово-степных почв на юго-восточной окраине с. Биченак на высоте 2200 м над ур. моря заложен разрез, морфологическое описание которого приводится ниже.

- A_д** 0—9 см. Темно-коричневый с буроватым оттенком, дернина, переплетенная корнями трав, тяжелосуглинистый, зернистый, не вскипает, переход постепенный.
- AB** 9—15 см. Коричневый с темным оттенком, комковатая структура, рыхлый, среднесуглинистый, свежий, корни и корешки трав, не вскипает, переход заметный.
- B** 15—26 см. Светло-коричневый, среднесуглинистый, комковатая структура, корешки, обломки пород, рыхлый, не вскипает.

Таблица 15
Распределение ^{80}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской АССР *

Почва, № разреза	Гори- зонт	Глуби- на, см	^{80}Sr		^{137}Cs		$\frac{\text{н}^{137}\text{Cs}}{\text{н}^{80}\text{Sr}}$
			ГБк/км^2	Бк/кг	ГБк/км^2	Бк/кг	
Серозем давноорошаемый суглинистый пахотный, 150	$\text{A}_{\text{пах}}$	0—10	1,3	10,4	0,5	4,8	0,38
	$\text{A}_{\text{пах}}$	10—24	0,9	6,7	0,5	3,7	0,55
	B	24—40	0,6	1,9	0,5	4,1	0,83
		0—40	2,8	—	1,5	—	0,53
Горно-коричневая осте- пенная пахотная, 151	$\text{A}_{\text{пах}}$	0—12	0,9	7,5	0,7	4,1	0,77
	$\text{A}_{\text{пах}}$	12—22	0,7	5,0	0,4	3,0	0,57
	B	22—35	0,5	3,5	0,3	2,2	0,60
	BC	35—48	0,4	2,5	0,2	1,1	0,50
		0—48	2,5	—	1,6	—	0,64
Горно-лесная коричневая, 152	$\text{A}_{\text{д}}$	0—8	1,2	12,6	1,1	8,5	0,91
	A_1	8—18	1,1	8,5	0,9	6,3	0,81
	B	18—26	1,0	7,6	0,6	4,1	0,60
		0—26	3,3	—	2,6	—	0,78
Горно-лугово-степная, 153	$\text{A}_{\text{д}}$	0—9	1,3	12,6	0,7	7,0	0,54
	A_1	9—15	1,1	11,1	0,5	5,2	0,45
	B	15—26	1,1	8,5	0,7	5,2	0,63
		0—26	3,5	—	1,9	—	0,54

* ^{137}Cs определялся радиохимически.

Механический состав и химические свойства горно-лугово-степных почв приводятся в табл. 14. Доминируют горно-лугово-степные тяжелосуглинистые почвы. Содержание пергноя в верхних горизонтах изменяется от 2,7 до 5,4%, азота — от 0,17 до 0,22%. Почвы некарбонатные, отличаются слабощелочной реакцией. Почвенный поглощающий комплекс насыщен щелочноземельными катионами, среди которых преобладает кальций.

^{80}Sr распределен довольно неравномерно по исследуемой территории (табл. 15). Почвы горной зоны (разрезы 152 и 153) характеризуются более высоким содержанием ^{80}Sr , чем почвы низменной части (разрез 150). Следует отметить, что максимальное количество этого радионуклида в исследуемых почвах содержится в верхних 10 см. В распределении ^{80}Sr в почвах региона прослеживается вертикальная зональность.

Содержание ^{137}Cs во всех горизонтах исследуемых почв несколько меньше, чем ^{80}Sr (см. табл. 15). Очевидно, ^{137}Cs , войдя в кристаллическую решетку минералов, не выщелачивается из почв полностью б. н. HCl.

Распределение ^{80}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности

Кура-Араксинская низменность, расположенная между Большим Кавказом, Малым Кавказом и Ленкоранским горным массивом, занимает обширную депрессию. Она составляет 1/4 часть площади Азербайджана. Эта низменность является самой молодой сушей, сравнительно недавно освободившейся от вод Каспийского моря. Восточная часть низменности лежит ниже уровня Мирового океана. На низменности расположены отдельные возвышенности, а также некоторые грязевые вулканы. Она сложена в основном четвертичными аллювиально-пролювиальными, а в восточной части — морскими отложениями. Аккумулятивная деятельность двух рек (Куры и Аракса), которая продолжается и в настоящее время, обусловливает дальнейшее формирование поверхности.

Территория низменности занята полупустынями и сухими степями. Среднегодовая температура изменяется в пределах 13,7—14,6°. Осадков выпадает до 400 мм/год. На Кура-Араксинской низменности развиты луговые фитоценозы, которые формируются в чальных понижениях, увлажняемых пресными и слабозасоленными водами. По краям этих чал встречаются бедные по составу фитоценозы пальчатника (*Gynodon dactylon*). Они густо переплетают корневищами поверхностный слой почвы. Часто встречаются сочетания пальчатника с верблюжкой, кермеком, солодкой и некоторыми другими видами чально-луговой растительности. На чальных солонцеватых или слабозасоленных участках указанные выше растения образуют самостоятельные или смешанные группировки, среди которых преобладают солодка (*Glycyrrhiza glabra*), верблюжья колючка (*Althagi pseudoalhagi*), кермек (*Limonium shewei*), полынь (*Artemisia czovitsiana*). Встре-

чаются также заросли солодки гладкой (*Glycyrrhizetum*), сочетания ее с пальчатником, тростником; на солонцеватых и засоленных чалах — с мимозкой (*Lagonychium farctum*), петросимонией (*Petrosimonia brachiata*), карганом (*Salsola dendroides*), а на пресных чалах и с кермеком [130].

На Кура-Араксинской низменности очень широко распространены луговые и лугово-болотные почвы. На повышенных элементах рельефа в районе распространения луговых почв значительные площади заняты сероземными почвами. Лугово-болотные почвы характеризуются высоким содержанием гумуса и слабощелочной реакцией (табл. 16). Содержание карбонатов значительное, фосфора — низкое, калия — высокое, поглощенных кальция и магния — повышенное.

Луговые солончаки характеризуются высоким содержанием гумуса. Количество азота небольшое. Реакция почвы слабощелочная. Содержание карбонатов увеличивается вниз по профилю. Количество подвижного фосфора незначительное, калия — несколько увеличено. Наибольшее количество солей сосредоточено в поверхностных горизонтах в связи с сильным исщущением и испарительным концентрированием.

Мокрые солончаки характеризуются сравнительно невысоким содержанием гумуса, увеличивающимся в средней части профиля. Реакция почвы слабощелочная. Содержание азота и фосфора низкое, калия — повышенное, особенно в поверхностном корковом слое. Количество карбонатов заметное до глубины 20 см, в средней части профиля карбонаты отсутствуют.

Темные сероземы характеризуются сравнительно высоким содержанием гумуса, щелочной реакцией, невысоким содержанием карбонатов.

На территории Кура-Араксинской низменности поведение ^{80}Sr и ^{137}Cs изучалось на наиболее распространенных почвах — солончаках, лугово-болотных и сероземных пахотных. ^{90}Sr определяли в луговых солончаках с высоким содержанием гумуса, расположенных на относительных повышениях с густым растительным покровом из кермека, мимозки, солодки и солянки, а также в мокрых и такыровидных солончаках, приуроченных к депрессиям, характеризующихся невысоким содержанием гумуса.

Содержание ^{90}Sr в почвах Кура-Араксинской низменности за период с 1972 по 1977 г. варьирует в широких пределах (от 1,6 до 3,7 ГБк/км²). Однако среднее содержание ^{90}Sr за этот период в этих почвах изменилось незначительно (табл. 17). Заметное накопление ^{90}Sr происходит в луговых и такыровидных солончаках (до 3,8 ГБк/км², табл. 18), занимающих большие территории в районах Евлаха и Герани. В луговых солончаках значительное количество (60%) ^{90}Sr концентрировалось в слое 0—5 см, 90% — в слое 0—10 см. В такыровидных солончаках ^{90}Sr равномерно распределен до глубины 23 см, с максимумом на глубине 7—15 см (50%). Невысокое (до 10%) содержание ^{90}Sr в поверхностном

Таблица 16

Агрономическая характеристика почв Куро-Аракинской низменности

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Гумус, %	Азот, %	РН водный	СО ₂ , %	Подвижные формы, мг/декг		Обменные, мг-декг/100 г почвы	
								P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Лугово-болотная суглинистая, 10	A ₀	0-2	7,06	9,41	0,57	7,5	4,89	7,0	971	23,9	14,4
	A _π	2-8	7,99	5,89	0,38	7,5	5,44	6,2	1240	19,2	5,6
	A ₁	8-15	7,42	5,01	0,47	7,5	8,64	3,4	658	19,2	5,6
	A ₁	0-5	6,00	7,07	0,28	7,6	2,61	10,2	488	21,5	7,5
	A ₁	5-10	6,50	5,64	0,25	7,6	2,79	Сланцы		23,7	6,4
	A ₁	10-15	7,40	5,64	0,22	7,7	2,98	Сланцы		426	25,0
	B	15-20	7,30	4,62	Нет	7,7	3,47	Сланцы		610	25,0
	A	0-1	7,60	1,18	0,24	7,7	1,67	Сланцы		348	18,6
	A	1-5	7,70	1,53	0,20	7,9	2,05	Сланцы		329	18,1
	A	5-10	7,50	1,53	0,15	7,9	2,61	Сланцы		316	22,6
Солончак луговой суглинистый, 7	A	10-27	6,60	2,22	0,11	7,9	2,79	Сланцы		386	24,5
	AB	27-42	5,00	1,29	0,10	7,7	0,93	Сланцы		285	19,8
	B	42-57	5,00	0,57	0,10	7,7	1,86	Сланцы		310	16,2
	A	0-2	7,46	1,28	0,21	7,2	4,28	Сланцы		329	21,6
	A ₁	2-7	7,72	1,18	0,18	7,4	4,47	Сланцы		291	17,3
	B ₁	7-15	8,43	1,44	0,17	7,6	4,47	Сланцы		213	15,6
	B ₁	15-23	8,53	1,85	0,17	7,7	4,66	Сланцы		207	14,0
	B ₁	23-30	8,73	2,25	0,14	7,8	Нет	Сланцы		204	14,0
	A _{пах}	0-45	6,84	3,33	0,27	8,0	5,59	Сланцы		657	31,9
	A _{пах}	15-25	6,49	3,23	0,21	8,0	5,78	Сланцы		541	29,9
Сероват темный суглинистый, 9	B	25-35	6,30	2,92	0,14	8,1	6,52	Сланцы		436	28,0

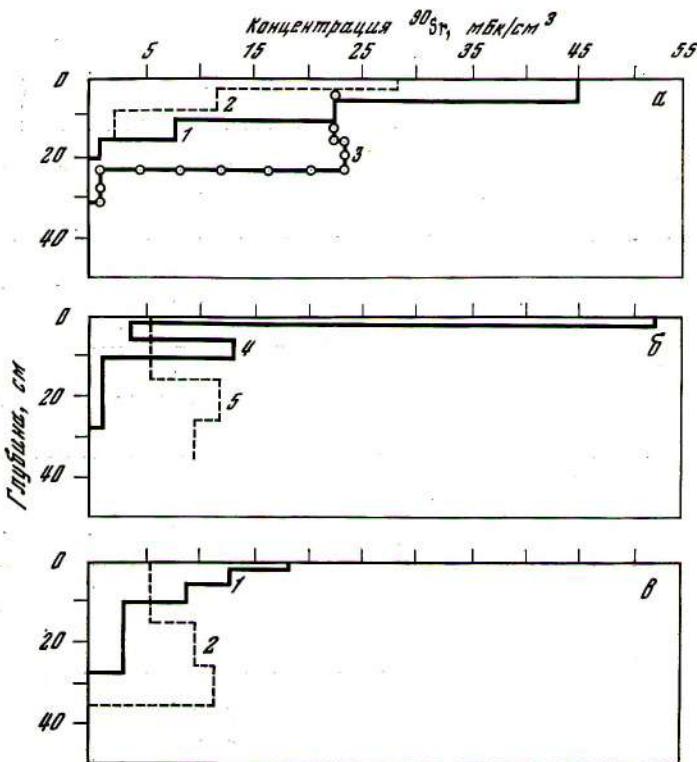


Рис. 5.

Вертикальное распределение ^{90}Sr в почвах Кура-Араксинской низменности
 а, б — 1973 г.: 1 — солончак луговой, 2 — лугово-болотная почва, 3 — такировидный
 солончак, 4 — солончак мокрый, 5 — серозем пахотный; в — 1977 г.: 1 — солончак мок-
 рый, 2 — серозем пахотный

(0—2 см) слое связано с его трещиноватостью и промываемостью. Невысоким содержанием ^{90}Sr характеризуются сильноувлажненные почвы — мокрый солончак и лугово-болотная. В мокром солончаке ^{90}Sr концентрируется в основном в слое 0—1 см. Накопление ^{90}Sr в этом горизонте обусловлено испарительным концен-
 трированием (рис. 5).

Результаты определения ^{90}Sr в содовой вытяжке показывают, что в луговом солончаке 50 % ^{90}Sr связано с сульфатами. В мокром солончаке почти весь ^{90}Sr поверхностной пленки также связан с сульфатами (табл. 19).

Сульфатные солончаки Азербайджана характеризуются более высоким содержанием ^{90}Sr (до 3,7 ГБк/км²), чем хлоридные со-
 лончаки сухих степей Европейской части СССР (0,37 ГБк/км²). В солевой корке, представленной в основном хлоридами, ^{90}Sr
 не накапливается (0,06—0,30 ГБк/км²) [169].

Таблица 17

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs (ГБк/км 2) в почвах Кура-Араксинской низменности
(числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Радионуклид	1972 г.	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
^{90}Sr	$3,0-3,3$ 3,2	$1,6-3,7$ 3,0	$2,4-3,4$ 2,9	$1,7-3,3$ 3,0	$3,0 \pm 0,1$
n	4	4	4	3	
^{137}Cs	$4,7-5,6$ 5,1	$4,4-5,0$ 4,7	$3,0-4,4$ 4,1	$3,1-4,8$ 4,3	$4,6 \pm 0,2$
n	4	4	3	3	

Таблица 18

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности

Почва, № разреза	Гори- зонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
			ГБк/км 2	Бк/кг	ГБк/км 2	Бк/кг
Лугово-болотная суглинистая, 10	A_0	0—2	0,6	23,1	2,1	86,2
	$A_{\text{д}}$	2—8	0,7	11,5	1,7	27,0
	A_1	8—15	0,1	7,3	0,3	3,0
		0—15	1,4	—	4,1	—
Солончак луговой суглинистый, 7	A_1	0—5	2,2	60,3	—	—
	A_1	5—10	1,1	20,6	—	—
	A_1	10—15	0,4	10,6	—	—
	B	15—20	0,1	3,7	—	—
		0—20	3,8	—	—	—
Солончак мокрый суглинистый, 8	A	0—1	0,6	40,7	—	—
	A	1—5	0,1	2,7	—	—
	A	5—10	0,7	4,5	—	—
	A	10—27	0,2	0,9	—	—
	AB	27—42	Нет	Нет	—	—
		0—42	1,6	—	—	—
Такыровидный солончак суглинистый, 6	A	0—2	0,3	15,6	—	—
	A_1	2—7	1,1	22,1	—	—
	B_1	7—15	1,9	18,1	—	—
	B_1	15—23	0,4	8,8	—	—
	B_1	23—30	0,1	1,0	—	—
		0—30	3,8	—	—	—
Серозем темный суглинистый, пахотный, 9	$A_{\text{пах}}$	0—15	0,9	7,5	1,3	11,1
	$A_{\text{пах}}$	15—25	1,2	8,4	2,0	13,7
	B	25—35	1,0	7,7	1,2	9,6
		0—35	3,1	—	4,5	—

Таблица 19

Содержание ^{90}Sr , связанного с гипсом, в почвах Кура-Араксинской низменности

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr (содовая вытяжка)		% от общего содержания
			Бк/кг	ГБк/км ²	
Солончак луговой, 7	A ₁	0—5	30,5	1,24	50,4
	A ₁	5—10	3,7	0,23	17,9
	AB	10—20	Нет	Нет	Нет
Солончак мокрый, 8	A	0—1	33,7	0,43	82,6
	A	1—10	3,9	0,27	87,6
	A	10—27	0,9	0,20	100,0
	AB	27—57	Нет	Нет	Нет

Среднее содержание ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности за 5 лет уменьшилось примерно на 20% (от 5,1 ГБк/км² в 1972 г. до 4,3 ГБк/км² в 1977 г., см. табл. 17). Лугово-болотные почвы содержат несколько меньшее ^{137}Cs , чем сероземные (см. табл. 18). Причиной этого является промывной водный режим лугово-болотных почв, обуславливающий миграцию этого радионуклида. В лугово-болотных почвах ^{137}Cs в основном концентрируется в верхнем слое дернового горизонта (0—8 см). В слое 8—15 см его содержание составляет уже 0,3 ГБк/км² (т. е. 6,4% от общего содержания). Ниже концентрация ^{137}Cs была меньше чувствительности метода определения, тогда как в пахотных сероземах благодаря ежегодной вспашке и поливам этот радионуклид мигрирует в нижние горизонты.

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах Кура-Араксинской низменности несколько меньше, чем в почвах горной зоны Малого Кавказа, и изменяется от 1,3 до 1,9 (табл. 20).

Таблица 20

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах Кура-Араксинской низменности (числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Показатель	1972 г.	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$	$1,5-1,6$ 1,6	$1,4-1,7$ 1,5	$1,2-1,6$ 1,3	$1,3-1,9$ 1,5	$1,5 \pm 0,06$

Распределение ^{80}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области

В Ленкоранской области Р. В. Ковалев [81] выделил два района: 1) горная система, которая образуется тремя складчатыми хребтами, из них наиболее высоким является главный Талышский хребет; 2) аккумулятивная равнина, в которой выделяются несколько террасовых уступов Каспийского моря, береговые валы и маршиевая зона, а в южной части — дельвиальный шлейф.

По климату Ленкоранская область относится к влажным субтропикам. Растительность горных областей представлена в основном лесами. Характерной особенностью лесов нижней части является почти полное отсутствие хвойных пород; наиболее распространены железное дерево (*Parrotia persica*), каштанолистный дуб (*Quercus castaneifolia*) с примесью граба (*Carpinus caucasica*) и азата (*Zelkova carpinifolia*, *Z. hyrcana*). В лесах верхнего яруса преобладают дуб каштановый, бук, граб. Более высокая часть гор с сухим и суровым климатом занята безлесной степной формацией.

Почвы Ленкоранской области очень разнообразны, что связано с разнообразием климата, растительности, рельефа, материнских пород и гидрогеологического режима. Преобладают горно-луговые, горно-лесные, бурые, желтоземно-подзолистые, желтоземные. В зоне высоких гор развиты бурые полупустынные почвы, а при переходе от субтропического климата низменности к пустынно-степному Мугани — каштановые. На низменной части преобладают лугово-болотные и подзолисто-глеевые почвы [81].

В низменной части области нами были исследованы выщелоченные коричневые, луговые и подзолисто-глеевые почвы, а в горной — горно-лесные коричневые и горно-коричневые остеиненные.

По данным М. А. Аллахвердиева [20], в выщелоченных коричневых почвах содержится 2,14—2,61% гумуса, вниз по профилю его содержание значительно уменьшается. Общий азот в пахотном горизонте составляет 0,14—0,16%, соотношение С : N равно 9,4—9,7, глубже — 10,2—12,2. Мощность бескарбонатного слоя превышает 1 м. Эти почвы насыщены поглощенными основаниями, в пределах метровой толщи сумма их составляет 19,7—32,8 мг-экв на 100 г. По механическому составу преобладают средне- и тяжелосуглинистые разности. На изучавшемся участке почвы в пределах пахотного слоя относятся к легкоглинистым, а в подпахотном слое даже к тяжелоглинистым (табл. 21). В табл. 22 приведена агрохимическая характеристика почв Ленкоранской области.

Для выявления особенностей поведения ^{80}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области в низменной части проводили исследования в желтоземно-глеевых почвах под чайными плантациями, в желтоземно-подзолистых почвах высоких террас и в коричневых выщелоченных почвах под пшеницей (в южной Мугани). В горной части Талыша проводили исследования в горно-коричневых остеиненных почвах безлесных высоких гор, горно-лесных коричневых выщелоченных почвах дубово-грабовых лесов.

