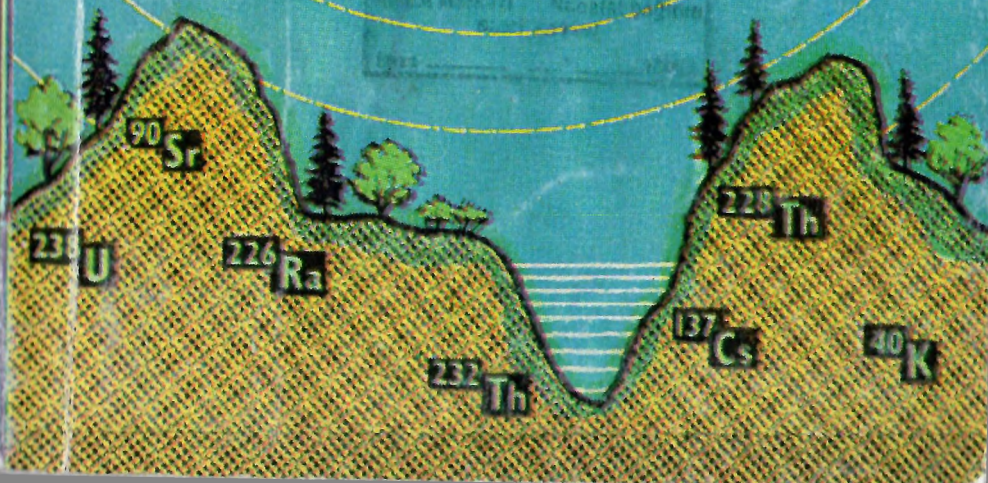


М. А. АБДУЛЛАЕВ, Дж. А. АЛИЕВ

**МИГРАЦИЯ
ИСКУССТВЕННЫХ
И ЕСТЕСТВЕННЫХ
РАДИОНУКЛИДОВ
В СИСТЕМЕ
ПОЧВА-РАСТЕНИЕ**



АЛИЕВ ДЖАЛАЛ АЛИРЗА оглы родился 30 июня 1928 г. Окончил биологический факультет Азербайджанского государственного университета. Действительный член Академии наук Азербайджана, член Российской академии сельскохозяйственных наук, иностранный член Украинской академии аграрных наук, действительный член Нью-Йоркской академии наук, доктор биологических наук, профессор, заслуженный деятель науки Азербайджана, руководитель отдела физиологии растений Института земледелия МСХ Азербайджана и отдела молекулярно-генетических основ продукционных процессов Института ботаники АН Азербайджана.



Автор более 400 научных работ, более 15 монографий. Основные направления научных исследований - фотосинтетическая деятельность и продуктивность растений, селекция высокоурожайных сортов зерновых, овощных культур, физико-химические исследования жизнедеятельности растений, минеральное питание растений, радиологическое состояние почвенно-растительного покрова и радиационный режим.

АБДУЛЛАЕВ МАХМУД АБДУЛЛА оглы родился 30 июня 1941 г. Окончил Азербайджанскую сельскохозяйственную академию в 1962 г., доктор сельскохозяйственных наук, ведущий научный сотрудник отдела физиологии растений АзНИИ Земледелия МСХ Азербайджана.

Автор ряда статей и монографий (в соавторстве с академиком Дж.А.Алиевым) по проблемам радиозоологии. Область научных интересов - миграция искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение и охрана окружающей среды.



М.А.АБДУЛЛАЕВ, Дж.А.АЛИЕВ

**МИГРАЦИЯ ИСКУССТВЕННЫХ
И ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИ-
ДОВ В СИСТЕМЕ ПОЧВА-РАСТЕНИЕ**

БАКУ - "ЭЛМ" - 1998

Редактор:

Академик РАСХН, доктор биологических наук,
профессор Р.М.АЛЕКСАХИН

М.А.АБДУЛЛАЕВ, Дж.А.АЛИЕВ. МИГРАЦИЯ ИСКУССТВЕННЫХ И
ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ ПОЧВА-РАСТЕНИЕ.
Баку, "Элм", 1998, 240 стр.