Таблица 21

Механический состав почв Ленкоранской области (% на абсолютно сухую почву)

Почва, № разреза	Горизонт	Гранула, см	Размер частицы, мк					
			1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001
Коричневая выщелоченная пахотная, 115	A _{пах}	0—10	1,01	12,99	23,20	20,40	22,20	20,20
	A _{пах}	10—21	0,44	2,16	27,00	15,60	33,20	21,60
	A _{пах}	21—34	0,74	1,46	24,60	8,40	34,80	30,00
	B	31—41	0,58	2,62	10,40	23,56	21,64	41,20
Желтоземно-глеевая пахотная, 22	A _{пах}	0—10	2,26	32,94	26,80	10,80	14,00	13,20
	A _{пах}	10—22	0,72	21,36	35,20	9,20	17,60	15,20
	A _{пах}	22—33	9,93	19,67	23,20	23,20	11,20	12,50
	B	33—39	8,46	9,04	24,80	21,20	8,80	28,00

Таблица 22

Агротехническая характеристика почв Ленкоранской области

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигироскопичность, %	Гумус, %	рН водной подсоли	CO ₂ , %	Подземные формы, мг/кг		Объемные насыпные мг-экв/100 г	Ca++	Mg++
							P ₂ O ₅	K ₂ O			
Желтоземно-глеевая пахотная, 22	A _{пах}	0—10	4,69	1,96	4,0	Нег	64,0	200	9,9	4,2	
	A _{пах}	10—22	4,35	2,17	4,0	*	55,8	124	5,2	1,9	
	A _{пах}	22—33	4,51	0,36	4,0	*	30,0	107	7,1	4,7	
	B	3—9	5,96	5,48	7,5	*	58,8	217	14,1	3,3	
Горно-лесная бурая суглинистая, 102	A ₁	9—19	6,08	2,86	7,5	*	42,8	176	11,3	4,7	
	A ₁	19—30	6,63	1,27	7,4	*	24,0	176	13,2	8,0	
	B ₁	30—42	5,33	0,22	7,5	*	22,0	176	17,4	8,5	
	B ₂										

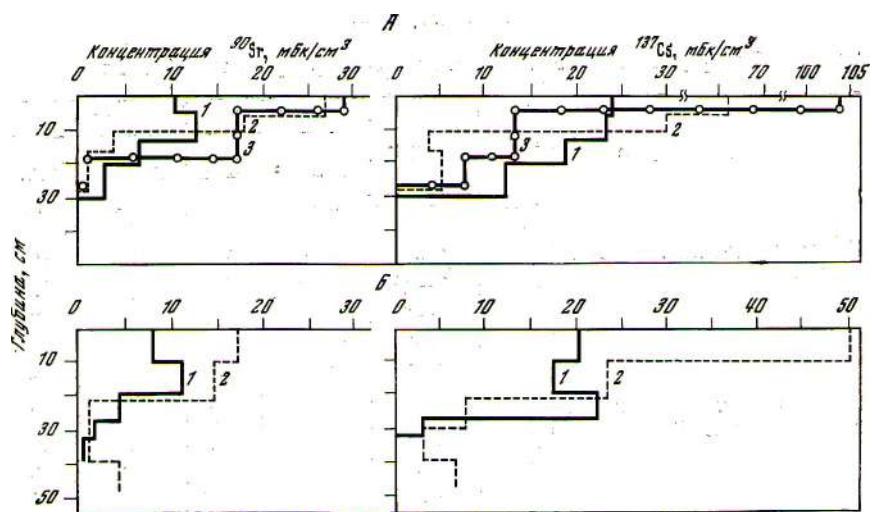


Рис. 6.

Вертикальное распределение ^{80}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области, 1973 г.

А — целинные почвы: 1 — горно-коричневые остепненные, 2 — горно-коричневые выщеточенные, 3 — желтоземно-подзолистые; Б — пахотные почвы: 1 — коричневые выщелоченные, 2 — желтоземно-глеевые

С 1973 по 1977 г. среднее содержание ^{80}Sr в почвах Ленкоранской области практически не изменилось (3,0—3,1 ГБк/км², табл. 23). Повышенным содержанием этого радионуклида характеризовались желтоземно-подзолистые суглинистые почвы хвойных лесов и желтоземно-глеевые пахотные почвы, расположенные под чайными плантациями. Коричневые пахотные почвы Муганской степи и горно-коричневые остепненные, ранее бывшие под лесом, содержали ^{80}Sr несколько меньше, чем почвы сухих степей

Таблица 23

Содержание ^{80}Sr и ^{137}Cs (ГБк/км²) в почвах Ленкоранской области
(числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Радионуклид	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
^{80}Sr	$\frac{2,2-4,0}{3,0}$	$\frac{2,2-3,8}{3,1}$	$\frac{2,6-3,9}{3,0}$	$3,0 \pm 0,04$
<i>n</i>	6	8	4	
^{137}Cs	$\frac{5,6-8,4}{6,4}$	$\frac{5,6-7,4}{6,5}$	$\frac{5,3-8,1}{6,7}$	$6,5 \pm 0,09$
<i>n</i>	5	7	4	

Таблица 24

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг
Горно-коричневая остеинная, 20	A ₁	0—5	0,5	9,3	1,2	20,7
	A ₁	5—13	1,0	10,1	1,9	18,9
	A ₁	13—20	0,4	4,1	1,3	12,6
	A ₁	20—30	0,3	4,6	1,2	9,3
		0—30	2,2	—	5,6	—
Горно-лесная коричневая выщелоченная, 21	A ₁	0—5	1,3	30,7	3,3	66,6
	A ₁	5—10	0,9	9,5	1,5	14,4
	A ₂	10—16	0,2	1,9	0,2	2,2
	B ₁	16—28	0,1	0,4	0,6	1,9
		0—28	2,5	—	5,6	—
Желтоземно-подзолистая под лесом, 23	A ₁	0—4	1,2	55,3	4,2	199,8
	A ₁	4—18	2,4	12,3	1,8	6,7
	A ₂	18—27	0,1	0,7	0,3	3,0
	B	27—39	Нет	Нет	Нет	Нет
		0—39	3,7	—	6,3	—
Луговая суптилистая оглеенная, 19а	Наплак	0—1	0,1	4,6	0,3	15,2
	Наплак	1—7	0,5	5,2	1,4	15,5
	A ₁	7—14	0,5	5,0	1,4	16,3
	AG	14—22	0,5	5,4	2,9	28,5
	AG	0—22	1,6	—	6,0	—
Коричневая выщелоченная пахотная, 19	A _{пах}	0—10	0,8	6,5	2,0	15,9
	A _{пах}	10—19	1,0	10,3	1,6	15,9
	A ₁	19—27	0,4	2,8	1,8	15,5
	B ₁	27—32	0,1	1,0	0,1	1,1
	B ₁	32—40	0,1	0,4	Нет	Нет
		0—40	2,4	—	5,5	—
Желтоземно-глеевая суптилистая под чайными плантациями, 122	A _{пах}	0—10	1,7	21,2	5,0	48,8
	A _{пах}	10—21	1,3	8,5	2,1	19,6
	A ₁	21—30	0,1	1,5	0,7	7,8
	A ₂	30—39	0,2	2,4	0,3	2,6
	A ₂	39—48	0,4	2,8	0,6	3,7
		0—48	3,7	—	8,7	—
Горно-лесная бурая суптилистая, 102	A ₁	0—9	3,0	28,5	3,6	45,9
	A ₁	9—19	0,7	9,0	1,5	13,0
	B ₁	19—30	0,2	1,3	0,3	2,6
	B ₂	30—42	Нет	Нет	Нет	Нет
		0—42	3,9	—	5,4	—

Таблица 25

Отношение $^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$ в почвах Ленкоранской области
(числитель — колебания, знаменатель — среднее)

Показатель	1973 г.	1974 г.	1977 г.	Среднее
$^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$	$\frac{2,3-2,7}{2,6}$	$\frac{2,0-2,4}{2,1}$	$\frac{1,9-2,4}{2,2}$	$2,3 \pm 0,15$

предгорий Малого Кавказа, где его содержание составляло не менее 3,0 ГБк/км². В луговых отгледенных промачиваемых почвах (разрез 19а) содержание ${}^{90}\text{Sr}$ пониженное. С наилками привносится небольшое количество ${}^{90}\text{Sr}$. Содержание ${}^{90}\text{Sr}$ в наилке (4,6 ГБк/кг) ниже, чем в почвах, расположенных на водоразделах (разрез 19), в 2 раза ниже, чем в луговых почвах ложбинах (разрез 19а, табл. 24).

Среднее содержание ^{137}Cs в 1973—1974 гг. в почвах Ленкоранской области составляло 6,4—6,7 ГБк/км² (см. табл. 23). Наибольшие количества радионуклида характерны для желтоземно-подзолистых и желтоземно-глеевых почв, несколько меньшее содержание ^{137}Cs обнаружено в почвах горной зоны Талыша (горно-коричневые остеиненные и горно-лесные коричневые выщелоченные почвы) и южной Муганской степи Ленкоранской области (коричневые выщелоченные почвы, см. табл. 24, рис. 6).

${}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в целинных почвах Ленкоранской области мигрируют до глубины 30 см, ниже эти радионуклиды в пределах точности используемых методов определения не обнаруживаются. В пахотных почвах, расположенных в низменной части, где выпадает большое количество осадков, под влиянием инфильтрации, а также проводимой ежегодной пахоты эти радионуклиды мигрируют в более глубокие слои (см. рис. 6).

Отношение $^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$ в пахотном слое почв Ленкоранской области изменяется от 1,9 до 2,7; оно несколько выше, чем в почвах других зон (табл. 25). Таким образом, в почвах этого региона ${}^{90}\text{Sr}$ более подвижен, чем ^{137}Cs .

Распределение ${}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs
в почвах Большого Кавказа

Горная зона Большого Кавказа является весьма сложной системой складчатых гор. Эта зона простирается с северо-запада на юго-восток и вдоль водораздельной линии делится на две части: очень узкую северо-западную, круто обрывающуюся к югу, и широкую юго-восточную с пологим уклоном в сторону Каспийского моря [13, 14].

На территории Азербайджана Главный хребет Большого Кавказа начинается с вершины Тинов-Росо и протягивается до вершины Дибара. Здесь отмечается перистое ветвление и погружение

хребта в юго-восточном и северо-восточном направлениях. На этом участке расположены самые высокие вершины Азербайджана — Тфан, Базардюзю и Мюлькамут [14]. Боковой хребет тянется параллельно Главному хребту Большого Кавказа с северо-запада на юго-восток. Геоморфологическая характеристика Большого Кавказа дана в работах ряда исследователей [33, 84, 144, 145, 183, 184].

Г. А. Алиевым [14] в области Большого Кавказа выделяются три почвенные зоны. 1. Северная с четырьмя подзонами. Она охватывает территорию, лежащую к северу от водораздельного гребня Главного хребта до побережья Каспийского моря. 2. Зона южных склонов с тремя подзонами. Охватывает территорию, лежащую к югу от Главного хребта до Куринской низменности. 3. Зона восточного погружения с тремя подзонами.

Почвообразующие породы в области Большого Кавказа разнообразны в геологическом отношении. В горной части они представлены в основном вулканогенными и осадочными коренными породами, в низкогорной области и во всей равнинной и низменной зонах — переотложенными рыхлыми наносами, в большинстве случаев делювиальными и делювиально-пролювиальными, часто засоленными глинисто-суглинистыми отложениями. Побережье Каспийского моря состоит из супесчаных, песчано-ракушечных отложений и подвижных слабозакрепленных песков [179].

На территории Большого Кавказа встречаются различные климатические зоны. Количество годовых атмосферных осадков на Большом Кавказе колеблется от 350 до 1200 мм и более [6].

Сложные климатические условия оказывают существенное влияние на распределение типов растительности по территории Большого Кавказа.

На территории Большого Кавказа распространение типов почв подчинено закону вертикальной зональности [6, 14]. В высокогорной части региона распространены горно-луговые торфянистые, горно-луговые дерновые и горно-луговые черноземовидные почвы. В горно-луговой зоне большая часть территории покрыта выходами коренных пород (скальных обнажений, осыпей и россыпей). В этой зоне также имеются ледники и снежники. Горно-лесные бурые почвы распространены на склонах Большого Кавказа, горные черноземы и коричневые лесные почвы характерны для среднегорной зоны. Каштановые почвы распространены в сухой степной зоне и занимают низкогорные и предгорные части региона.

В табл. 26 и 27 приведены результаты механического анализа и агрохимическая характеристика почв Большого Кавказа. По механическому составу изученные почвы очень разнообразны. Серо-бурые почвы (разрезы 90 и 91) в основном относятся к суглинистым, а каштановые (разрез 105) и горно-лесные (разрез 103) — к глинистым разновидностям. Горно-каштановые пахотные почвы (разрез 104) также относятся к суглинистым разновидностям (см. табл. 26).

Серо-бурые почвы бедны гумусом. Так, в верхнем слое 0—10 см содержание его составляет 1,6%; горно-лесные почвы очень бога-

Таблица 26

Механический состав почв Большого Кавказа ((% на абсолютно сухую почву))

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Размер частиц, мм					
			1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001
Серо-бурая суглинистая пахотная, 90	A _{пах}	0—8	6,84	37,56	21,60	4,80	18,00	11,20
	A _{пах}	8—20	6,06	33,94	19,60	6,00	20,40	14,00
	A _{пах}	20—30	8,60	35,00	20,80	3,60	18,00	14,00
	B	30—40	7,24	36,76	23,60	0,80	12,00	19,60
To же, 91	A _{пах}	0—8	2,87	39,43	18,80	10,00	13,60	15,60
	A _{пах}	8—20	9,88	40,42	9,32	7,48	14,80	18,40
	A _{пах}	20—30	9,53	48,47	11,60	11,00	9,80	9,60
	B	30—40	9,37	5,03	52,36	5,64	13,20	14,40
Каштановая суглинистая пахотная, 105	A _{пах}	0—14	4,54	9,06	24,80	10,40	17,20	34,00
	A _{пах}	14—28	4,94	13,06	19,20	12,60	16,96	33,24
	B	28—40	5,88	7,32	21,80	9,40	23,20	32,40
								65,00
Горно-лесная коричневая выщелоченная, 103	A ₁	0—6	2,97	45,03	20,40	16,40	30,80	14,40
	AB	6—12	3,45	10,05	38,40	5,60	34,80	8,00
	B	12—20	7,20	12,80	25,20	28,80	6,20	19,80
	BC	20—30	10,98	19,02	23,12	12,68	28,20	6,00
Горно-лесная коричневая карбонатная пахотная, 104	A _{пах}	0—7	19,36	24,44	17,20	13,60	17,60	10,80
	A _{пах}	7—18	20,92	31,88	22,00	6,40	11,60	7,20
	AB	18—29	21,87	27,73	22,20	4,20	10,00	14,00
	B	29—39	20,42	28,68	20,40	8,80	14,00	8,00

Таблица 27

Агрономическая характеристика почв Большого Кавказа

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Гумус, %	Азот, %	рН водный	Подвижные формы, мг/кг		Обменные, мг-экв/100 г	
							R ₂ O ₆	K ₂ O	Ca ⁺	Mg ²⁺
Серо-бурая суглинистая почвотная, 90	A ₁ пах	0—8	3,37	1,60	0,17	7,6	14,0	187	28,9	5,9
	A ₁ пах	8—20	3,20	1,36	0,14	6,4	10,0	170	29,9	3,4
	A ₁ пах	20—30	3,56	1,29	0,15	7,5	8,0	102	22,6	7,8
	B	30—40	5,57	1,24	0,13	6,9	5,0	50	34,5	5,9
Горно-лесная коричневая выпщелоченная, 103	A ₁ ₁	0—6	5,63	8,88	—	7,3	57,2	—	—	—
	A ₁ ₂	6—12	3,98	5,71	—	6,5	37,6	—	—	—
	BC	12—20	3,48	2,53	—	7,0	35,2	—	—	—
		20—30	2,45	1,74	—	7,0	29,8	—	—	—

ты перегноем. В верхнем горизонте (0—6 см) его количество доходит до 9,0%. Эти почвы характеризуются слабошелочной реакцией. Горно-лесные почвы также отличаются высоким содержанием подвижного фосфора (57,2%), в то время как серо-бурые почвы бедны им. Содержание обменного калия в верхнем горизонте серо-бурых почв составляет 187 мг/кг, с глубиной количество его резко убывает. Эти почвы насыщены обменными катионами (см. табл. 27).

Почвы горной части Большого Кавказа содержат большее количество ⁹⁰Sr, чем почвы предгорий и низменной зоны (табл. 28). Максимальное количество ⁹⁰Sr (4,1 ГБк/км²) содержат горно-лесные карбонатные почвы (разрез 104), минимальное — каштановые почвы (разрезы 105 и 106).

Максимальное количество ¹³⁷Cs содержат почвы горной зоны Большого Кавказа (горно-лесные коричневые выпщелоченные почвы, разрез 103). Относительно меньшим содержанием ¹³⁷Cs отличаются каштановые почвы (разрезы 105 и 106). Однако следует отметить, что во всех горизонтах почв изученного региона содержание ¹³⁷Cs было меньше, чем содержание ⁹⁰Sr. Отношение ¹³⁷Cs : ⁹⁰Sr в почвах меньше единицы (см. табл. 28).

Большую роль в процессе миграции ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs играют особенности лесной подстилки [12, 169, 170]. Содержание ⁹⁰Sr в лесных подстилках варьирует в широких пределах. Наименьшими значениями характеризуются подстилки акациево-дубо-

Таблица 28. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Большого Кавказа*

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
Серо-бурая суглинистая пахотная, 90	A _{пах}	0—10	1,0	12,2	0,4	4,4	0,40
	A _{пах}	10—20	1,3	11,1	0,8	6,7	0,61
	A _{пах}	20—30	1,5	13,2	0,8	5,9	0,53
Горно-лесная коричневая выщелоченная, 103	A ₁	0—30	3,8	—	2,0	—	0,52
	AB	0—6	0,9	9,3	0,8	8,9	0,89
	B	6—12	1,0	12,6	0,8	9,6	0,80
	B	12—20	0,8	8,1	0,6	6,3	0,75
Горно-лесная коричневая карбонатная пахотная, 104	BC	20—30	1,1	8,1	0,6	4,4	0,54
	BC	0—30	3,8	—	2,8	—	0,73
	A _{пах}	0—7	0,9	10,4	0,4	4,4	0,44
Гаштансовая суглинистая пахотная, 104	A _{пах}	7—18	1,9	15,2	0,6	4,4	0,31
	A _{пах}	18—29	0,7	6,7	0,5	2,6	0,71
	AB	29—39	0,6	6,7	0,5	2,6	0,83
Гаштансовая суглинистая пахотная, 105	B	0—39	4,1	—	2,0	—	0,48
	A _{пах}	0—14	1,6	10,0	0,8	5,2	0,50
	A _{пах}	14—28	1,0	6,7	0,7	4,4	0,70
Гаштансовая суглинистая пелинная (зимние пастбища) солонцеватая, 106	A _{пах}	28—40	0,4	2,6	0,3	2,2	0,75
	B	0—40	3,0	—	1,8	—	0,60
	B	0—5	0,8	12,2	0,3	4,8	0,37
Гаштансовая суглинистая пелинная (зимние пастбища) солонцеватая, 106	A ₁	5—16	1,3	10,4	0,7	5,9	0,53
	A ₂	16—25	0,7	5,2	0,6	4,1	0,85
	B	0—25	2,8	—	1,6	—	0,57

* ^{137}Cs определялся радиохимически.

Таблица 29

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесных подстилках (A_0), Бк/кг

Тип леса, № разреза	Зона	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$
Акациево-дубовый, 3	Сухая степь Малого Кавказа	19,7	—	—
Дубовый, 21	Ленкоранская область	74,4	74,5	1,00
Сосновый, 23	То же	48,5	54,9	1,13
Дубовый, 102	»	72,9	88,8	1,21
Среднее	—	$53,9 \pm 12,9$	$72,7 \pm 9,8$	1,34

вой лесной полосы на каштановых (серо-коричневых) почвах сухих степей Малого Кавказа (19,7 Бк/кг). Повышенное содержание этого радионуклида обнаруживается в подстилке дубового леса на коричневых горно-лесных почвах (74,4 Бк/кг). Подстилка соснового леса на желтоземно-подзолистых оглеенных суглинистых почвах характеризуется средним содержанием ^{90}Sr (48,5 Бк/кг). В целом содержание ^{90}Sr в подстилке не превышает его количество в поверхностном почвенном горизонте. Исключение составляют дубовые леса (табл. 29, разрезы 21 и 102), где содержание ^{90}Sr в подстилках более чем вдвое превышает его количество в поверхностном горизонте почвы.

Количество ^{137}Cs в подстилках различно. Высоким содержанием, как и по количеству ^{90}Sr , отличаются подстилки дубового леса (см. табл. 29). По-видимому, это связано с большей интенсивностью биологического круговорота и с меньшим проявлением элювиальных процессов в лиственных лесах по сравнению с хвойными. Аналогичное явление наблюдала Э. Б. Тюрюканова [169]. В среднем ^{137}Cs в подстилках накапливается более интенсивно, чем ^{90}Sr (см. табл. 29).

Влияние атмосферных осадков и высоты местности на распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах

Известно, что характер распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове определяется в первую очередь климатическими, гидрогеологическими и орографическими условиями [17, 23, 28, 38, 86, 117, 119, 238]. Из климатических условий следует отметить количество атмосферных осадков, которые играют двойкую роль в распределении радионуклидов глобальных выпадений в почвах и растениях. С одной стороны, чем больше ат-

атмосферных осадков, тем больше радионуклидов должно поступать на почвенно-растительный покров. Вместе с тем следует отметить, что по мере увеличения количества осадков концентрация радионуклидов в них падает. Поэтому плотность радиоактивных загрязнений существенно зависит от количества осадков. С другой стороны, возрастание годового количества осадков способствует смызу радионуклидов с растений, горизонтальному их переносу, повышению подвижности и миграции по почвенному профилю [119].

Рассмотрению зависимостей между количеством атмосферных осадков и плотностью радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова посвящена обширная литература. Так, Е. Харди и Л. Т. Александер [207] наблюдали прямолинейную зависимость между количеством осадков и содержанием ^{90}Sr в выпадениях и почвах. Однако некоторыми другими авторами [28] такой зависимости обнаружено не было. Отсутствие прямолинейной зависимости между количеством осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах может быть связано с очищением атмосферы при большом количестве осадков и с наличием так называемых «сухих выпадений».

В работе В. М. Курганской и В. Ф. Брендакова [86] рассматривается взаимосвязь между уровнями загрязнения почвенного покрова радионуклидами и среднегодовым количеством атмосферных осадков. Найденные авторами высокие коэффициенты корреляции указывают на наличие хорошей взаимосвязи между рассматриваемыми величинами. Это может быть объяснено тем, что в данных случаях рассматривались кумулятивное накопление искусственных радионуклидов, происходившее в течение ряда лет, и усредненные за весьма продолжительное время количества атмосферных осадков. Попытки установить коррелятивные связи за короткие промежутки времени не дали четких результатов. Наличие определенной взаимосвязи между этими величинами наблюдается только для периодов более трех месяцев. Аналогичную корреляцию между содержанием ^{90}Sr в почвенном покрове и количеством атмосферных осадков наблюдал Е. А. Мартелл [218].

В период активных выпадений из атмосферы между среднегодовым количеством атмосферных осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах наблюдались высокие положительные коэффициенты корреляции. По мере уменьшения количества выпадений коэффициенты корреляции снижались. Это связано с влиянием на содержание радионуклидов в почвах поверхностного стока, с переходом радионуклидов в необменное состояние, с выносом их растительностью и с другими факторами [119].

Было показано, что при увеличении количества атмосферных осадков и повышении высоты над уровнем моря содержание радионуклидов растет [23]. Однако имеются отклонения от общей закономерности, которые, очевидно, обусловлены особенностями макро- и микрорельефа, растительности, поливов и т. д.

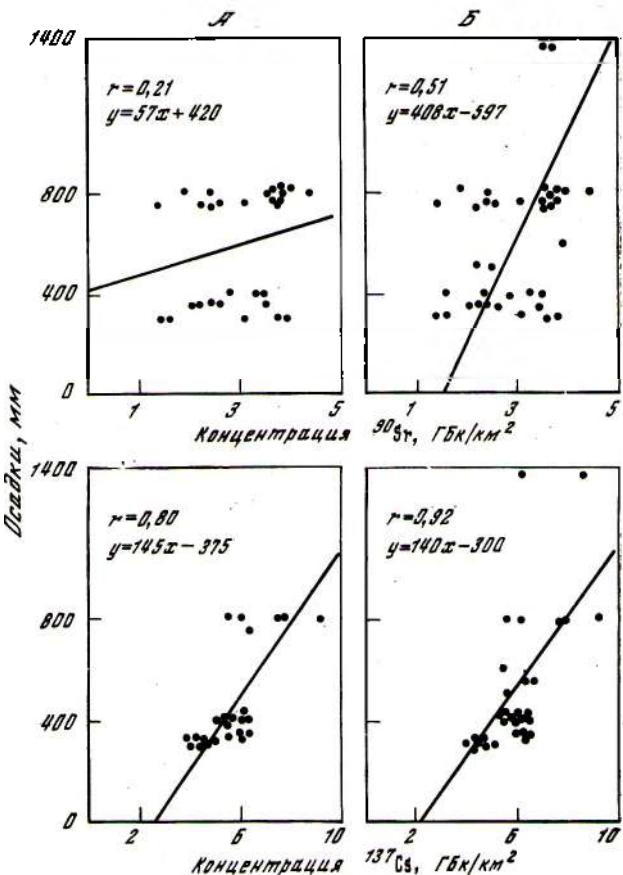
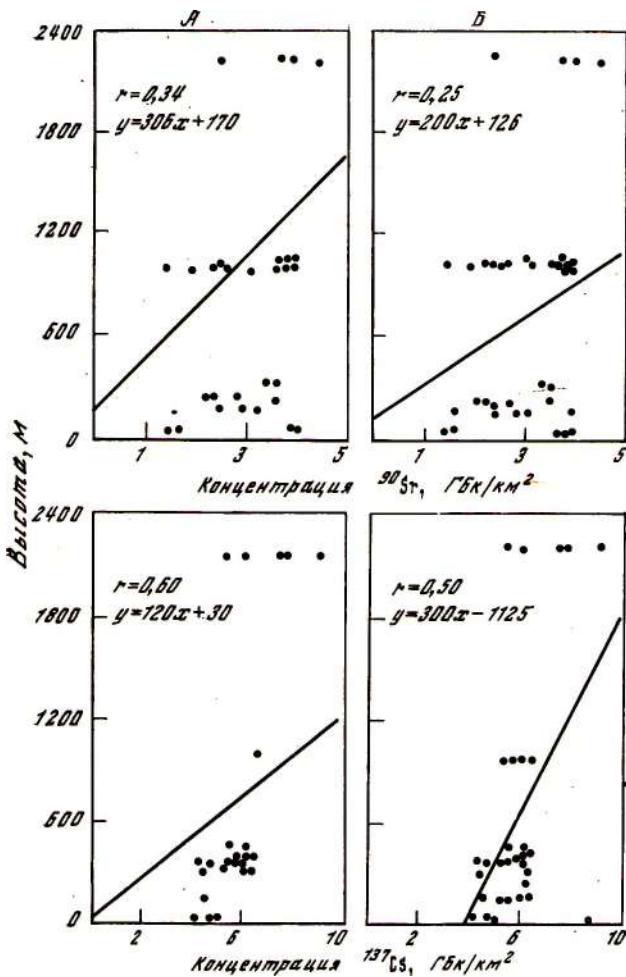


Рис. 7.
Зависимость распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах от годового количества осадков и высоты местности в различных зонах республики
А — аридная зона, Б — аридная и гумидная зоны

Таким образом, при сравнении содержания искусственных радионуклидов глобального происхождения в почвенном покрове с количеством атмосферных осадков не всегда отмечается корреляция между этими величинами, но даже при наличии достоверной корреляции обнаруживается очень большой разброс экспериментальных данных.

Перераспределение радионуклидов в почвенном профиле зависит не только от общего количества атмосферных осадков, но и от соотношения между сухими и мокрыми выпадениями, а также от форм нахождения отдельных радионуклидов, что определяется физическим состоянием выпадений, их химическим составом, временем, прошедшими с момента ядерного взрыва [112].



Корреляционной зависимости распределения ^{89}Sr в почве от годового количества осадков в аридной зоне республики нет (рис. 7, А). Иная картина наблюдается при рассмотрении данных зависимости количества ^{89}Sr в почве от количества годовых осадков в аридной и субтропической (гумидной) зонах, когда выявляется положительная корреляционная зависимость между этими величинами, причем коэффициент корреляции составляет 0,51 (рис. 7, Б).

Известно, что в гумидной зоне осадков выпадает в 2—3 раза больше, чем в аридной. Хорошая положительная корреляционная зависимость между содержанием ^{89}Sr в почвах и количеством годовых осадков подтверждает гипотезу о большой роли осадков в выпадении радионуклидов из атмосферы и в перераспределении их в почвенно-растительном покрове. Интенсивное сельскохозяйст-

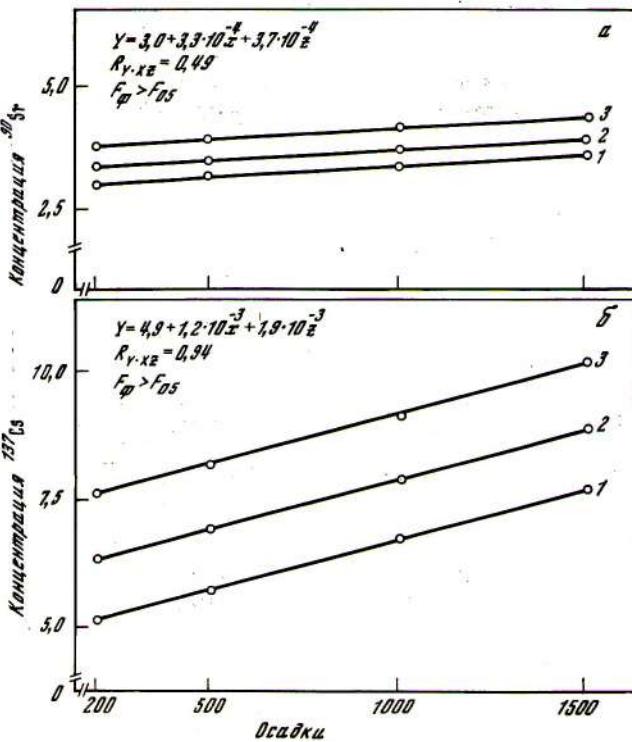


Рис. 8.
Зависимость распределения ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в почвах
от годового количества осадков и высоты местности

x — высота над уровнем моря: 1 — 10, 2 — 1000, 3 — 2200 м; Y — концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве, ГБк/км 2 ; Z — годовое количество осадков, мм

венное производство в аридной зоне приводит к значительному выведению радионуклидов, в том числе и ^{90}Sr , из круговорота веществ, что является одной из важных причин отсутствия корреляционной зависимости.

Высокая корреляционная зависимость наблюдается между содержанием ^{137}Cs в почве и годовым количеством осадков в обеих зонах (рис. 7).

Между распределением ^{90}Sr в почвах АзССР и высотой местности существует слабая положительная корреляционная зависимость (рис. 7). Более высокий коэффициент корреляции (0,34) наблюдается в аридной зоне. Несколько меньшую величину (0,25) составляет этот коэффициент в аридной и гумидной зонах.

Еще более высокий коэффициент корреляции отмечается для распределения ^{137}Cs в почвах и высоты местности в аридной зоне. Этот коэффициент также высок для аридной и гумидной зон (см. рис. 7).

В целом результаты наших исследований показывают, что с увеличением годового количества атмосферных осадков и высоты местности содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах растет. Величины коэффициентов множественной корреляции [57] подтверждают достоверность этой зависимости (рис. 8).

Аналогичные результаты были получены болгарскими исследователями, наблюдавшими повышение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs с увеличением высоты местности [38]. Хорошую взаимосвязь между уровнем загрязнения почв ^{137}Cs и годовым количеством атмосферных осадков наблюдали Л. И. Болтнева с сотр. [31]. С увеличением количества осадков возрастание содержания ^{90}Sr в почвах наблюдали Е. Кноп и Д. Шредер [211] еще на первых этапах радиологических исследований глобальных выпадений радионуклидов.

Картосхемы распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана

В предыдущих разделах были показаны особенности распределения и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана. На основании этих результатов были составлены картосхемы распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах республики.

По содержанию ^{90}Sr почвы, изученной территории условно можно разделить на две группы. Высоким содержанием этого радионуклида отличаются почвы горной зоны Малого Кавказа, Большого Кавказа и низменной части Ленкоранской области ($3,0-4,5$ ГБк/км 2) — первая группа. Ко второй группе, с несколько меньшим содержанием ^{90}Sr ($1,5-3,0$ ГБк/км 2), относятся почвы сухих степей Малого Кавказа, Кура-Араксинской низменности, горной части Ленкоранской области и низменной части Нахичеванской АССР (рис. 9).

По количеству ^{137}Cs почвы территории республики условно можно разделить на три группы (рис. 10). К первой группе относятся почвы низменной зоны (Кура-Араксинской и Ашхеронской низменностей, подгорных равнин Большого Кавказа и Нахичеванской АССР), которые содержат до $3,5$ ГБк/км 2 ^{137}Cs . К третьей группе относятся почвы горной зоны (Малого Кавказа, Нахичеванской АССР и Большого Кавказа) и низменной части Ленкоранской области, с содержанием ^{137}Cs от $5,5$ до $7,5$ ГБк/км 2 . Вторая группа (содержание ^{137}Cs от $3,5$ до $5,5$ ГБк/км 2) — почвы сухих степей Малого Кавказа, предгорной части Большого Кавказа и Нахичеванской АССР, а также горной зоны Талыша (Ленкоранская область).

Формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана

Миграция и подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в значительной степени определяются их формами и состоянием в почвенно-растительном покрове [112, 126]. Первые работы, посвященные изучению форм раз-

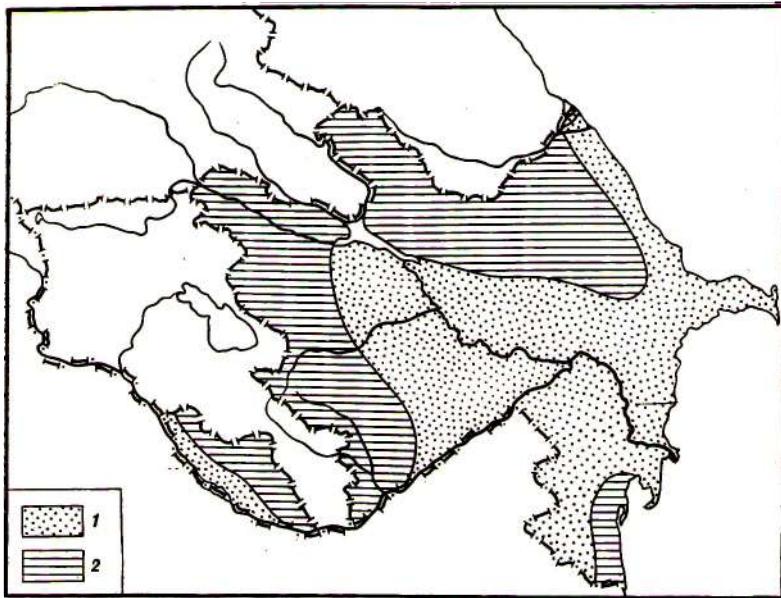


Рис. 9.
Картосхема распределения ^{89}Sr в почвенном покрове Азербайджанской ССР
1 — 1,5—3,0, 2 — 3,0—4,5 ГБк/км 2

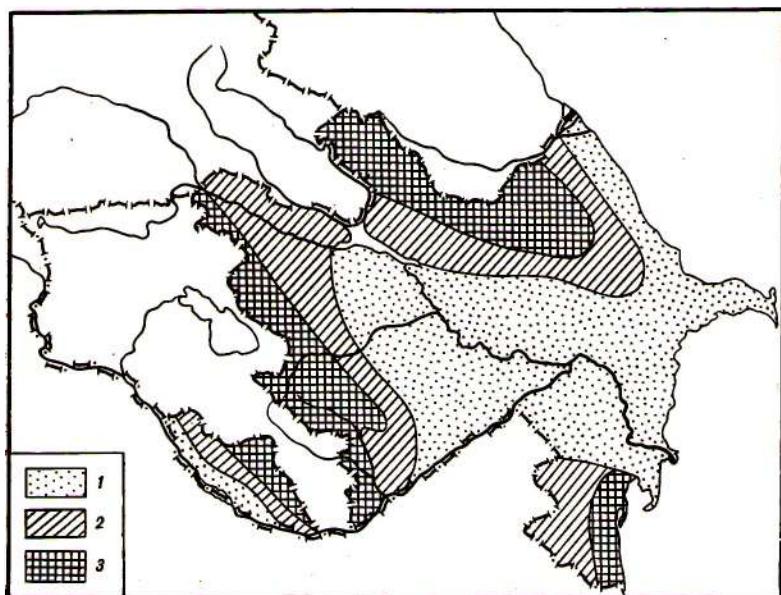


Рис. 10.
Картосхема распределения ^{137}Cs в почвенном покрове
Азербайджанской ССР
1 — до 3,5, 2 — 3,5—5,5, 3 — 5,5—7,5 ГБк/км 2

личных радионуклидов в почвах, были выполнены в лабораторных условиях [227]. Было показано, что соотношения между различными формами (водорастворимыми, обменными и необменными) неодинаковы для отдельных радионуклидов в одной и той же почве и для одного радионуклида в разных типах почв.

Известно, что относительное количество водорастворимых, обменных и необменных форм ^{90}Sr в почве зависит от многих факторов и варьирует в широких пределах. Отмечается, что в некоторых типах почв количество водорастворимых и обменных форм глобального ^{90}Sr составляет 80—90% от валового его содержания [112, 115, 120].

В работе Ю. А. Полякова с соавторами [128] приведены результаты исследований различных форм соединений ^{90}Sr в почвах Дарвинского заповедника (Калининская область). Найдено, что водорастворимые формы соединений ^{90}Sr содержатся лишь в самых верхних горизонтах почв. Обнаружено также наличие обменных и необменных форм ^{90}Sr во всех горизонтах почвенного профиля. При этом количество обменного ^{90}Sr значительно выше, чем других форм этого радионуклида.

Как известно, ^{90}Sr выпадает из атмосферы в основном в виде водорастворимых соединений [126, 218] и быстро вовлекается в физико-химические процессы, происходящие в почве, интенсивно поступая в растения. До 50% ^{137}Cs также содержится в водорастворимом состоянии. Постепенно водорастворимые формы соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате ионообменных процессов переходят в обменные и необменные формы. Переход ^{90}Sr и ^{137}Cs в необменную форму уменьшает их подвижность в почве и снижает поступление в растения.

Переход ^{90}Sr в необменные формы при длительном нахождении в почвах подтвердили модельными опытами, целью которых являлось исследование форм связи ^{90}Sr с твердой фазой почв. Этими экспериментами было установлено, что после внесения ^{90}Sr в водорастворимой форме в почву за 2—4 года около 25% радионуклида переходило в необменное состояние. Часть необменного ^{90}Sr не экстрагировалась кипящей 8м. азотной кислотой [116, 237].

В дерново-подзолистых почвах содержание ^{90}Sr в необменной форме может достигать 8—38% [62, 63, 107]. Количество необменного ^{90}Sr зависит от типа почв. Так, в светлых сероземах сумма водорастворимого и обменного ^{90}Sr примерно на 20% больше, чем в дерново-подзолистых почвах [63]. При анализе динамики форм глобального ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах по годам отмечается постепенное снижение доли обменного ^{90}Sr с 85—90 до 50—60%.

В полевых условиях Р. И. Погодиным [122] обнаружено, что биологическая доступность для растений и миграционная способность в почвах ^{90}Sr спустя 8 лет после внесения снизились в 3 раза, а ^{137}Cs — приблизительно в 10 раз. Указанное уменьшение подвижности этих радионуклидов вызвано, по мнению автора, переходом ^{90}Sr и ^{137}Cs в необменное состояние и увеличением энер-

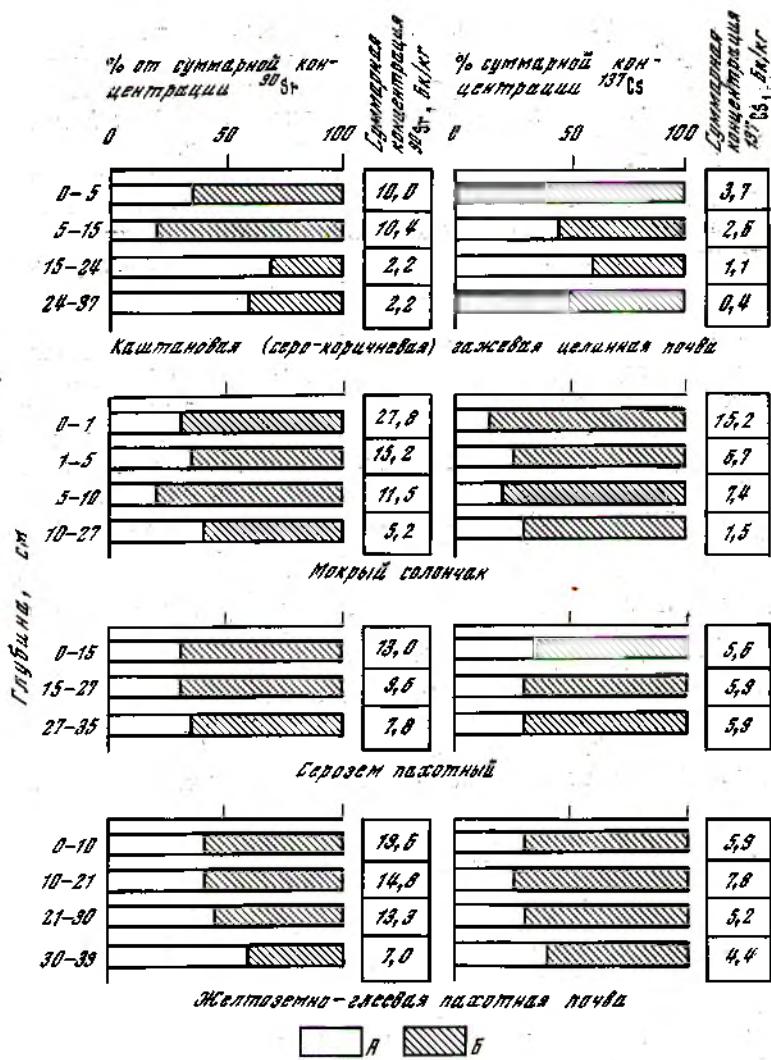


Рис. 11.
Распределение обменных и кислоторастворимых форм ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю почв

А — обменные формы, Б — кислоторастворимые формы

тии связи обменно-сорбированных форм этих радионуклидов. По данным Н. П. Архишова и др. [25], через год после внесения радионуклидов на поверхность почв накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями на распахиваемых почвах снизилось соответственно на 20—30% и в 2—3 раза за счет процессов постепенного перехода этих радионуклидов в прочно фиксированное состояние.

Таблица 30

Содержание суммарного количества (обменная + кислоторастворимая формы) ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, $\text{Бк}/\text{кг}$

Почва	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$
	Обменная + кислоторастворимая формы		
Каштановая (серо-коричневая) галечная целинная	$7,03 \pm 0,93$	$2,04 \pm 0,37$	0,29
Мокрый солончак	$13,00 \pm 1,48$	$7,40 \pm 0,74$	0,56
Серозем пахотный	$6,29 \pm 0,37$	$5,18 \pm 0,74$	0,82
Желтоземно-глеевая пахотная	$14,80 \pm 0,74$	$6,29 \pm 0,56$	0,42

Изучение различных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs показало, что в почвах Азербайджана кислоторастворимая форма превышает обменную. Содержание ^{90}Sr в указанных формах в галечных, каштановых (серо-коричневых) почвах, солончаках, сероземах и других типах почв аридной зоны составляет соответственно 70 и 30%; в желтоземно-глеевых почвах гумидной зоны (низменная часть Ленкоранской области) содержание этих форм равно 60 и 40% соответственно. При этом содержание обменной формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в изучавшихся почвах в основном увеличивается с глубиной (рис. 11). Аналогичное обогащение нижележащих слоев подвижными формами было показано для ^{137}Cs И. В. Молчановой и Л. Н. Михайловой [106]. В отличие от обменной формы количество кислоторастворимой формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в наших исследованиях закономерно снижалось с глубиной.

Содержание форм соединений ^{90}Sr в почвах Азербайджана имеет определенную специфику по сравнению с почвами гумидных зон, обусловленную высоким содержанием карбонатов и сульфатов кальция, которые значительно снижают подвижность ^{90}Sr в почвах и его накопление в растениях. Этим, по-видимому, объясняется и узкое отношение $^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$ в растениях, выращенных на этих почвах.

Однако следует отметить, что во всех изученных типах почв содержание суммарного количества (обменная + кислоторастворимая формы) ^{137}Cs меньше, чем ^{90}Sr (табл. 30). Отношение $^{137}\text{Cs} : {}^{90}\text{Sr}$ меньше единицы.

При гамма-спектрометрическом методе определения ^{137}Cs в почвах это отношение изменяется в пределах 1,2–2,6 (см. табл. 5, 11, 20 и 25). Приведенные данные свидетельствуют о том, что большая часть ^{137}Cs в почвах Азербайджана находится преимущественно в необменной форме. Очевидно, ^{137}Cs , войдя в кристаллическую решетку минералов, не извлекается полностью даже при двухразовом выщелачивании из почв кипящей 6 н. HCl .

Особенности поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения

В общей проблеме загрязнения окружающей среды радиоактивными продуктами деления большой интерес представляет изучение путей поступления радионуклидов, в частности ^{90}Sr и ^{137}Cs , в растения, особенно в сельскохозяйственные. Знание этих путей необходимо для прогнозирования возможного накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевых и кормовых цепочках, а также в организме человека. На рис. 12 показаны основные пути поступления искусственных радионуклидов в организм человека.

При выпадении искусственных радионуклидов из атмосферы поступление их в растения может происходить двумя путями.

1. Внекорневой, или аэральный, путь — непосредственное загрязнение надземных частей растений при оседании радионуклидов из воздуха.

2. Корневой, или почвенный, путь — переход радионуклидов из почвы в процессе минерального питания растений.

В. И. Вернадский [34] отметил, что растительность, под влиянием которой осуществляются биогенная миграция и накопление химических элементов, оказывает большое влияние на поведение радиоактивных веществ в биосфере. Наземная растительность — это первый экран, который задерживает выпадающие из атмосферы радионуклиды.

Первичное задержание выпадающих радионуклидов надземными частями растительного покрова во многом зависит от параметров надземной фитомассы, т. е. от ее поверхности, экспонирующей к выпадениям, шероховатости и т. п. Наиболее эффективно радионуклиды задерживаются надземными органами растений лесных биогеоценозов [8, 9, 11, 12, 162, 163, 165, 167, 169, 195, 204]. Выпадающие на лесные биогеоценозы радионуклиды первоначально задерживаются древесной фитомассой [11, 54, 169]. Спустя некоторое время концентрация радионуклидов в почве под лесом увеличивается за счет смывания их атмосферными осадками с деревьев, а также из-за поступления с опадом. Количество радионуклидов, поступающих на поверхность лесной почвы с опадом, и миграция их в лесной почве сильно зависят от типа леса [9, 11, 12, 161, 162, 166—170, 204]. Так, в период активных выпадений из атмосферы почвы под смешанными лесами характеризовались большим содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем почвы под хвойными лесами. Обычно хвойные древесные породы обладают большей способностью задерживать выпадающие радионуклиды в кронах. С 1965 по 1969 г. количество радионуклидов в почвах под хвойными породами увеличивалось в результате дополнительного поступления их с не опавшей ранее хвоей, а также из-за меньшей способности

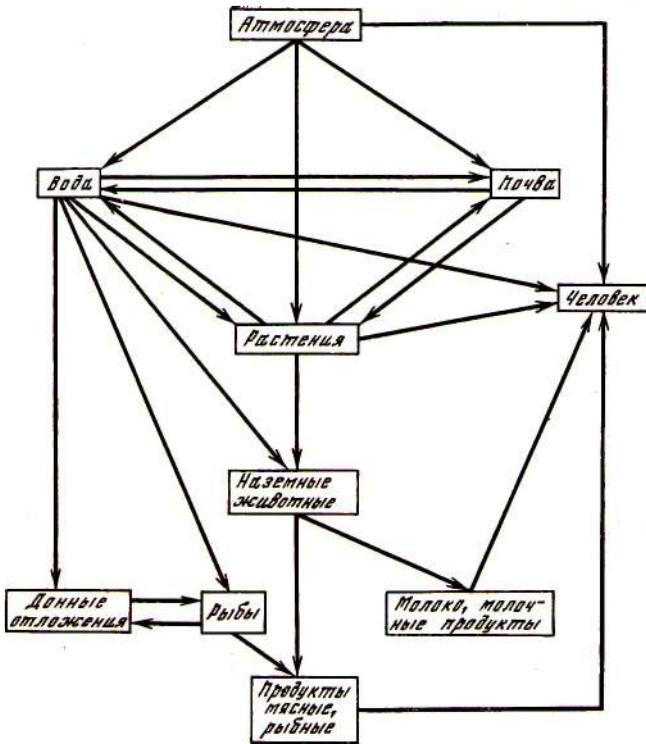


Рис. 12.
Основные пути поступления искусственных радионуклидов
в организм человека [180]

хвойной подстилки к разложению. С 1970 г. ситуация изменилась в связи с меньшей выраженностью элювиальных процессов в почвах под лиственными породами [167].

На содержание и распределение радионуклидов в геохимическом ландшафте значительное влияние оказывают также травянистая растительность и моховой покров. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях варьирует в широких пределах в зависимости от уровня выпадений радионуклидов и видовых особенностей растений. В годы со сравнительно активным выпадением ^{90}Sr и ^{137}Cs концентрация указанных радионуклидов в травянистой и моховой растительности была значительно выше, чем в годы с небольшим поступлением ^{90}Sr и ^{137}Cs из атмосферы. Вообще моховая растительность характеризуется более высоким содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем травянистая, что связано со способностью мхов задерживать атмосферные осадки. Мхи отличаются повышенным содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs даже в годы с невысоким уровнем выпадений [167, 169].

В общей проблеме радиологии растений актуально изучение особенностей загрязнения сельскохозяйственных растений искусственными радионуклидами.

ственными радионуклидами. В годы со сравнительно большим выпадением радионуклидов из атмосферы загрязнение надземных частей растений аэрозольным путем было больше, чем корневым [195, 220, 222]. В работе Ф. И. Павлоцкой с сотр. [114] показано, что в 1961 г. доля непосредственного загрязнения надземных частей сельскохозяйственных растений аэрозольным путем колебалась в широких интервалах (до 70 %) в зависимости от видовых особенностей и доступности радионуклидов для растений из разных типов почв. В этот период 50—90 % обнаруживаемых в сельскохозяйственных растениях радионуклидов поступило по аэрозольному пути, за счет непосредственного загрязнения надземных органов растений. При уменьшении количества выпадающих из атмосферы радионуклидов возрастает значимость почвенного усвоения их из кумулятивных запасов в почве [116, 195, 210].

Эффект кумуляции долгоживущих радионуклидов чаще всего наблюдается на поверхности многолетних растений. В частности, он четко выражается у хвойных растений, так как смена хвои происходит один раз в 3—4 года. Показано [11, 92], что поверхностное загрязнение хвои бывает в 2—4 раза выше, чем листьев рядом растущих деревьев. Значимость этого явления возрастает особенно тогда, когда соответствующие органы многолетних растений используются человеком в пищу (чай, лавр и пр.). Как указывают В. А. Книжников с сотр. [80], в период активных глобальных выпадений листья чая содержали ^{90}Sr в несколько раз выше, чем однолетние растения. Листья чая в последующие периоды (1969—1980 гг.) также содержали значительное количество ^{90}Sr , а также ^{137}Cs [1, 2, 74].

Наиболее показательным примером кумуляции долгоживущих искусственных радионуклидов, осаждающихся из атмосферы на поверхность многолетней растительности, может служить накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках, срок жизни которых составляет примерно 10—15 лет и более.

Рассмотренные выше данные свидетельствуют о том, что в годы со сравнительно активными выпадениями количество радионуклидов, поступающих в растения за счет непосредственного поглощения из атмосферы, значительно превышает их количество, поступающее в растения по почвенному пути. При уменьшении интенсивности выпадений радионуклидов значимость аэрозольного пути поступления их для растений снижается, а вклад почвенного пути как источника радионуклидов для растений соответственно возрастает.

В отличие от аэрозольного пути загрязнения растений, в результате которого в растениях могут накапливаться почти все содержащиеся в выпадениях радионуклиды, при почвенном пути поступления вследствие почвенной сепарации в растения могут переходить лишь некоторые наиболее биологически подвижные радионуклиды. По данным А. Н. Марея [92], количество ^{90}Sr глобального происхождения, переходившего за один год в сельскохозяйственные растения, колебалось от 0,2 до 3 % содержания его в почве.

В настоящее время, когда интенсивность выпадений радионуклидов из атмосферы мала, более отчетливо проявляется влияние некоторых внешних факторов, а также видовых и сортовых особенностей растений на накопление ими радионуклидов. Следует подчеркнуть, что при относительно невысоких уровнях выпадения становится возможным более четко оценить вклад искусственных и естественных радионуклидов в общее их содержание в отдельных органах и частях растений [113].

Было показано, что ^{90}Sr и ^{137}Cs интенсивнее поглощаются растениями из легких песчаных почв с низкими значениями рН, бедных органическими веществами, кальцием и калием. На тяжелых по механическому составу почвах, насыщенных кальцием и калием, растения усваивают значительно меньше ^{90}Sr и ^{137}Cs [21, 24, 46, 48, 50, 53, 76, 79, 188—190].

На поглощение растениями ^{90}Sr и ^{137}Cs существенно влияют их стабильные аналоги. Однако стабильный стронций, как правило, не влияет на усвоение растениями ^{90}Sr , что связано с очень низкой величиной отношения стабильного стронция и кальция [143]. Иное положение характеризует накопление в растениях ^{137}Cs . Показано, что внесение в почву стабильного цезия обусловливает увеличение перехода ^{137}Cs в растения [143, 190]. С течением времени ^{137}Cs , находящийся в почве, переходит в труднодоступные для растений формы и его поступление резко уменьшается [10, 25, 76, 122].

Считается, что поступление ^{137}Cs в растения из почв незначительно. При наличии аэрального и почвенного путей поступления загрязнение растений ^{137}Cs обусловлено в основном аэральным путем. Отмечается, что поступление ^{137}Cs в растения зависит от типа почв, их физико-химических свойств и т. д. [10, 46, 48, 50, 76, 79, 93, 98, 101, 104, 188, 190, 201].

Для ^{137}Cs в почве характерен переход в фиксированное состояние, т. е. в форму, в которой он не обменивается с ионами почвенного раствора. Фиксированный ^{137}Cs недоступен для корневого усвоения растениями. Механизм фиксации ^{137}Cs окончательно не выяснен. Наиболее часто используемой гипотезой для объяснения фиксации ^{137}Cs в почвах является предположение о вхождении ^{137}Cs во внутрикристаллическую решетку вторичных глинистых минералов почвы. Явление фиксации ^{137}Cs , иногда называемое также «старением» ^{137}Cs , обусловливает постепенное уменьшение мобильности ^{137}Cs в почвах и его доступности растениям.

За последние годы на фоне общего снижения содержания ^{137}Cs в растениях и пищевых продуктах существенно возрастила доля ^{137}Cs , мигрирующего по почвенному пути. Это явление обусловлено уменьшением плотности глобальных выпадений и соответственно снижением вклада воздушного пути в суммарное загрязнение растений ^{137}Cs . Наряду с этим в отдельных областях нашей страны и некоторых зарубежных стран за последние годы выявлены повышенные (по сравнению со средними) уровни содержания ^{137}Cs в растениях, молоке и мясе. В Советском Союзе повышенная ми-

трация ^{137}Cs из почвы в растения впервые установлена на территории Припятско-Деснинского Полесья [93, 94]. В последующем подобные явления, но с меньшей скоростью миграции, были обнаружены в отдельных пунктах Мещеры, Верхневолжской и Камско-Вятской низин [93, 94, 109, 170].

В работах А. Н. Марея и др. [93] и Н. Я. Новиковой [109] указывается, что ^{137}Cs из дерново-подзолистых и торфяных песчаных почв района Белорусского Полесья поступает в травянистые растения интенсивнее, чем ^{90}Sr . На исследовавшихся почвах наблюдается большее (в среднем в 10 раз) по сравнению со ^{90}Sr поступление ^{137}Cs в растения, о чем свидетельствует увеличение отношения $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ (до 16 раз). Считается, что основной причиной значительного поступления ^{137}Cs в растительность является малая фиксирующая способность почв по отношению к этому радионуклиду, что обусловлено особенностями их минералогического состава, малым содержанием илистой фракции (0,5—0,6%), основную часть которой составляет органическое вещество, и почти полным отсутствием в ней глинистых минералов. Повышенная мобильность ^{137}Cs в почвах полесий объясняется также высокой их гидроморфностью. Показано, что доступен растениям не только ^{137}Cs , находящийся в обменной форме, но и радионуклид в необменном состоянии.

Были также выявлены другие регионы мира, где особенности почвенного покрова способствовали большему переходу ^{137}Cs в растения и в пищевой рацион, например в Швеции — в местах с почвенным покровом, богатым органическими веществами [216], на территории отдельных штатов США [233], в Новой Зеландии и на Фарерских островах [69].

С появлением в биосфере радионуклидов глобального происхождения начались интенсивные исследования закономерностей их поведения в почвах, растениях и пищевых продуктах и определялись количества радионуклидов в указанных объектах внешней среды в различных регионах мира. Территория Азербайджана в этом отношении плохо изучена.

Особенности географического положения, рельефа, циркуляции атмосферы Азербайджана обусловливают исключительное разнообразие типов климата, а также четко и ясно выраженную вертикальную зональность в распределении отдельных элементов климата. Достаточно сказать, что из 11 основных типов климата земного шара лишь 2 типа не встречаются в Азербайджане — климат тропических лесов и климат саванн. В связи с этим результаты других исследователей не могут экстраполироваться на территорию Азербайджана. Поэтому исследования накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, произрастающих или выращиваемых в Азербайджане, имеют весьма важное значение. Такого рода экспериментальные данные представляют интерес для целей радиационного мониторинга сельскохозяйственной продукции, а также могут быть использованы для решения радиационно-гигиенических задач.

Накопление ^{90}Sr в дикорастущих растениях

Содержание ^{90}Sr в естественной растительности Азербайджана в 1973—1974 гг. варьировало в пределах 1,3—34,0 Бк/кг (табл. 31), составляя в среднем в сухих степях Малого Кавказа 7,8 Бк/кг, Кура-Араксинской низменности 9,6 Бк/кг, в горной зоне Малого Кавказа 18,1 Бк/кг. Наибольшим содержанием этого радионуклида характеризуется растительность горно-луговых почв горной зоны Малого Кавказа, а также отдельные виды растений засоленных почв Кура-Араксинской низменности (например, в солеросе и лебеде концентрация ^{90}Sr равна 20,8 и 19,9 Бк/кг соответственно). Различия в содержании ^{90}Sr в естествен-

Таблица 31

Содержание ^{90}Sr в естественной растительности Азербайджана
(в пересчете на воздушно-сухой вес)

Вид растения	Зона	^{90}Sr		Вынос растения МН, %
		Бк/кг	Бк/м ²	
Гармала (<i>Peganum harmala</i>)	Сухая степь Малого Кавказа	7,3	0,15	0,004
Дикая дыня (<i>Cucumis melo var gestis</i>)		1,3	0,15	0,004
Пастушья сумка (<i>Capsella bursa pastoris</i>)		6,6	0,15	0,004
Молочай (<i>Euphorbia sp.</i>)		17,7	0,15	0,004
Полынь (<i>Artemisia meyeriana</i>)		7,4	0,22	0,010
Подорожник (<i>Plantago lanceolata L.</i>)		9,2	0,19	0,008
Сурепка (<i>Barbarea sp.</i>)		6,3	0,19	0,006
Среднее		7,8±1,8	0,19	0,006
Солерос европейский (<i>Salicornia europaea L.</i>)	Кура-Араксинская низменность	20,8	1,11	0,027
Лебеда татарская (<i>Atriplex tatarica</i>)		19,9	1,11	0,027
Солодка (<i>Glycyrrhiza glabra L.</i>)		2,9	0,15	0,004
Кермек (<i>Limonium gmelinii weldi</i>)		2,3	0,15	0,004
Мимозка (<i>Lagonychium fuscum</i>)		2,3	0,15	0,004
Среднее		9,6±3,6	0,52	0,011
Разнотравье	Горная зона Малого Кавказа			
2200 м над ур. моря		34,0	5,00	0,135
1000 м над ур. моря		14,0	3,70	0,100
800 м над ур. моря		6,8	—	—
Среднее		18,1±8,1	4,35	0,117

венной растительности обусловлены как видовыми особенностями растений, так и влиянием зоны произрастания.

Сильная изреженность растительного покрова, особенно в зоне сухих степей Малого Кавказа, наряду с малым содержанием в нем ^{90}Sr способствует незначительному вовлечению этого радионуклида в биологический круговорот. В целом вынос ^{90}Sr с естественной растительностью в условиях Азербайджана понижен по сравнению с условиями Европейской территории СССР.

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в культурных растениях

Полученные результаты, характеризующие содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе пшеницы, выращенной в различных зонах Азербайджана, а также в листьях чая, представлены на рис. 13.

При поступлении ^{90}Sr и ^{137}Cs из почв в растения отмечается более интенсивное накопление их в вегетативных частях растений по сравнению с репродуктивными органами. Количество ^{90}Sr в зерне пшеницы в исследуемый период колебалось от 0,59 до 1,04 Бк/кг, в соломе — от 9,25 до 13,69 Бк/кг. В этот же период содержание ^{137}Cs в зерне пшеницы изменялось в пределах 0,52 — 1,30 Бк/кг, а в соломе — 6,1—12,0 Бк/кг. Наблюдаемые колебания в концентрациях ^{90}Sr и ^{137}Cs связаны с различиями в физико-

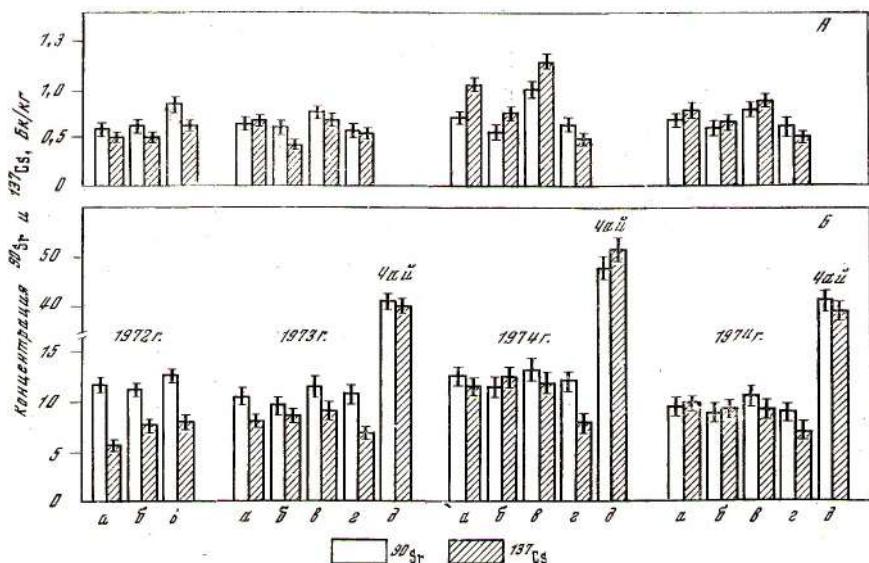


Рис. 13.
Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне (A), соломе (B) пшеницы и в листьях чая
a — сухая степь Малого Кавказа, б — Кура-Араксинская низменность, в — горная зона
Малого Кавказа, г, д — Ленкоранская область

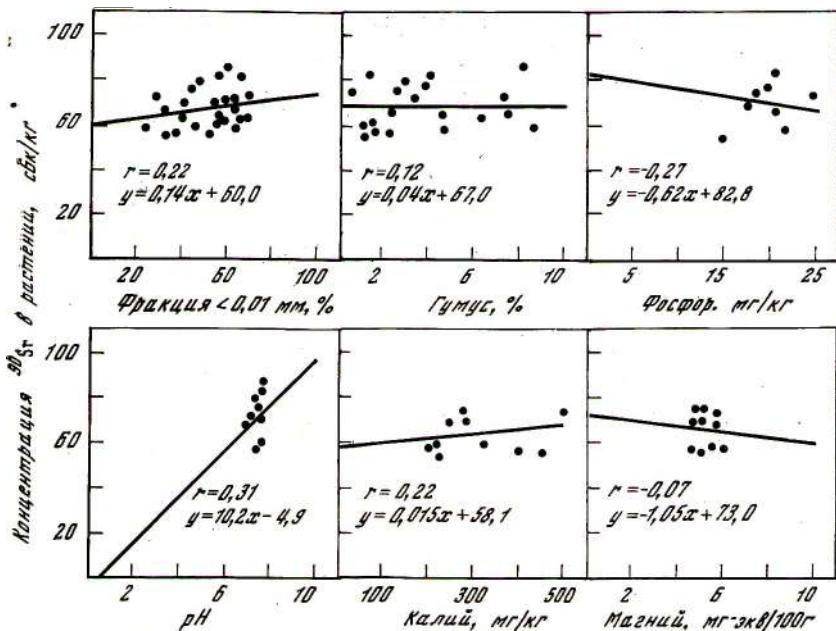


Рис. 14.

Зависимость поступления ^{90}Sr в растения от механического состава, содержания гумуса, фосфора, pH почвы, содержания подвижного калия и обменного магния в почве

химических и агрохимических свойствах почв, с неодинаковым содержанием в них ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также с сортовыми особенностями пшеницы. Значительные количества ^{90}Sr и ^{137}Cs поступают и накапливаются в листьях чая (до 51,8 Бк/кг).

В 1972–1977 гг. выпадение ^{90}Sr и ^{137}Cs из атмосферы было незначительным. Исключение составляет 1974 год, когда содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в выпадениях несколько увеличилось в связи с проведением ядерных испытаний в атмосфере в северном полушарии. Это отразилось на содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, особенно в листьях чая (см. рис. 13). Повышение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в выпадениях и в некоторых продуктах питания (в капусте и картофеле) в 1974 г. в 2–2,5 раза по сравнению с предыдущими годами наблюдали А. С. Зыкова и др. [66].

Несмотря на относительное разнообразие физико-химических и агрохимических свойств исследуемых почв, на которых выращивалась пшеница (содержание гумуса, pH водной вытяжки, количества подвижного фосфора, обменных калия и магния, механический состав и др.), не удалось обнаружить четкую зависимость между накоплением ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе пшеницы и вышеуказанными свойствами почв (рис. 14). Однако в модельных опытах установлена четкая зависимость между отмеченными выше показателями [46, 48, 49, 101, 164, 190 и др.].

Таблица 32

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs (сБк/кг) в зерне и соломе пшеницы, выращенной в зоне сухих степей Малого Кавказа

Пункт выращивания	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Зерно	Солома	Зерно	Солома
Мир-Баширская зональная опытная станция Карабахская научно-исследовательская база, с. Ленинаван Мардакертский район, с. Нижний Оратаг	56,2 \pm 37 70,7 \pm 3,3 75,9 \pm 5,2	850 \pm 37 890 \pm 56 925 \pm 74	51,8 \pm 5,5 59,2 \pm 7,4 66,6 \pm 9,3	796 \pm 56 814 \pm 74 850 \pm 93

Следует также отметить, что пшеница, выращенная в пределах одной зоны, характеризуется различным содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs (табл. 32). Это связано с разницей в формах ^{90}Sr и ^{137}Cs в пахотном слое почв, что обусловлено многочисленными процессами, происходящими в почвенно-растительном покрове (миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю, переход в необменное состояние, вынос с растениями, поверхностный сток и т. д.).

Сопоставление результатов, представленных в табл. 33, свидетельствует о том, что пшеница, выращенная в горной зоне Малого Кавказа, характеризуется несколько большим содержанием ^{90}Sr в зерне и соломе, чем пшеница, выращенная на Кура-Араксинской низменности, в сухих степях Малого Кавказа и Ленкоранской области.

Сходство в поведении ^{90}Sr и кальция в процессах обмена веществ у растений, животных и человека, а также химическая близость и глубокие аналогии при перемещении их по миграционным

Таблица 33

Содержание ^{90}Sr и Са в урожае пшеницы (числитель — зерно, знаменатель — солома)

Зона	Тип почвы	^{90}Sr , сБк/кг	Са, г/кг	$^{90}\text{Sr} : \text{Ca}$, с. е.
Сухая степь Малого Кавказа	Каштановая (серо-коричневая)	66,6 \pm 1,5 1170 \pm 1,5	0,80 \pm 0,08 4,40 \pm 0,07	8 260
Кура-Араксинская низменность	Серозем	61,4 \pm 0,4 1080 \pm 63	0,80 \pm 0,13 3,40 \pm 0,11	81 35
Горная зона Малого Кавказа	Горно-коричневая остепненная	84,0 \pm 5,6 1243 \pm 59	0,40 \pm 0,07 1,20 \pm 0,09	96 992
Ленкоранская область	Коричневая выше- ложенная	64,4 \pm 1,5 1100 \pm 18	0,80 \pm 0,10 3,20 \pm 0,5	85 348

Таблица 34
Содержание ^{90}Sr и обменного Са в пахотном горизонте почв

Зона	Тип почвы	^{90}Sr , $\mu\text{Бк}/\text{кг}$	Са, $\text{г}/\text{кг}$	$^{90}\text{Sr}: \text{Са}$, с. е.
Сухая степь Малого Кавказа	Каштановая(серо- коричневая)	925 ± 57	$10,0 \pm 0,4$	93
Кура-Араксин- ская низменность	Серозем	814 ± 37	$6,7 \pm 0,1$	115
Горная зона Малого Кавказа	Горно-коричневая остепненная	1000 ± 74	$3,6 \pm 0,2$	274
Ленкоранская область	Коричневая выще- ложенная	777 ± 93	$6,1 \pm 0,5$	130

цепочкам привели к тому, что при оценке загрязнения биосферы ^{90}Sr принято рассматривать не только абсолютное содержание его в биологических объектах, но и отношение к кальцию.

Для выражения содержания ^{90}Sr относительно кальция используют понятие «стронциевые единицы» (с. е.), 1 с. е. равна 37 мБк ^{90}Sr на 1 г кальция. Эти отношения в исследуемых почвах приводятся в табл. 34. В почвах сухих степей Малого Кавказа и Кура-Араксинской низменности эти отношения узкие, в почвах горной зоны Малого Кавказа они шире. Следовательно, малое содержание кальция в почвах обеспечивает высокое отношение ^{90}Sr к кальцию, что соответствует относительно большому накоплению ^{90}Sr в урожае растений. Очевидно, это является одной из основных причин сравнительно высокой концентрации ^{90}Sr в зерне и соломе пшеницы в горной зоне Малого Кавказа.

Количество накапливающегося в растениях, организме животных и человека ^{90}Sr зависит от концентрации сопровождающего его при миграции кальция, поэтому степень опасности потребления загрязненной ^{90}Sr сельскохозяйственной продукции, в том числе и растительной, определяется не только абсолютным количеством в ней ^{90}Sr , но и его относительным содержанием. Если содержание ^{90}Sr в растениях выражать в отношении к кальцию, то различия между вегетативными и генеративными органами несколько сглаживаются (см. табл. 33), поскольку в соломе накапливается значительно больше кальция, чем в зерне. Это явление имеет большое значение при анализе включения ^{90}Sr в пищевые цепочки. Несмотря на относительно низкую абсолютную концентрацию ^{90}Sr в зерне пшеницы, этот радионуклид с зерном может активно поступать в организм человека из-за малого содержания в нем кальция.

Было вычислено процентное содержание основных долгоживущих радионуклидов — ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{40}K от суммарной β -активности растений, без учета вклада ^{238}U , ^{230}Th (иония) и ^{231}Ra (протактиния); результаты приводятся на рис. 15. Основной вклад в содержание β -излучающих нуклидов у растений в исследуемый период вносит ^{40}K .

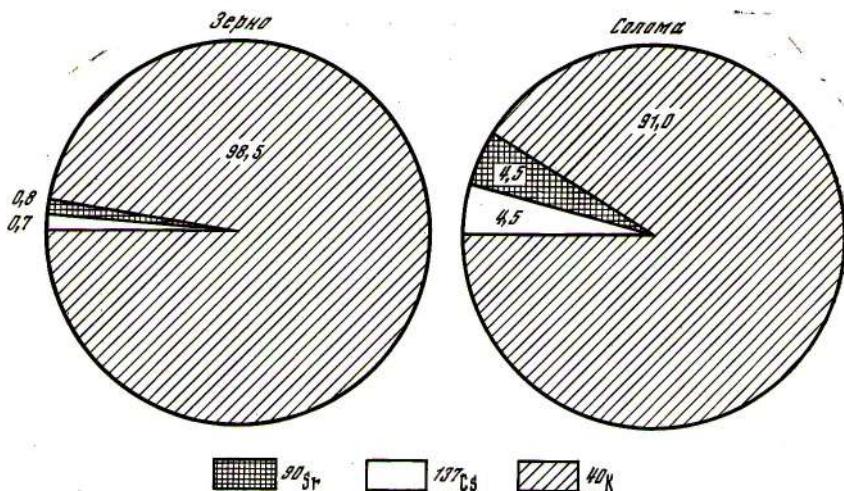


Рис. 15.

Вклад ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{40}K в суммарное содержание β -излучающих нуклидов в пшенице, выращенной в Азербайджане, % (1972—1974 гг.)

Аналогичная работа была проделана и некоторыми другими исследователями. Показано, что концентрация радиоактивных продуктов деления в компонентах внешней среды значительно ниже, чем концентрация ^{40}K [238]. В работе Ф. И. Павлоцкой и Е. В. Бабичевой [113] для периода интенсивных выпадений из атмосферы также было показано, что даже при наличии радиоактивных выпадений основной вклад в содержание β -излучающих нуклидов вносит ^{40}K .

Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs из почв в растения

Коэффициент накопления

Для сравнительной характеристики способности растений к накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs через корневые системы часто пользуются коэффициентом накопления, или коэффициентом концентрации. Коэффициентом накопления называют отношение между содержанием ^{90}Sr или ^{137}Cs в растениях (в Бк) на единицу сухой массы и содержанием этих радионуклидов в почве, измеренным в тех же единицах. Этот коэффициент в зависимости от почвенно-климатических условий, биологических и сортовых особенностей растений и колебаний других внешних факторов может изменяться в широких пределах — от 0,01 до 15 и более [9, 19, 55, 69, 93, 101—103, 109, 143, 186, 190, 208].

В вегетационных опытах И. Ф. Зубаревой [64] с проростками пшеницы найдена связь между коэффициентами накопления ^{90}Sr

Таблица 35

Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшенице и листьях чая

Зона	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Зерно	Солома	Зерно	Солома
Сухая степь Малого Кавказа	$0,072 \pm 0,006$	$1,20 \pm 0,09$	$0,050 \pm 0,010$	$0,70 \pm 0,09$
Кура-Араксинская низменность	$0,076 \pm 0,005$	$1,30 \pm 0,04$	$0,044 \pm 0,004$	$0,70 \pm 0,06$
Горная зона Малого Кавказа	$0,086 \pm 0,020$	$1,40 \pm 0,13$	$0,060 \pm 0,004$	$0,80 \pm 0,04$
Ленкоранская область	$0,082 \pm 0,004$	$1,30 \pm 0,19$	$0,038 \pm 0,008$	$0,50 \pm 0,01$
	—	$4,50 \pm 0,20^*$	—	$2,80 \pm 0,40^*$

* Листья чая.

в проростках и его содержанием в почве. Заметный рост коэффициента накопления ^{90}Sr в проростках пшеницы с ростом его концентрации в почве обнаруживается при высоких уровнях радиоактивного загрязнения почвы.

Результаты наших исследований показывают, что коэффициент накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне пшеницы во всех изучавшихся зонах значительно меньше единицы (табл. 35). В соломе ^{90}Sr накапливается интенсивнее, чем в зерне.

Отмечается повышенное накопление как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs в листьях чая. Коэффициент накопления в обоих случаях больше единицы. Такое относительно высокое поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы в листья чая обусловлено рядом факторов. Во-первых, содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах (желтогематитовых), на которых выращиваются растения чая, несколько выше, чем в других почвах. Во-вторых, выпадение большого количества атмосферных осадков (до 2000 мм/год), а также сравнительно малое содержание обменных кальция и калия в почвах могут обусловливать высокие коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в листьях чая. В-третьих, немаловажную роль играет, по-видимому, и низкий рН почвы (5,1—6,0). Известно, что при прочих равных условиях из кислой и нейтральной сред радионуклиды в растениях накапливаются интенсивнее, чем из щелочной среды [48, 49, 51]. Причиной значительного накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs листьями чая также может быть дополнительный вклад этих радионуклидов в радиоактивность листьев чая из кумулятивных запасов, накопившихся в ветвях чайного куста в период интенсивных выпадений. Вообще для многолетних растений характерен многолетний кумулятивный тип накопления радионуклидов, т. е. постепенное возрастание концентрации радионуклида, поступающего через корневые системы из почвы [12].

«Наблюдаемое отношение»

Термин «наблюдаемое отношение» введен для установления взаимосвязи между отношением ^{90}Sr и кальция в биологической системе и отношением этих же ионов в источнике, откуда эти ионы поступают в биологическую систему [198]. В данном случае источником является почва, а биологической системой — растение. При расчете «наблюдаемых отношений» в звене почва—растение нами были использованы данные по содержанию кислоторастворимой формы ^{90}Sr и обменного кальция, хотя, по мнению некоторых исследователей, обменные формы ^{90}Sr и кальция более соответствуют тем количествам ^{90}Sr и кальция, которые поступают из почв в растения [232]. С. Н. Иванов с сотр. [67, 68] предлагают при расчете величины «наблюдаемых отношений» брать различные формы кальция, находящегося в почве, учитывая биологические особенности растений.

При вычислении «наблюдаемого отношения» в звене почва—растение Ф. И. Павлоцкой с сотр. [114] также были взяты кислоторастворимые формы ^{90}Sr и кальция. Отмечается возможность поглощения указанных радионуклидов из той их части, которая находится в кислоторастворимой форме, так как корневые выделения растений не только имеют кислую реакцию, но и содержат органические кислоты, способные образовывать химические соединения с катионами щелочноземельных металлов.

В табл. 36 приведены «наблюдаемые отношения» для ^{90}Sr и кальция в системе почва—растение. Для звена зерно—почва «наблюдаемые отношения» везде меньше единицы. Следовательно, в данном случае можно говорить о дискриминации ^{90}Sr относительно кальция. Для звена солома—почва «наблюдаемые отношения» большие единицы, т. е. в этом случае наблюдается дискриминация кальция относительно ^{90}Sr . Известно, что стронций и кальций при перемещении вверх по растению участвуют в серии обменных процессов, в каждом из которых стронций удерживается более

Таблица 36

Величины «наблюдаемых отношений» в системе почва—растение для ^{90}Sr и Ca

Зона	«Наблюдаемое отношение»		
	зерно почва	солома почва	зерно солома
Сухая степь Малого Кавказа	$0,9 \pm 0,1$	$2,9 \pm 0,4$	0,29
Кура-Араксинская низменность	$0,7 \pm 0,1$	$2,6 \pm 0,3$	0,24
Горная зона Малого Кавказа	$0,7 \pm 0,1$	$3,7 \pm 0,9$	0,19
Ленкоранская область	$0,7 \pm 0,1$	$2,8 \pm 0,7$	0,24

прочно, чем кальций [219]. Причины отмеченного большего задержания ^{90}Sr в соломе объяснены в работе Р. П. Мартина и др. [219]. По дискриминации ^{90}Sr и кальция, по образному выражению Р. Рассела [143], стебель можно сравнить с ионообменной колонкой, через которую пропущен большой объем раствора.

Аналогичные результаты были получены в вегетационных опытах Р. А. Ширшовой [182]. Коэффициенты дискриминации на разных почвах колеблются для овса при полной спелости: для семян в пределах 0,14—0,70, для стеблей — 1,06—1,89, т. е. для семян наблюдается дискриминация ^{90}Sr относительно кальция, а для стеблей — дискриминация кальция относительно ^{90}Sr .

В полевых исследованиях Н. В. Корнеевой [83] показано, что при перемещении ^{90}Sr и кальция из почвы в зерно яровой пшеницы наблюдается дискриминация ^{90}Sr по отношению к кальцию. «Наблюдаемые отношения» для пары ^{90}Sr —Са в звене почва—зерно в зависимости от видовых особенностей яровой пшеницы колеблются от 0,23 до 0,57. Это свидетельствует о том, что в звене почва—зерно для большинства видов пшеницы характерно предпочтительное накопление кальция по сравнению со ^{90}Sr . Подчеркивается также, что виды пшеницы, которые характеризуются относительно большими размерами накопления ^{90}Sr в зерне, имеют и более высокие «наблюдаемые отношения», чем виды с относительно низкой концентрацией этого радионуклида. «Наблюдаемые отношения» в звене почва—солома у всех видов яровой пшеницы выше единицы.

Данные Ф. И. Павлоцкой и др. [116] показывают, что коэффициенты дискриминации ^{90}Sr относительно кальция зависят от типа почв и видовых особенностей растений, при этом преобладает дискриминация ^{90}Sr относительно кальция. Однако в ряде случаев наблюдается также дискриминация кальция по отношению к ^{90}Sr . Это объяснено большей степенью поступления ^{90}Sr в растения за счет сравнительно большей подвижности этого радионуклида в почвах и непосредственного его некорневого поглощения. Дискриминация кальция по отношению к ^{90}Sr отмечена также в работах многих исследователей [68, 242, 243].

Проанализировав результаты наших исследований и литературные данные, можно прийти к выводу, что «наблюдаемые отношения» для системы почва—растение неодинаковы и непостоянны. Они могут изменяться в зависимости от свойств почв, биологических и сортовых особенностей растений, различных частей урожая, а также от условий внешней среды.

Надо отметить, что, помимо указанных выше факторов, колебания в «наблюдаемых отношениях» могут быть обусловлены неравномерным распределением ^{90}Sr и стабильного кальция в пределах корнеобитаемого слоя почв и трудностью точного определения содержания этих нуклидов в состоянии, доступном растениям.

Прогнозирование накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур

Для разработки мероприятий по снижению загрязнения радионуклидами продуктов растениеводства необходимо знать радиационную обстановку на территории. В предыдущих разделах были показаны некоторые закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва—растение, позволяющие с известным приближением оценить радиационную обстановку на территории Азербайджана. При поступлении радионуклидов из почвы в растения наибольшую опасность загрязнения растительной продукции представляют ^{90}Sr и ^{137}Cs , поэтому прогнозирование возможного накопления этих радионуклидов в растениях весьма важно.

Существует несколько методов приближенного определения возможного загрязнения урожая ^{90}Sr и ^{137}Cs [48]. Описаны различные количественные показатели для определения размеров накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в сельскохозяйственных растениях на основе экспериментальных коэффициентов пропорциональности между содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и растениях. Одним из наиболее широко используемых показателей перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения является коэффициент накопления, или коэффициент концентрации.

Для прогнозирования возможного накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур при поступлении этих радионуклидов через корневую систему нами использован коэффициент накопления радионуклидов растениями. Суть метода в том, что на основании радиометрического измерения загрязнения почвы рассчитывается содержание этих радионуклидов в 1 кг пахотного слоя почвы, а затем умножением данных величин на

Таблица 37

Прогноз содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае растений (сБк/кг) Азербайджана при плотности загрязнения почвы 1 ГБк/км²

Культура	Часть растения	Почва				
		каштановая (серо-коричневая)	сероватая	горно-коричневая останчевая	коричневая выщелоченная	желтоземно-глеевая
Пшеница	Зерно	$24 \pm 2^*$ 17 ± 2	25 ± 2 15 ± 1	27 ± 2 24 ± 4	27 ± 1 13 ± 1	—
	Солома	410 ± 30 240 ± 45	430 ± 14 240 ± 20	450 ± 60 260 ± 20	410 ± 40 180 ± 10	—
Чай	Листья	—	—	—	—	1500 ± 70 860 ± 130

* Числитель — содержание ^{90}Sr , знаменатель — содержание ^{137}Cs .

соответствующие коэффициенты накопления (см. табл. 35) устанавливаются возможное содержание радионуклидов в 1 кг растительной продукции при загрязнении почвы 1 ГБк/км². При указанной плотности загрязнения почв наибольшее содержание ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs ожидается в листьях чая на желтоземно-глеевых почвах Ленкоранской области. Меньшие количества этих радионуклидов будут поступать в солому и зерно пшеницы (табл. 37).

Влияние минеральных и органических удобрений на поступление ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в растения

Разработка мероприятий, устраняющих или уменьшающих опасность загрязнения продуктов растениеводства ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, имеет большое практическое значение для систем земледелия на территории, подвергшейся загрязнению этими радионуклидами.

В зависимости от свойств почв, степени их радиоактивного загрязнения и способа использования урожая можно применять различные приемы, устраняющие или уменьшающие содержание ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в продукции растениеводства: механические, агротехнические, биологические, химические, агрохимические и др. [41, 43—45, 48, 70, 72, 91, 99—101, 126, 152, 174, 201, 221, 234].

Одним из приемов, снижающих поступление радионуклидов в сельскохозяйственные растения, является применение минеральных удобрений под посевы. В модельных, вегетационных опытах, а также в природных условиях было показано, что применение минеральных удобрений, особенно фосфорных и калийных, снижает накопление ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в урожае растений [22, 50, 72, 181, 191, 225, 226, 228].

Большое количество работ посвящено изучению влияния минеральных, органических удобрений и отдельных химических веществ [40—42, 96, 199, 205, 225, 226, 229, 235, 239, 241] на поступление в растения искусственных радионуклидов, в частности ⁹⁰Sr.

Азотные удобрения несколько повышают накопление ⁹⁰Sr в урожае растений, а фосфорные, наоборот, снижают поглощение ⁹⁰Sr растениями [41, 45]. Поступление ¹³⁷Cs в растения значительно уменьшается под влиянием калийных удобрений. Добавление в почву органического вещества [41, 225, 226, 229] уменьшает накопление радиоактивных продуктов деления в урожае растений. Применение органических удобрений [41] более резко снижает поступление радиоактивных продуктов деления в растения на легких супесчаных почвах и меньше на тяжелых суглинистых почвах.

В исследованиях И. В. Гулякина и Е. В. Юдинцевой [46] показано, что внесение минеральных удобрений оказывало заметное влияние на поступление продуктов деления из почвы в расте-

ния. Длительное применение навоза совместно с полным минеральным удобрением на фоне известкования усиливает прочность закрепления поглощенных почвой ^{90}Sr и других радионуклидов и тем самым снижает накопление продуктов деления в урожае овса. Содержание ^{90}Sr в растениях овса снижается под влиянием фосфорных удобрений, а накопление ^{137}Cs в урожае резко уменьшается при длительном применении калийных удобрений. И. В. Гулякиным и Е. В. Юдинцевой также показано, что полувековое применение минеральных удобрений совместно с навозом уменьшило содержание ^{90}Sr на единицу веса соломы в 5 раз, а на единицу веса зерна в 4 раза по сравнению с контролем.

В полевых, модельных и вегетационных опытах было показано, что под действием повышенных доз фосфорных удобрений (180 и 240 кг/га), внесенных после заправки дерново-подзолистой супесчаной почвы доломитом, накопление ^{90}Sr и величина с. е. в урожае зерновых колосовых культур и картофеля снижались в 5–8 раз по сравнению с содержанием радионуклида в растениях, выращенных без доломита, с более низкими дозами фосфорных удобрений. При внесении повышенных доз калийных удобрений на фоне шлаков содержание ^{137}Cs в соломе и зерне ячменя снижалось в 5–7 раз [58].

В. Г. Маликов с сотр. [90] отметили, что под действием минеральных удобрений (NPK и NP) не изменяется поступление ^{90}Sr в озимую пшеницу, озимый ячмень, озимую рожь, кукурузу, подсолнечник, сахарную свеклу, люцерну и эспарцет. Внесение калийно-фосфорных минеральных удобрений (PK) на 25% снижало накопление растениями ^{137}Cs и не влияло на усвоение ^{90}Sr .

И. Т. Моисеев с сотр. [104] показали, что внесение NPK повышает содержание ^{137}Cs в злаковых травах на 27–60%. Концентрация ^{137}Cs в бобовых растениях — люцерне синегибридной, желтогибридной и клевере красном — при добавлении PK была на 17–30% ниже.

В условиях Азербайджана этот вопрос не изучен, поэтому была поставлена цель — рассмотреть влияние минеральных и органического удобрений на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшеницу (в зерно и солому). Опыты показали, что применение полного минерального удобрения (NPK) в оптимальных дозах на Апшероне в течение двух лет привело к значительному повышению урожайности (зерна и соломы) у трех сортов озимой пшеницы. Прибавка колеблется в пределах 16–25% по зерну, 23–30% по соломе (табл. 38). Внесение тех же удобрений в вышеуказанных дозах привело к существенному снижению концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе озимой пшеницы (табл. 39).

Снижение количества ^{90}Sr в зерне составляет 12–44%, а в соломе — 12–34%. Большое снижение концентраций ^{90}Sr в зерне и соломе (в среднем за два года) наблюдается у пшеницы высокорослого сорта Севидж. Снижение содержания ^{137}Cs в зерне колеблется в пределах 13–44%, а в соломе — 12–27%. Максимум

Таблица 38

Влияние минеральных удобрений на урожайность пшеницы на серо-бурых почвах Ашшерона (числитель — ц/га, знаменатель — %)*

Вариант опыта	1977 г.				1978 г.			
	Зерно	$t_{0,1}$	Солома	$t_{0,1}$	Зерно	$t_{0,1}$	Солома	$t_{0,1}$
Сорт Севиндж								
	Контроль (без удобрений)	26,0 ± 1,4	2,5	102,0 ± 8,9	2,5	29,0 ± 0,8	2,5	110,0 ± 5,8
	NPK	31,0 ± 0,8	3,3	132,0 ± 4,5	3,0	35,0 ± 1,7	3,3	140,0 ± 5,8
Сорт Шарк								
	Контроль (без удобрений)	29,0 ± 1,3	2,5	91,0 ± 3,6	2,5	32,0 ± 1,1	2,5	95,0 ± 5,8
	NPK	34,0 ± 0,9	3,3	119,0 ± 4,5	4,9	40,0 ± 2,7	2,7	122,0 ± 7,4
Сорт Кавказ								
	Контроль (без удобрений)	37,0 ± 1,0	2,5	82,0 ± 4,1	2,5	40,0 ± 0,8	2,5	84,0 ± 2,1
	NPK	43,0 ± 1,4	3,5	101,0 ± 5,1	6,5	50,0 ± 3,6	2,7	109,0 ± 5,8

* $t_{0,1}$ — критерий существенности.

снижения концентраций ^{137}Cs как в зерне, так и в соломе наблюдается у пшеницы сорта Севиндж.

В Джалилабадском районе изучали влияние органических и минеральных удобрений на урожайность и поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерно и солому низкорослой озимой пшеницы сорта Кавказ. Применение органических и минеральных удобрений в 1978—1980 гг. на коричневых выщелоченных почвах Джалилабадского района привело к значительному повышению урожая пшеницы. При этом в варианте, где применялся навоз, был получен наибольший эффект. Прибавка по зерну в среднем за три года колеблется в пределах 40—55%, по соломе — 40—61% (табл. 40).

Внесение в почву навоза и полного минерального удобрения в оптимальной дозе существенно уменьшает поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшеницу, при этом наибольшее снижение перехода радионуклидов в растения наблюдается в варианте, где вносился навоз (табл. 41).

Известно, что уменьшение концентраций радиоактивных продуктов деления в урожае сельскохозяйственных культур с помощью удобрений может быть обусловлено рядом причин [48].

Таблица 39

Влияние минеральных удобрений на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшеницу на серо-бурых почвах Ашхерона (числитель — еБк/кг, знаменатель — %)

Вариант опыта	^{90}Sr			
	Зерно		Солома	
	1977 г.	1978 г.	1977 г.	1978 г.
Сорт Севиндж				
Контроль (без удобрений)	$67,0 \pm 3,0$ 100	$58,0 \pm 6,0$ 100	1150 ± 110 100	1050 ± 60 100
NPK	$38,0 \pm 4,0$ 56	$49,0 \pm 10,0$ 84	770 ± 30 66	730 ± 40 69
Сорт Шарк				
Контроль (без удобрений)	$115,0 \pm 9,0$ 100	$94,0 \pm 7,0$ 100	1240 ± 90 100	1110 ± 60 100
NPK	$85,0 \pm 11,0$ 73	$83,0 \pm 9,0$ 88	930 ± 40 75	850 ± 40 76
Сорт Кавказ				
Контроль (без удобрений)	$80,0 \pm 11,0$ 100	$71,0 \pm 4,0$ 100	1220 ± 110 100	1060 ± 50 100
NPK	$60,0 \pm 10,0$ 75	$53,0 \pm 3,0$ 74	1080 ± 50 88	810 ± 40 78
^{137}Cs				
Вариант опыта	Зерно		Солома	
	1977 г.	1978 г.	1977 г.	1978 г.
Сорт Севиндж				
Контроль (без удобрений)	$53,0 \pm 4,0$ 100	$48,0 \pm 4,0$ 100	610 ± 50 100	610 ± 40 100
NPK	$30,0 \pm 2,0$ 56	$42,0 \pm 6,0$ 87	520 ± 50 85	450 ± 40 73
Сорт Шарк				
Контроль (без удобрений)	$68,0 \pm 3,0$ 100	$63,0 \pm 4,0$ 100	780 ± 60 100	720 ± 40 100
NPK	$50,0 \pm 3,0$ 73	$48,0 \pm 5,0$ 76	620 ± 70 79	580 ± 40 80
Сорт Кавказ				
Контроль (без удобрений)	$52,0 \pm 6,0$ 100	$47,0 \pm 4,0$ 100	670 ± 50 100	680 ± 50 100
NPK	$39,0 \pm 3,0$ 75	$38,0 \pm 3,0$ 80	570 ± 50 85	600 ± 40 88

Таблица 40. Влияние органического и минеральных удобрений на урожайность пшеницы на коричневых выпуклочных почвах Джамалиабадского района (числитель — ц/га, знаменатель — %)*

Вариант опыта	1978 г.				1979 г.				1980 г.			
	Зерно	$t_{0,5}$	Солома	$t_{0,5}$	Зерно	$t_{0,5}$	Солома	$t_{0,5}$	Зерно	$t_{0,5}$	Солома	$t_{0,5}$
Контроль (без удобрений)	25,0 ± 0,7 100	2,8 100	34,0 ± 0,7 100	2,8 100	29,0 ± 1,1 42,0 ± 1,0 100	2,8 100	42,0 ± 1,0 59,0 ± 0,9 140	2,8 12,1 144	29,0 ± 1,2 45,0 ± 1,5 100	2,8 8,8 155	41,0 ± 1,2 59,0 ± 1,3 143	2,8 100
Навоз	35,0 ± 0,2 140	14,2 161	55,0 ± 0,9 48,0 ± 0,9 141	19,0 12,7 137	42,0 ± 1,0 53,0 ± 0,5 126	8,6 7,8 137	59,0 ± 0,9 53,0 ± 0,5 126	12,1 10,0 10,0	45,0 ± 1,5 42,0 ± 1,8 144	8,8 7,2 144	59,0 ± 1,3 53,0 ± 1,5 129	10,0 143 6,3
NPK	33,0 ± 0,1 132	11,4 141	48,0 ± 0,9 40,0 ± 0,9 137	12,7 10,0 137	40,0 ± 0,9 53,0 ± 0,5 126	7,8 10,0 137	53,0 ± 0,5 53,0 ± 0,5 126	7,8 10,0 137	42,0 ± 1,8 53,0 ± 1,5 129	7,2 129	53,0 ± 1,5 53,0 ± 1,5 129	6,3

* $t_{0,5}$ — критерий существенности.

Таблица 41. Влияние органических и минеральных удобрений на поступление ^{89}Sr и ^{137}Cs в зерно пшеницы на коричневых выпуклочных почвах Джамалиабадского района (числитель — cBq/kg , знаменатель — %)

Вариант опыта	^{89}Sr				^{137}Cs			
	1978 г.		1979 г.		1978 г.		1979 г.	
	Зерно	Солома	Зерно	Солома	Зерно	Солома	Зерно	Солома
Контроль (без удобрений)	89 100	1840 100	78 100	1390 100	78 100	41 100	390 100	44 100
Навоз	41 46	870 47	30 38	740 53	48 61	22 53	190 48	26 59
NPK	59 66	980 53	44 56	930 85	67 66	1060 92	30 58	240 75

1. Увеличение урожая и тем самым разбавление содержания радионуклидов на единицу массы урожая при поступлении нуклидов как через корни из почвы, так и через листья из атмосферы.

2. Повышение концентрации кальция и калия в почвенном растворе.

3. Закрепление микроколичеств ^{90}Sr в почве путем соосаждения фосфатами при систематическом внесении фосфорных удобрений.

Снижение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе пшеницы в наших исследованиях, очевидно, происходит за счет увеличения фитомассы и тем самым разбавления содержания радионуклидов в единице массы урожая при поступлении их через корни из почвы. Не исключена также возможность снижения содержания указанных радионуклидов в растениях за счет повышения концентрации кальция и калия в почвенном растворе.

Заключение

Наблюдения за многолетней динамикой ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения в почвах Азербайджана показали, что распределение их по территории подчиняется закону зональности, отражающей зональность процессов выветривания и почвообразования. Максимальным содержанием этих радионуклидов отличаются почвы горной зоны Малого Кавказа, Большого Кавказа и субтропической зоны Ленкоранской области. В большинстве целинных почв ^{90}Sr и ^{137}Cs концентрируются в верхних слоях, а в пахотных почвах благодаря ежегодной вспашке и поливам почв эти радионуклиды мигрируют до глубины 40–50 см и более.

Большое значение в распределении и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs по территории имеют также годовое количество атмосферных осадков и высота местности над уровнем моря, а также ландшафтно-геохимические условия (рельеф местности, гидрологический режим, особенности растительного и почвенного покрова). Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах республики положительно коррелирует с годовым количеством осадков и высотой местности. Высокий коэффициент корреляции наблюдается для ^{137}Cs .

В зависимости от прочности закрепления и механизмов поглощения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах могут находиться в различных формах. Изучение форм ^{90}Sr и ^{137}Cs показало, что в верхних горизонтах почв Азербайджана содержание кислоторастворимой формы больше, чем обменной. Вследствие этого поступление вышеуказанных радионуклидов как в дикорастущие, так и в культурные растения из почв здесь меньше, чем поступление в растения из почв Украинского и Белорусского Полесья, а также из почв средней полосы РСФСР. По этой же причине и коэффициенты накопления этих радионуклидов на территории Азербайджана ниже коэффициентов накопления, наблюдаемых в других регионах. Годовой вынос ^{90}Sr с растительностью составляет менее 1%.

Следует отметить, что содержание форм соединений ^{90}Sr в почвах Азербайджана имеет свою специфику по сравнению с почвами гумидных зон нашей страны, обусловленную высоким содержанием карбонатов и сульфатов кальция, которые значительно снижают подвижность ^{90}Sr в почвах и его накопление в растениях.

В годы активных выпадений радионуклидов из атмосферы между кумулятивным содержанием радионуклидов в почве и годовым количеством атмосферных осадков имелась положительная коррелятивная зависимость. Со временем корреляция между этими величинами ослабевает и даже исчезает из-за различных процессов, происходящих в почвенно-растительном покрове. В настоящее время, когда количество радиоактивных выпадений из атмосферы

сферах очень мало, в условиях Азербайджана между кумулятивными содержаниями ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове и среднегодовым количеством осадков отмечается высокий положительный коэффициент корреляции.

Несмотря на то что в почвах Азербайджана содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в полтора-два раза выше, чем в почвах Украинского Полесья, поступление их в растительность в полтора-два раза меньше, чем в Украинском Полесье. Причиной этого является нахождение большей части ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана в необменной форме. Высокое содержание обменного кальция и калия также способствует малому поступлению ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения.

Изучение поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных типах почв и поступления в растения позволит разработать меры снижения их перехода в биологический цикл круговорота веществ, и в частности в пищевые продукты. Одним из таких приемов является применение органических и минеральных удобрений. Внесение полного минерального удобрения, а также навоза под посевы в оптимальных дозах приводит к значительному снижению перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерно и солому озимой пшеницы.

Всестороннее изучение поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва—растение, в частности локализации в различных органах растений и накопления их в отдельных частях урожая, в зависимости от условий внешней среды дает возможность определить пути попадания ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм человека. Результаты такого рода исследований могут служить основой для разработки практических рекомендаций по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории ^{90}Sr и ^{137}Cs ; они также могут быть использованы для количественной оценки включения радионуклидов в биологические циклы миграции радиоактивных веществ в системе почва—растение, при обосновании мер радиационной безопасности, а также при разработке практических приемов снижения радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных растений.

Литература

1. Абдуллаев М. А. 'Размеры накопления ^{90}Sr в растениях Азербайджанской ССР.— В кн.: Тез. докл. II респ. конф. «Химия и сельское хозяйство». Баку, 1977, с. 32.
2. Абдуллаев М. А. Особенности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Азербайджанской ССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1980.
3. Абдуллаев М. А., Тагиев А. Т. Некоторые закономерности поведения глобального ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове Азербайджана.— Темат. сб. тр. АзНИИземеделия, 1981, т. 17, с. 80.
4. Азизбеков Ш. А. Геология и петрография северо-восточной части Малого Кавказа. Баку: Изд-во АН АзССР, 1947.
5. Акимчев В. В. Почвенно-географический очерк Агбулагского района.— Изв. Тифлис. политехн. ин-та, 1928, вып. 3, с. 81.
6. Алексперов К. А. Эрозия почв в Азербайджанской ССР и меры борьбы с нею.— В кн.: Материалы по изучению эрозии и использованию эродированных земель в Азербайджане. Баку, 1970, Т. 4, с. 7. (Тр. Н.-и. сектора эрозии).
7. Алексперов Э. Б. Осколочный стронций-90 в скелете и премолярах зебуидного и малокавказского крупного рогатого скота низинных и горных районов Азербайджана: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1968.
8. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почв и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963.
9. Алексахин Р. М. История лесной радиоэкологии, ее достижения и некоторые нерешенные задачи. Проблемы лесной радиоэкологии.— Тр. Ин-та прикл. геофизики, 1979, вып. 38, с. 6.
10. Алексахин Р. М., Мусеев И. Т., Тихомиров Ф. А. Агрохимия цезия-137 и его накопление сельскохозяйственными растениями.— Агрохимия, 1977, № 2, с. 129.
11. Алексахин Р. М., Нарышкин М. А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977.
12. Алексахин Р. М., Тихомиров Ф. А. Миграция радиоактивных нуклидов в лесных биогеоценозах.— В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 145.
13. Алиев Г. А. Почвы Азербайджанской ССР. Баку: Изд-во АН АзССР, 1953.
14. Алиев Г. А. Почвы Большого Кавказа (в пределах Азербайджанской ССР). Баку: Элм, 1978.
15. Алиев Д. А., Абдуллаев М. А. Стронций-90, цезий-137 и калий-40 в почвах и растениях Азербайджанской ССР.— Изв. АН АзССР. Сер. биол. науки, 1976, № 2, с. 15.
16. Алиев Д. А., Абдуллаев М. А. Глобальный стронций-90 и цезий-137 в почвах Азербайджанской ССР.— Экология, 1977а, № 4, с. 91.
17. Алиев Д. А., Абдуллаев М. А. Распределение глобального стронция-90 и цезия-137 в почвенном покрове Азербайджанской ССР в зависимости от количества годовых осадков и высоты местности над уровнем моря.— В кн.: Тез. докл. II респ. конф. «Химия и сельское хозяйство». Баку, 1977б, с. 178.
18. Алиев Д. А., Абдуллаев М. А., Тагиев А. Т. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в пахотных почвах зоны сухих (субтропических) степей Малого Кавказа в Азербайджанской ССР.— Почвоведение, 1977, № 7, с. 34.
19. Алиев Д. А., Абдуллаев М. А., Тагиев А. Т. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана и поступление их в растения.— В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М., 1979, с. 158.

20. Аллахвердиев М. А. Почвы, земельный фонд Джалилабадского района и их агропроизводственные особенности: Автореф. дис. ...канд. с.-х. наук. Баку, 1975.
21. Аナンян В. Л., Аветисян А. Ш. Содержание радиостронция в главных типах почв Армении.— В кн.: Тр. Ин-та агрохим. пробл. и гидропоники АН АрмССР. Сообщ. 2. Ереван, 1971, с. 19.
22. Аナンян В. Л., Аветисян А. Ш. Поступление и распределение кальция, магния и радиостронция в пшенице в зависимости от содержания их в почвах Армянской ССР.— Агрохимия, 1975, № 10, с. 121.
23. Аナンян В. Л., Мнацаканян Б. Г. О распределении и миграции цезия-137 в почвах Армении.— Радиобиология: Информ. бюл., 1971, вып. 13, с. 31.
24. Аナンян В. Л., Саркисян Г. А. Накопление ^{90}Sr , Са и К эспарцетом в условиях Армении.— Биол. журн. Армении, 1977, т. 30, с. 29.
25. Архипов Н. П., Федоров Е. А., Алексахин Р. М., Бондарь П. Ф., Коневникова Т. Л., Суслова В. В. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений.— Почвоведение, 1975, № 11, с. 40.
26. Ахмедидиани Г. К. Генезис и агропроизводственные свойства маломощных перегнойно-сульфатных почв Самгорской равнины в связи с их освоением под виноградники и плодовые насаждения: Автореф. дис. ...канд. с.-х. наук. Тбилиси, 1954.
27. Бакунов Н. А. Влияние свойств почв и почвообразующих минералов на поступление цезия-137 в растения: Автореф. дис. ...канд. биол. наук. М., 1967.
28. Баранов В. И., Павлоцкая Ф. И. и др. Распределение стронция-90 в поверхностном горизонте почв Советского Союза в 1959—1960 гг.— Атом. энергия, 1965, т. 18, вып. 3, с. 246.
29. Белова Е. И., Погодин Р. И., Коготков А. Я. Роль диффузии в перемещении стронция-90.— Радиобиология: Информ. бюл., 1971, вып. 13, с. 62.
30. Белова Е. И., Шаронов Г. Е., Моисеев А. А. К вопросу о поведении цезия-137 в дерново-подзолистых почвах Украинского Полесья. М.: Атомиздат, 1972.
31. Болтнева Л. И., Изразиль Ю. А., Ионов В. А., Назаров И. М. Глобальное загрязнение цезием-137 и стронцием-90 и дозы внешнего облучения на территории СССР.— Атом. энергия, 1977, т. 42, вып. 5, с. 355.
32. Бочкарев В. М., Антропова З. Г., Белова Е. И. Миграция стронция-90 и церия-144 в почвах различного механического состава.— Почвоведение, 1964, № 9, с. 56.
33. Будагов Б. А. Геоморфология северного склона Юго-Восточного Кавказа (АзССР).— Тр. Ин-та географии АН АзССР, 1957, т. 7, с. 5.
34. Вернадский В. И. Биосфера. Л., 1926. Т. 1, 2.
35. Волобуев В. Р. Почвы и климат. Баку: Изд-во АН АзССР, 1953.
36. Гедеонов Л. И., Виноградова В. К., Роянов С. П., Гриценко З. Г. К вопросу о накоплении стронция-90 и цезия-137 в почвах Ленинградской области.— В кн.: Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии. М.: Атомиздат, 1965, с. 345.
37. Гедеонов Л. И., Роянов С. П., Виноградова В. К. О распределении и миграции стронция-90 в почвах.— В кн.: Ядерная метеорология. Гидрометеоиздат, 1971, с. 80. (Тр. Ин-та эксперим. метеорологии; Вып. 21).
38. Георгиева Л., Димчев Т. Върху самоочистването на почвите в България от якоки дъждоживеещи продукти на ядрения взрив.— Почвоведение и агрохимия, 1977, т. 12, № 3, с. 46.
39. Грешилов А. А., Колобашкин В. М., Дементьев С. И. Продукты мгновенного деления ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu в интервале 0—1 ч: Справочник. М.: Атомиздат, 1969, 131 с.
40. Гулакин И. В., Коровкина А. В. Влияние механического состава почвы и органического вещества на поступление продуктов деления в растения.— В кн.: О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступления в растения и накопления в урожае. М.: Изд-во АН СССР, 1956, с. 127.

41. Гулякин И. В., Коровкина А. В. Поступление в растения продуктов деления в зависимости от внесения минеральных удобрений.— В кн.: О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. М.: Изд-во АН СССР, 1956, с. 115.
42. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Поступление продуктов деления в растения при внесении в почву извести и органического вещества.— В кн.: О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. М.: Изд-во АН СССР, 1956.
43. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Поступление в растения продуктов деления и накопление в урожае при внесении в почву извести, перегноя и калийных удобрений.— Изв. ТСХА, 1957, вып. 2 (15), с. 121.
44. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Вопросы агрохимии радиоактивных изотопов стронция, цезия и других продуктов деления.— Изв. ТСХА, 1958, вып. 1(20), с. 15.
45. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Влияние длительного применения удобрений на накопление радиоактивных продуктов деления в урожае овса.— Изв. ТСХА, 1959, вып. 3(28), с. 37.
46. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Радиоактивные продукты деления в почвах и растениях. М.: Госатомиздат, 1962.
47. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Положение радиоактивных продуктов деления в периодической системе Д. И. Менделеева и их миграция в почве и растениях.— Изв. ТСХА, 1969, вып. 5, с. 196.
48. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. М.: Колос, 1973.
49. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. К вопросу агрохимии радиоактивных продуктов деления.— Агрохимия, 1978, № 1, с. 145.
50. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Жигарева Т. Л., Сидорова Е. Д. Поступление стронция-90 в растения в зависимости от применения минеральных удобрений.— Агрохимия, 1978, № 4, с. 112.
51. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Макаревич К. И. Поступление стронция-90 в горох из дерново-подзолистых почв.— Агрохимия, 1977, № 4, с. 101.
52. Гусев Н. Г. Защита от гамма-излучения продуктов деления: Справочник. М.: Атомиздат, 1968.
53. Даускурдис С. И., Новиков Ю. В. Гигиенические вопросы миграции стронция-90 и цезия-137 по цепи почва-растения—молоко и мясо коров.— Гигиена и санитария, 1973, № 4, с. 91.
54. Демкин О. Т. Накопление радиоактивных изотопов горными растениями: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1967.
55. Дибобес И. К., Пантелейев Л. И. и др. Глобальные выпадения стронция-90 на территории Урала в период 1961—1966 гг. М.: Атомиздат, 1967.
56. Докучаев В. В. Учение о зонах природы. СПб., 1899.
57. Достехов Б. А. Методика полевого опыта. М.: Колос, 1967.
58. Жигарева Т. Л., Мамонтова Л. А. и др. Изменение доступности радионуклидов растениями при химизации сельского хозяйства.— В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М., 1979, с. 150.
59. Захаров С. А. Почвообразователи и почвы Азербайджана. Классификация и география почв Азерб. ССР: Материалы по районированию Азерб. ССР.— Тр. Азерб. почв. экспедиции С. А. Захарова, 1927, т. 2, вып. 1, с. 7.
60. Захаров С. А. Почвы виноградных совхозов Ганджинского района Гострesta «Азвин». Баку: Гострест Азвин, 1929.
61. Захаров С. А. Почвы Нахичеванской АССР. Баку: АзФАН, 1939.
62. Засецина Л. Н. Формы соединений стронция-90 в атмосферных осадках и почвах и методы их определения: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. М., 1973.
63. Засецина Л. Н., Успенская А. А., Назарова Л. Ф. Необменный стронций-90 в почвах Дарвинского заповедника.— Тр. Дарвин. заповедника, Вологда, 1973, вып. 13, с. 45.

64. Зубарева И. Ф. Влияние концентрации ^{90}Sr в почве на коэффициенты накопления радиостронция в проростках пшеницы.— Агрохимия, 1975, № 10, с. 135.
65. Зыкова А. С., Телушкина Е. Л. и др. Скорость выпадения аэрозолей цезия-137 и стронция-90 из атмосферы.— Тр. Ин-та эксперим. метеорологии, 1971, вып. 21, с. 63.
66. Зыкова А. С., Телушкина Е. Л. и др. Радиоактивность атмосферного воздуха и некоторых продуктов питания в г. Москве 1971—1974 гг. М., 1976.
67. Иванов С. Н., Шагалова Э. Д., Шифрина С. С. О некоторых особенностях определения величины коэффициента дискриминации стронция-90 относительно кальция в системе «почва—растение».— Докл. АН БССР, 1974, т. 18, № 1, с. 66.
68. Иванов С. Н., Шагалова Э. Д., Шифрина С. С., Шиман Л. А. Коэффициент дискриминации в звене почва—растение и накопление стронция-90 в урожае.— Науч. тр. Белорус. НИИ почвоведения и агрохимии. Почвоведение и агрохимия, 1971, вып. 8, с. 171.
69. Источники и действие ионизирующей радиации: Докл. НКДАР ООН. Нью-Йорк, 1978, Т. 1.
70. Калинина Л. Ф. Закономерности почвенного и аэрозольного поступления стронция-90 в сельскохозяйственные растения в подзоне южной тайги: Автогр. дис. ... канд. с.-х. наук. М., 1975.
71. Кароль И. Л., Малахов С. Г. Глобальное распределение в атмосфере и выпадение радиоактивных продуктов ядерных взрывов.— В кн.: Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии. М.: Атомиздат, 1965, 244 с.
72. Кварацхелия Н. Т., Арнаутов Г. Н. Влияние органических и минеральных удобрений на вынос радиострония из некоторых почв Грузинской ССР.— В кн.: Радиоактивные изотопы в почвах и растениях: Труды по агрохимической физике. М.; Л.: Колос, 1969, вып. 18, с. 104.
73. Кварацхелия Н. Т., Глонти Г. Г. О миграции стронция-90 в почвах Грузии.— Почвоведение, 1965, № 10, с. 64.
74. Килиами Р. Я., Тваличелидзе Э. В., Зоидзе Д. Ш., Модаманшвили Г. Г. Некоторые закономерности загрязнения растений стронцием-90 в Грузии.— Радиобиология, 1977, т. 17, вып. 3, с. 450.
75. Кизибеков Б. Л. Концентрация стронция-90 в продуктах питания населения различных почвенно-климатических районов Азерб. ССР за 1965—1969 гг.— Учен. зап. Азерб. гос. мед. ин-та, 1972, т. 36, с. 40.
76. Клячковский В. М. Миграция радионуклидов в биосфере.— Вестн. АН СССР, 1966, № 5, с. 93.
77. Клячковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микропо количеств стронция, цезия, рутения и циркония.— Почвоведение, 1958, № 3, с. 47.
78. Клячковский В. М., Соколова Л. Н., Целищева Г. Н. Сорбция микропо количеств стронция и цезия в почвах.— Тр. II Междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии. Женева, 1958: Докл. сов. ученых. М.: Атомиздат, 1959, т. 5, с. 346.
79. Клячковский В. М., Целищева Г. Н. Поведение радиоактивных продуктов в почвах.— В кн.: О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. М.: Изд-во АН СССР, 1956, с. 3.
80. Книжников В. А., Петухова Э. В., Степанов Ю. С., Бархударов Р. М. Поступление стронция-90 и цезия-137 с продуктами питания и водой в результате глобальных выпадений в 1963—1966 гг.— Гигиена и санитария, 1968, № 1, с. 11.
81. Ковалев Р. В. Почвы Ленкоранской области. Баку: Изд-во АН АзССР, 1966.
82. Кокотю Ю. А., Попова Р. Ф., Урбанюк А. П. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами.— Радиохимия, 1961, т. 3, № 2, с. 199.

83. Корнеева Н. В. Влияние виповых и сортовых особенностей растений на накопление стронция-90 в урожае яровой пшеницы и гороха: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1974.
84. Кузнецов С. С. Вопросы геоморфологии Закавказья.— Изв. ГГО, 1938, т. 70, № 3.
85. Куликов Н. В., Каразаева Е. Н., Молчанова И. В. Роль режима увлажнения и некоторых категорий почвенной влаги в миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове.— В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М., 1979, с. 144.
86. Курганская В. М., Брендаков В. Ф. Влияние атмосферных осадков на уровень загрязнения почвенного покрова продуктами ядерных взрывов.— Радиобиология: Информ. бюл., 1971, вып. 13, с. 8.
87. Лавренчик В. Н. Распределение концептрапий Se^{144} и Ru^{106} над Атлантическим океаном в 1958 г.— Атом. энергия, 1962, т. 13, вып. 1, с. 72.
88. Лавренчик В. Н. Глобальное выпадение продуктов ядерных взрывов. М.: Атомиздат, 1965.
89. Лист Д., Махта Л. и др. Стронций-90 на земной поверхности.— В кн.: Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов. М.: Атомиздат, 1968.
90. Маликов В. Г., Жуков Б. И., Перепелятчикова Л. В. Влияние минеральных удобрений и промышленных отходов на поступление радиоизотопов в урожай растений Северного Кавказа.— В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М., 1979, с. 152.
91. Мамонтова Л. А. Поведение в почвах радиостронция и радиоцеция и накопление их в урожае растений в зависимости от применения торфа, карбонатов и фосфатов кальция и калия: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1977.
92. Марей А. Н. Радиоактивное загрязнение внешней среды и человек.— В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 164.
93. Марей А. Н., Баргузаров Р. М., Нээкиэва Н. Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: Атомиздат, 1974.
94. Марей А. Н., Баргузаров Р. М. и др. Особенности поступления глобальных цезия-137 и стронция-90 по пищевым цепям в Полесье.— Гигиена и санитария, 1970, № 1, с. 61.
95. Махонько К. П., Мзлагов С. Г., Неторумиза М. П. Вымывание из атмосферы продуктов деления.— В кн.: Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии. М.: Атомиздат, 1965.
96. Мельникова М. Р., Дорченко Л. С., Кудзял А. Д. Возможности уменьшения поглощения растениями радиоактивного стронция из почв. М.: Изд-во АН СССР, 1960.
97. Минашкина Н. Г., Езэрэз В. В. Метаэргические особенности и классификация гипсогипсовых почв.— Почвоведение, 1975, № 10, с. 74.
98. Мусеев А. А., Рамзаев Н. В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975.
99. Мусеев И. Т. Влияние различной обработки почвы, внесения удобрений и некоторых химических веществ на поступление Sr^{90} в растения и его накопление в урожае: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1970.
100. Мусеев И. Т., Рыдкий С. Г. Влияние внесения в почвы кремнекислого и трехзамещенного фосфорнокислого натрия на накопление стронция-90 в урожае растений. М.: Атомиздат, 1969.
101. Мусеев И. Т., Тигомирзов Ф. А. и др. Поведение ^{137}Cs в почвах и его накопление в сельскохозяйственных растениях.— Почвоведение, 1976, № 7, с. 45.
102. Мусеев И. Т., Тигомирзов Ф. А., Рерих Л. А. Влияние сортовых особенностей пшеницы и гороха на накопление цезия-137 и калия в урожае.— Вестн. МГУ. Сер. 17. Почвоведение, 1977, № 3, с. 105.
103. Мусеев И. Т., Тигомирзов Ф. А., Рерих Л. А. О действии и последействии соединений кальция и органического вещества на поступление ^{90}Sr в урожай культур.— Агрохимия, 1978, № 7, с. 119.

104. *Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А.* Роль почвенных свойств и минеральных удобрений при переходе ^{137}Cs в многолетние травы.— В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М., 1979, с. 155.
105. *Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Кулаков Н. В.* Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения.— Экология, 1972, № 3, с. 78.
106. *Молчанова И. В., Михайлова Л. Н.* О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах.— В кн.: Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979, с. 22.
107. *Назарова Л. Ф.* Поведение стронция-90 в дерново-подзолистых почвах: Автореф. дис. ...канд. с.-х. наук. М., 1975.
108. *Николаев А. В.* Краткий курс радиохимии. М.: Высш. шк., 1969.
109. *Нозикова Н. Я.* Особенности поведения цезия-137 в системе почва—растение — шипевые продукты на территории Белорусского Полесья: Автореф. дис. ...канд. биол. наук. М., 1978.
110. *Новикова С. К., Тюрюканова Э. Б.* Распределение стронция-90 в почвах лугово-степной зоны.— Почвоведение, 1968, № 12, с. 46.
111. *Павлоцкая Ф. И.* Поступление и распределение радиоактивных продуктов ядерных взрывов на земной поверхности.— В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 41.
112. *Павлоцкая Ф. И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974.
113. *Павлоцкая Ф. И., Бабичева Е. В.* Долгоживущие искусственные и естественные радионуклиды в зоне сельскохозяйственных культур в Подмосковье. М.: Атомиздат, 1973.
114. *Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И.* О поступлении стронция-90 в растения. М.: Атомиздат, 1965.
115. *Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И.* К вопросу об изучении форм поступления и нахождения в почвах некоторых продуктов деления.— Радиобиология. Информ. бюл., 1966, вып. 9, с. 17.
116. *Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н. и др.* О подвижности и формах нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и черноземной почвах.— В кн.: Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966а, с. 22.
117. *Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б.* О влиянии природных условий на содержание и распределение радиоактивного стронция в почвенном покрове. М.: Атомиздат, 1967.
118. *Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б.* Миграция искусственных радионуклидов в природных биогеоценозах.— В кн.: Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976, с. 30.
119. *Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И.* Глобальное распределение радиоактивного стронция по земной поверхности. М.: Наука, 1970.
120. *Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б., Блохина М. И.* К вопросу об определении обменных кальция и стронция в почвах.— Аналит. химия, 1966, № 2, с. 157.
121. *Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г. А. и др.* К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках.— Почвоведение, 1964, № 2, с. 105.
122. *Погодин Р. И.* Физико-химические процессы, обусловливающие миграцию и биологическую доступность изотопов цезия-137 и стронция-90 в почвенной системе.— В кн.: Материалы Всесоюз. симпоз. «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации». Сыктывкар, 1973, с. 120.
123. *Поляков Ю. А.* Проблема «заражения» почв и сельскохозяйственных посевов продуктами радиоактивного распада.— Почвоведение, 1956, № 8, с. 57.

124. Поляков Ю. А. Поглощение почвами и растениями стронция.— В кн.: Вопросы физико-химии почв и методы исследований. М.: Изд-во АН СССР, 1959, с. 114.
125. Поляков Ю. А. Значение водного фактора и явлений ионного обмена в процессах выщелачивания микроколичеств стронция-90.— В кн.: Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966, с. 81.
126. Поляков Ю. А. Радиоэкология и дезактивация почв. М.: Наука, 1970.
127. Поляков Ю. А., Граковский В. Г. Диффузия ионов стронция-90 в почвах.— Тр. Дарвин. заповедника, Вологда, 1968, вып. 8, с. 164.
128. Поляков Ю. А., Кадер Г. И., Криницкий В. В. Закономерности поведения Sr⁹⁰ и Cs¹³⁷ в почве.— В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1970, с. 90.
129. Поляков Ю. А., Калишина Л. Н., Назарова Л. Ф. Роль физико-географических условий среды в явлениях миграции радионуклидов (β -излучателей) в почвах.— В кн.: Радиоактивные изотоны в почвах и растениях: Тр. по агроном. физике. М.: Колос, 1969, вып. 18, с. 43.
130. Применко Л. И. Растительный покров Азербайджана. Баку: Элм, 1970.
131. Прохоров В. М. О диффузии стронция-90 в почве и песке.— Радиохимия, 1962, т. 4, № 2, с. 205.
132. Прохоров В. М. Роль диффузных процессов в миграции радиоактивных загрязнений.— Атом. энергия, 1965, т. 18, вып. 6, с. 631.
133. Прохоров В. М. Диффузия некоторых радиоактивных продуктов деления в почвах.— Радиобиология: Информ. бюл., 1966, вып. 9, с. 46.
134. Прохоров В. М. Диффузия ионов в почвах и ее роль в миграции радионуклидов.— В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 118.
135. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах: (Физико-химические механизмы и моделирование): Автореф. дис. ...д-ра хим. наук. Л., 1974.
136. Прохоров В. М. Экспресс-метод оценки вертикального выноса элементов из пахотного слоя почвы.— Почвоведение, 1976, № 4, с. 161.
137. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981.
138. Прохоров В. М., Баранова З. А. и др. Изучение связей между Sr⁹⁰ и свойствами почвы методом многомерной математической статистики.— Агрохимия, 1972, № 4, с. 101.
139. Прохоров В. М., Рыжинский М. В. и др. Прогноз вертикальной миграции стронция-90 в почвах с использованием математической модели.— Почвоведение, 1974, № 1, с. 52.
140. Прохоров В. М., Фрид А. С. Влияние гумуса на скорость диффузии стронция-90 в кварцевом песке.— Почвоведение, 1966, № 3, с. 68.
141. Прохоров В. М., Фрид А. С. Расчет вертикального перемещения стронция-90 в однородных почвах.— Радиобиология, 1970, № 3, с. 54.
142. Райков Н., Граковский В., Бурец Л. Диффузия на стронций-90 и цезий-137 в почве.— Почвоведение и агрохимия, 1977, т. 12, № 2, с. 44.
143. Радиоактивность и пища человека. М.: Атомиздат, 1971, с. 160.
144. Рейнгард А. Л. К вопросу о следах ледникового периода на Куссарской наклонной равнине.— Изв. РГО, 1926, т. 58, вып. 1, с. 3.
145. Рейнгард А. Л. К вопросу о четвертичном оледенении Кавказа.— Докл. АН СССР, 1927, № 19, с. 319.
146. Розанов А. Н. Серо-коричневые почвы Кура-Араксинской низменности.— Почвоведение, 1952, № 12.
147. Розанов А. Н. Зональные почвы равнины и предгорий Кура-Араксинской низменности. Вопросы происхождения почв и их мелиорация.— Тр. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева, 1954, т. 44.
148. Розанов А. Н. О зональных типах почв равнины и предгорий Кура-Араксинской низменности.— В кн.: Тр. совещ. по вопросам генезиса, классификации, географии и мелиорации почв Закавказья. Баку: Изд-во АН АзССР, 1955.

149. *Росляков С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И.* О миграции стронция-90 по профилю почв.— *Почвоведение*, 1971, № 6, с. 29.
150. *Сабоев С.* Почвенно-биогеохимическая характеристика пустынных биогеоценозов Восточного Памира: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1970.
151. *Салаев М. Э.* Почвы Малого Кавказа. Баку: Изд-во АН АзССР, 1966.
152. *Санжарова Н. И.* Влияние почвенных условий и распределения корневых систем на поступление ^{90}Sr в дикорастущие травянистые растения: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1978.
153. *Силантьев А. Н., Шкуратова И. Г.* Влияние состояния поверхностного слоя почвы на параметры миграции ^{137}Cs .— В кн.: *Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии*. М., 1979, с. 143.
154. *Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А.* и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва—раствор.— В кн.: *Радиоактивность почв и методы ее определения*. М.: Наука, 1966, с. 46.
155. *Тимофеева Н. А.* К вопросу о миграции радиостронция в биогеоценозах.— *Докл. АН СССР. Сер. биол.*, 1960, т. 133, № 2, с. 488.
156. *Тимофеева Н. А., Титлянова А. А.* Сорбция стронция-90 почвами.— *Изв. АН СССР. Сер. биол.*, 1959, № 1, с. 111.
157. *Титлянова А. А.* О поведении цезия и рубидия в почвах.— *Почвоведение*, 1962, № 3, с. 53.
158. *Титлянова А. А.* Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1963.
159. *Титлянова А. А., Тихомеева Н. А.* О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве.— *Почвоведение*, 1959, № 3, с. 86.
160. *Титлянова А. А., Тихомеева Н. А.* Сорбция радиоактивных изотопов почвой.— Тр. Ин-та биологии УФАН СССР, 1962, вып. 22, с. 17.
161. *Тихомиров Ф. А.* Вопросы радиоэкологии лесных биогеоценозов.— В кн.: *Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации*. Сыктывкар, 1976, с. 70.
162. *Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М.* Действие ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы.— В кн.: *Современные проблемы радиобиологии*. Т. 2. М.: Атомиздат, 1971, с. 228.
163. *Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Федоров Е. А.* Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения.— *Peaceful Uses of Atomic Energy*, N. Y. U. N., 1972, vol. 11, p. 675.
164. *Тихомиров Ф. А., Прохоров В. М.* и др. Нахождение связи между поступлением ^{137}Cs в растения и свойствами почв.— *Агрохимия*, 1978, № 8, с. 116.
165. *Тихомиров Ф. А., Юланов В. П.* и др. Распределение и миграция радиоактивного стронция в корнях древесных растений.— *Радиобиология*: Информ. бюл., 1971, вып. 13, с. 71.
166. *Тюрюканова Э. Б.* О методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов. М.: Атомиздат, 1968.
167. *Тюрюканова Э. Б.* Ландшафтно-геохимические аспекты миграции стронция-90.— В кн.: *Современные проблемы радиобиологии*. Т. 2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 81.
168. *Тюрюканова Э. Б.* О миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах.— В кн.: *Очерки современной геохимии и аналитической химии*. М.: Наука, 1972, с. 527.
169. *Тюрюканова Э. Б.* Радиогеохимия почв полесий Русской равнины. М.: Наука, 1974.
170. *Тюрюканова Э. Б.* Экология стронция-90 в почвах. М.: Атомиздат, 1976.
171. *Тюрюканова Э. Б., Алиев Д. А., Абдуллаев М. А.* Распределение стронция-90 в почвах Азербайджанской ССР. М., 1978.
172. *Тюрюканова Э. Б., Конова Н. И., Сабоев С.* Радиоактивный стронций в почвенно-растительном покрове пастбищ Восточного Памира.— *Экология*, 1971, № 1, с. 45.

173. Тюрюканова Э. Б., Павлоцкая Ф. И., Баранов В. И. Особенности распределения стронция-90 в различных типах почв Европейской части СССР в 1961 г.— В кн.: Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966, с. 36.
174. Фирсакова С. К., Ширшов В. А. О размерах загрязнения пастбищного корма стронцием-90 в 1965—1967 гг.— Агрохимия, 1971, № 11, с. 128.
175. Чулков П. М. Содержание стронция-90 в почве и растительном покрове Московской области. М.: Изд-во АН СССР, 1960.
176. Чулков П. М., Курчатова Л. Н. и др. Содержание Sr⁹⁰ в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы.— Почвоведение, 1957, № 4, с. 28.
177. Чуркин В. Н., Брендаков В. Ф. Обобщенные характеристики радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова Советского Союза в 1963 г.— Информ. бюл. Радиобиология, 1966, вып. 9, с. 11.
178. Шакури Б. К. К вопросу изучения естественного плодородия основных типов почв и их эродированных разностей Ильичевского района Нахичеванской АССР.— Тр. сектора аэрозии, Баку, 1965, т. 3, с. 210.
179. Шакури Б. К. Содержание валовых и подвижных форм микроэлементов в почвах Закавказья.— Почвоведение, 1981, № 4, с. 49.
180. Шеедов В. П., Жилкина М. И. и др. Выпадение радиоактивных изотопов в различных географических районах.— В кн.: Радиоактивное загрязнение внешней среды. М.: Атомиздат, 1962.
181. Ширшова Р. А. Влияние калийных удобрений на поступление в растения радиоактивного стронция.— Почвоведение, 1962, № 3, с. 36.
182. Ширшова Р. А. Сравнительное поступление и распределение стронция-90 и кальция, цезия-137 и калия в разных органах сельскохозяйственных растений.— Агрохимия, 1973, № 3, с. 89.
183. Шихалибейли Э. Ш. Геоморфология и развитие рельефа азербайджанской части южного склона Большого Кавказа.— В кн.: Тр. конф. по геоморфологии Закавказья. Баку: Изд-во АН АзССР, 1953, с. 52.
184. Шихалибейли Э. Ш. Геологическое строение и развитие Азербайджанской части южного склона Большого Кавказа. Баку, 1956.
185. Шубко В. М., Курчатов В. В. Выпадение долгоживущих продуктов деления на территории СССР в 1959—1960 гг. М.: Госатомиздат, 1961.
186. Шутов В. Н., Моксевич Л. П., Дричко В. Ф. О некоторых закономерностях поступления щелочноземельных элементов из почвы в растение.— Почвоведение, 1982, № 3, с. 31.
187. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды: Пер. с англ.; Под ред. П. П. Лярского. М.: Атомиздат, 1967.
188. Юдинцева Е. В. Агрохимия стронция-90, цезия-137 и некоторых других продуктов деления: Автограф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1964.
189. Юдинцева Е. В., Бакунов Н. А. Поступление в растения пшеницы цезия-137 из различных почв.— Докл. ТСХА, 1965, вып. 115, ч. 1, с. 61.
190. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968.
191. Юдинцева Е. В., Фоломкина З. М. Влияние навоза и минеральных удобрений на поступление стронция-90 в пшеницу.— Докл. ТСХА, 1968, вып. 133, с. 247.
192. Alexander L. T. Health Safety Laboratory. Fallout Program Quarterly Summary Report USA EC Report HASL-183, 1961, p. 16.
193. Alphen J. G., F. de Los Rios Romero. Gypsiferous soils (Notes on Their Characteristics and Management). Wageningen: Int. Inst. Land Reclam. Improvement, 1971.
194. Anderson W., Burton L. K., Crookall J. O. Radiostrontium and radiocaesium in milk during 1959.— Nature, 1960, vol. 187, N 4732, p. 108.
195. Auerbach S. I., Witkamp M., Frank M. Movement of caesium-137 in pine forest floor subsystems. ORNL-4007 (Oak Ridge National Laboratory), 1966, p. 74.

196. *Barkhudarov R. M., Marei A. N., Novikova N. Ya.* Factors determining the increased migration of caesium-137 from the environment into the human body.— In: Environmental Behaviour of Radionuclides Released in the Nuclear Power Industry. IAEA publication STI (PUB) 345. Vienna, 1973, p. 365—372.
197. *Bryant F. J., Chamberlain A. C., Morgan A., Spicer J. S.* Radiostrontium in soil, grass, milk and bone U. K., 1956 results.— *J. Nucl. Energy*, 1957, vol. 6, N 1/2, p. 22.
198. *Comar C. L., Russell R. S., Wasserman R. H.* Strontium-calcium movement from soil to man.— *Science*, 1957, vol. 126, N 3272, p. 485.
199. *Garden B., Green J.* Exchange capacities of some Sydney soils for strontium ions. *Austral. J. Appl. Sci.*, 1959, vol. 10, N 2, p. 104.
200. *Eisenbud M.* Deposition of strontium-90 through October 1958. The global deposition of strontium-90 is discussed in relation to the absorption of the isotope by man.— *Science*, 1959, vol. 130, N 3367, p. 76.
201. *Delmas J.* Transfert des radionuclides aux cultures et aux produits agricoles.— *Bull. inform sci. et techn. CEA*, 1977, N 222, p. 39.
202. *Feely H. W.* Worldwide deposition of strontium-90 through 1975.— In: Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL-308. N. Y., 1976, p. 1—137.
203. *Francis C. W.* Radiostrontium Movement in Soils and Uptake in Plants.— *Techn. Inform. Center U. S. Department of Energy*, TID-27564, 1978.
204. *Franklin R., Cersper P., Holowaychuk N.* Analysis of gamma-ray spectra from soils and plants. II. Effect of trees on the distribution of fallout.— *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1967, vol. 31, N 1.
205. *Gulyakin I. V., Yudintseva E. V.* Plant uptake of fission products when lime and organic matter are introduced into the soil. On the behaviour of radioactive fission products in soil, their absorption by plants and their accumulation in crops. *Gk.-71 (USA)*, 1957.
206. *Hardy E. P.* Depth distribution of global fallout Sr-90, Cs-137, Pu-239, 240 in sandy loam soil.— In: Health and Safety Laboratory fallout programme: Quarterly summary report HASL-286. N. Y., 1974, p. 1—10.
207. *Hardy E., Alexander L. T.* Rainfall and deposition of strontium-90 in Clallam Country, Washington.— *Science*, 1962, vol. 136, N 3519, p. 881.
208. *Heine K., Wiecken A.* Untersuchungen zum Cs 137 Übergang in der Nahrungskette Boden-Bewuchs-Milch und einem gegebenen Standort.— *Milchwissenschaft*, 1979, Bd. 34, N 5, S. 275.
209. *Helf S.* Environmental radioactivity in woods soil from Dover, New Jersey during 1964—1965.— *Radioact. Health. Data and Repts.*, 1967, vol. 8, N 9, p. 553.
210. *Ichikawa R., Abe M., Eto M.* Evaluation of the origins of strontium-90 contained in wheat plant.— *Science*, 1961, vol. 133, N 3469, p. 2017.
211. *Knoop E., Schroeder D.* Der ^{90}Sr — Gehalt einiger Boden Schleswig-Holsteins.— *Naturwissenschaften*, 1958, Jg. 45, H. 18, S. 436.
212. *Kuroda P. K., Hodges H. L., Fry L. M.* Spring peak of strontium-90 fallout.— *Science*, 1960, vol. 132, N 3429, p. 742.
213. *Langham W. H.* Considerations of biospheric contamination by radioactive fallout.— In: Radioactive fallout, soils, plants, foods, man. 1965.
214. *Leifer H., Schoenberg M., Tockel L.* Updating stratospheric inventories to July 1975.— In: Health and Safety Laboratory environmental quarterly HASL-306. N. Y., 1976, p. 1—142.
215. *Libby W. F.* Beneficiation on soils contaminated with strontium-90: beneficial effects of potassium.— *Science*, 1958, vol. 128, N 3332, p. 1134.
216. *Lindell B., Magi A.* The occurrence of caesium-137 in Swedish food, especially dairy milk, and in the human body after the nuclear test explosions in 1961 and 1962.— *Ark. fys.*, 1965, vol. 29, p. 69.
217. *Lockhart L. B., jun., Baus R. A., Patterson R. L., jun., Saunders A. W., jun.* Radiochemical analyses of fission debris in the air along the 80th meridian, West.— *J. Geophys. Res.*, 1960, vol. 65, N 6, p. 1711.

218. *Martell E. A.* Atmospheric aspects of strontium-90 fallout.— *Science*, 1959, vol. 129, N 3357, p. 1197.
219. *Martin R. P., Newbould P., Russell R. S.* Discrimination between strontium and calcium in plants and soil.— In: *UNESCO Intern. Conf. on the Use Radioisotopes*. P., September 9—20, 1957.
220. *Menzel R. G., Myhre D. L., Roberts H.* Foliar retention of strontium-90 by wheat.— *Science*, 1961, vol. 134, N 3478, p. 559.
221. *Milbourn G. M.* The uptake of radioactive strontium by crops under field conditions in the United Kingdom.— *J. Agr. Sci.*, 1960, vol. 55, N 2, p. 273.
222. *Morgan A. J.* The uptake of Sr⁸⁰ by ryegrass.— *J. Nucl. Energy*, Pt A, 1959, vol. 11, N 4, p. 8.
223. *Muir A.* Notes on the soils of Syria.— *J. Soil Sci.*, 1951, vol. 2, N 2, p. 163.
224. *Nagayama Sh., Tamaki T.* Leaching of radionuclides into river waters and variation of radionuclide concentrations in tap waters.— *Nucl. Sci. Abstrs Jap.*, 1965, vol. 4, N 3, p. 90.
225. *Nishita H., Kovalewsky B. W., Larson K. H.* Influence of soil organic matter on mineral uptake by barley seedlings.— *Soil Sci.*, 1956a, vol. 82, N 4, p. 307.
226. *Nishita H., Kovalewsky B. W., Larson K. H.* Influence of soil organic matter on mineral uptake by tomato plants.— *Soil Sci.*, 1956b, vol. 82, N 5, p. 407.
227. *Nishita H., Kovalewsky B. W., Steen A. J., Larson K. H.* Fixation and extractability of fission products contaminating various soils and clays.— *Soil Sci.*, 1956, vol. 81, N 4, p. 317.
228. *Nishita H., Romney E. M., Alexander G. V., Larson K. H.* Influence of K and Cs on release of Cs 137 from three soils.— *Soil Sci.*, 1960, vol. 89, N 3, p. 167.
229. *Nishita H., Romney E. M., Larson K. H.* Uptake of radioactive fission products by crop plants.— *J. Agr. and Food Chem.*, 1961, vol. 9, N 2, p. 101.
230. *Pavlovskaia F. I., Tyuryukanova E. B., Baranov V. I.* On the mobility of strontium and some other components of global fallout in soils and their accumulation in plant.— In: *Radioecological Concentration Processes: Proc. of the Intern. Symp. held in Stockholm 25—29 April 1966*. L.: Pergamon press, 1967, p. 25.
231. *Polyakov Yu. A., Kalishina L. N., Nazarova L. F.* Distribution of Sr 90 in the soil profile in the moderately northern latitudes of the USSR.— In: *Radioecological Concentration Processes: Proc. of the Intern. Symp. held in Stockholm*. L.: Pergamon press, 1967.
232. *Roberts H., Menzel R.* Availability of exchangeable and nonexchangeable Sr 90 to plants.— In: *Radioactive fallout, soils, plants, foods, man*. Amsterdam. N. Y.; L.: Elsevier publ., 1965, p. 21.
233. *Roessler C. E., Dunavant D. G., Bevis H. A.* Investigations of unusual cesium ecologia in Florida — cesium-137 levels in feed-beef.— *Health Phys.*, 1969, vol. 16, N 6, p. 691.
234. *Russell R. S., Milbourn G. M.* Rate of entry of radioactive strontium into plants from soil.— *Nature*, 1957, vol. 180, N 4581, p. 322.
235. *Schulz R., Moberg J., Overstreet R.* Some experiments on the decontamination of soils containing strontium-90.— *Hilgardia*, 1959, vol. 128, N 17, p. 457.
236. *Sousselier Y., Pradel J.* The management of radioactive wastes and their long-term storage.— In: *Rep. at the Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy*. Geneva, 1971, N 766.
237. *Squire H. M.* Changes with time in the availability of strontium-90 in soil.— *Nature*, 1960, vol. 188, N 4749, p. 518.
238. *Szabolcs L., Szabo A., Bende E.* Radiological vizsgalatok a Fertotavon es konyeken.— *Foldt. közl.*, 1978, vol. 26, N 2, old. 128.

239. *Tensho K., Yen K. L., Mitsui S.* Absorption of radioactive strontium by soil, especially in relation to native calcium.— *Soil Sci. and Plant Nutr.*, 1961, vol. 7, N 4, p. 152.
240. *Thornthwaite C. W., Mather J. R., Nakamura J. K.* Movement of radiostrontium in soils.— *Science*, 1960, vol. 131, N 3406, p. 1015.
241. *Uhler R. L., Hungate F. P.* Relative availability of some strontium-90 compounds in soil.— *Nature*, 1960, vol. 187, N 4733, p. 252.
242. *Vose P. B., Koontz H. V.* Uptake of strontium by pasture plants and its possible significance in relation to the fall-out of strontium-90.— *Nature*, 1959, vol. 183, N 4673, p. 1447.
243. *Vose P. B., Koontz H. V.* The uptake of strontium and calcium from soils by grasses and legumes and the possible significance in relation to Sr-90 fallout.— *Hilgardia*, 1960, vol. 29, N 12, p. 575.
244. *Wasserman R. H., Comar C. L., Tiwardock A. R.* Metabolic behaviour of ^{137}Cs — ^{137m}Ba in the lactating goat.— *Int. J. Radiat. Biol.*, 1962, vol. 4, N 3, p. 299.
245. *Walton A.* The distribution in soils of radioactivity from weapons tests.— *J. Geophys. Res.*, 1963, vol. 68, N 5, p. 1485.
246. *Wiklander L.* Uptake, adsorption, and leaching of radiostrontium in a lysimeter experiment.— *Soil Sci.*, 1964, vol. 97, N 3, p. 168.

Содержание

Предисловие	3
Введение	7
Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs во внешней среде	10
Образование ^{90}Sr и ^{137}Cs и поступление их во внешнюю среду	10
Организация и методы исследований	13
Методика определения ^{90}Sr и ^{137}Cs	14
Особенности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах	17
Роль почвенных факторов в процессах миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs	17
Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах	17
Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Малого Кавказа	19
Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской АССР	36
Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности	41
Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области	47
Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Большого Кавказа	51
Влияние атмосферных осадков и высоты местности на распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах	56
Картосхемы распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана	61
Формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана	61
Особенности поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения	66
Накопление ^{90}Sr в дикорастущих растениях	71
Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в культурных растениях	72
Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs из почв в растения	76
Прогнозирование накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур	80
Влияние минеральных и органических удобрений на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения	81
Заключение	87
Литература	89

ДЖАЛАЛ АЛИРЗА оглы АЛИЕВ
МАХМУД АБДУЛЛА оглы АБДУЛЛАЕВ
**Стронций-90 и цезий-137
в почвенно-растительном покрове
Азербайджана**

Утверждено к печати
Азербайджанским научно-исследовательским
институтом земеделия
АН АзССР

Редактор издательства М. Е. Анцелович

Художник Д. И. Бочаров

Художественный редактор М. В. Версоцкая

Технический редактор И. Н. Жмуркина

Корректор А. Б. Васильев

ИБ № 27631

Сдано в набор 30.09.83. Подписано к печати 21.11.83
Т-21811. Формат 60×90^{1/16}. Бумага типографская № 1

Гарнитура обыкновенная. Печать высокая

Усл. печ. л. 6,5. Уч.-изд. л. 7. Усл. кр. отт. 6,75

Тираж 1400 экз. Тип. зак. 2332

Цена 1 р. 10 к.

Издательство «Наука»

117864 ГСП-7, Москва В-485, Профсоюзная ул., 90.

2-я типография издательства «Наука»

121099, Москва, Г-99, Шубинский пер., 10

В издательстве «Наука» готовятся к печати книги:

Никитишен В. И.

**Агрохимические основы эффективного применения удобрений
в интенсивном земледелии**

17 л. 2 р. 50 к.

В работе обобщены литературные данные и многолетние исследования автора по изучению минерального питания, круговорота и баланса питательных веществ в системе почвы — растение — удобрение, закономерностей прямого действия и последействия удобрений в севооборотах интенсивного типа. Рассчитаны оптимальные дозы минеральных удобрений для формирования планируемых урожаев сельскохозяйственных культур с учетом мобилизации почвенного плодородия и последействия вносимых удобрений.

Для научных и практических работников, специализирующихся в области агрохимии, почвоведения и земледелия.

Экологические проблемы применения минеральных удобрений
20 л. 3 р.

Монография посвящена оценке участия удобрений в круговороте питательных элементов, возможным последствиям интенсивного применения удобрений для окружающей среды, а также описанию приемов повышения коэффициента использования питательных веществ удобрений и предотвращения их отрицательного воздействия на человека. Показана роль азотных, фосфорных и калийных удобрений в ландшафтно-агротехническом балансе биофильных элементов в районах интенсивной химизации сельского хозяйства в орошаемых и неоршаемых условиях.

Для агрономов, почвоведов, агрономов, экологов, гигиенистов.

Для получения книг почтой заказы просим направлять по адресу: 117192, Москва, Мичуринский проспект, 12, магазин «Книга — почтой» Центральной конторы «Академкнига»; 197346 Ленинград, Петрозаводская ул., 7, магазин «Книга — почтой» Северо-Западной конторы «Академкнига» или в ближайший магазин «Академкнига», имеющий отдел «Книга — почтой».

- 480091 Алма-Ата, ул. Фурманова, 91/97 («Книга — почтой»);
370005 Баку, ул. Джаваридзе 13 («Книга — почтой»);
320093 Днепропетровск, проспект Гагарина, 24 («Книга — почтой»);
734001 Душанбе, проспект Ленина, 95 («Книга — почтой»);
375002 Ереван, ул. Туманяна, 31;
664033 Иркутск, ул. Лермонтова, 289;
420043 Казань, ул. Достоевского, 53;
252030 Киев, ул. Ленина, 42;
252030 Киев, ул. Пирогова, 2;
252142 Киев, проспект Вернадского, 79;
252030 Киев, ул. Пирогова, 4 («Книга — почтой»);
277012 Киншинев, проспект Ленина, 148 («Книга — почтой»);
843900 Краматорск Донецкой обл., ул. Марата, 1;
660049 Красноярск, проспект Мира, 84;
443002 Кубаньшев, проспект Ленина, 2 («Книга — почтой»);
191104 Ленинград, Литейный проспект, 57;
199164 Ленинград, Таможенный пер., 2;
198034 Ленинград, В/О, 9 линия, 16;
220012 Минск, Ленинский проспект, 72 («Книга — почтой»);
103009 Москва, ул. Горького, 19а;
117312 Москва, ул. Басилева, 55/7;
630076 Новосибирск, Красный проспект, 51;
630090 Новосибирск, Академгородок, Морской проспект, 22 («Книга — почтой»);
142292 Пущино, Московская обл., МР, «В», 1;
620151 Свердловск, ул. Мамина-Сибиряка, 137 («Книга — почтой»);
700029 Ташкент, ул. Ленина, 73;
700100 Ташкент, ул. Шота Руставели, 43;
700187 Ташкент, ул. Дружбы народов, 6 («Книга — почтой»);
634050 Томск, наб. реки Ушайки, 18;
450059 Уфа, ул. Р. Зорге, 10 («Книга — почтой»);
450025 Уфа, ул. Коммунистическая, 49;
720001 Фрунзе, бульвар Даержинского, 42 («Книга — почтой»);
310078 Харьков, ул. Чернышевского, 87 («Книга — почтой»).