ISBN 5-8066-0930-8

В монографии на основе многолетних наблюдений и исследований освещены основные закономерности поведения искусственных (как до аварии на Чернобыльской АЭС, так и после нее) и естественных радионуклидов в основных типах почв Азербайджанской Республики, а также накопление их в различных естественных (дикорастущих) и сельскохозяйственных растениях. Рассмотрены результаты соотношений различных форм стронция-90, цезия-137, урана-238 и тория-232 в основных типах почв. Дан прогноз возможного накопления стронция-90 и цезия-137 в некоторых сельскохозяйственных растениях, рассмотрены мероприятия, направленные на снижение накопления искусственных и естественных радионуклидов в продукции растениеводства.

Книга посвящается памяти видного азербайджанского ученого, академика, доктора сельскохозяйственных наук, профессора ГАСАНА АЛИРЗА ОГЛЫ АЛИЕВА (1907-1993), внесшего большой вклад в развитие отечественного и мирового почвоведения, географии, биологии, а также радиэкологии.

Книга рассчитана для радиобиологов, радиэкологов, почвоведов, научных сотрудников, работников радиологической службы, студентов сельскохозяйственных вузов и биологического факультета университета.

А $\frac{3704030000}{655(07)-98}$ - 98

© Издательство "Элм", Баку, 1998

ПРЕДИСЛОВИЕ

С момента вступления человечества в новую "атомную эру" появилась настоятельная необходимость систематических исследований плотности радиоактивных нуклидов и закономерностей миграции радиоактивных веществ в различных экологических системах.

В этой связи предлагаемая читателям монография М.А.Абдуллаева и Д.А.Алиева представляет большой научный интерес в различных областях экологии, почвоведения, радиоэкологии и радиобиологии. Монография подводит некоторые итоги многолетних экспериментальных исследований в натуральных условиях выполненных под руководством и с участием академика АН Азербайджанской Республики, доктора биологических наук, профессора Д.А.Алиева.

Книгу условно можно разделить на две части. В первой части монографии представлен ценный материал, характеризующий загрязнение почвенно-растительного покрова различных регионов Азербайджана искусственными (такими, как стронций-90 и цезий-137) радионуклидами глобального происхождения, как до аварии на Чернобыльской Атомной Электростанции, так и после нее.

Известно, что территория Азербайджана - регион с весьма разнообразными почвенно-климатическими условиями. Достаточно сказать, что из 11 основных типов климата земного шара лишь два типа не встречается в Азербайджане - климат тропических лесов и климат саванн. Она расположена в поясе между 40 и 50°с.ш., где были наиболее интенсивные радиоактивные выпадения после ядерных испытаний. Поэтому радиоэкологическая оценка распространения стронция-90 и цезия-137 в почвенно-растительном покрове Азербайджана представляет несомненный научный и практический интерес.

Многие аспекты поведения стронция-90 и цезия-137 описанные в монографии, позволяют понять ранее неизвестные и неописанные особенности миграции указанных радионуклидов

в системе почва-растение. В частности, к таким особенностям можно отнести почвенную химию стронция-90 и цезия-137 в богатых кальцием и калием почвах, динамику форм этих радионуклидов в аридных и гумидных почвах, влияние количество годовых атмосферных осадков и высоты местности над уровнем моря на перераспределение их в почвах и поступление в растения и т.д. Эти результаты существенно обогащают радиоэкологию стронция-90 и цезия-137.

В книге отмечается факт значительного повышения концентраций стронция-90 в почвах республики после аварии на Чернобыльской Атомной Электростанции, особенно это заметно в почвах Ленкоранской области.

Разработка мероприятий, устраняющих или уменьшающих опасность загрязнения продуктов растениеводства стронцием-90 и цезием-137, имеет большое практическое значение для систем земледелия на территории, подвергшейся загрязнению этими радионуклидами. Одним из таких мероприятий является применение минеральных удобрений под посевы. В многолетних экспериментах авторами установлено, что применение полного минерального удобрения в оптимальных и более высоких дозах под различные сельскохозяйственные культуры наряду со значительным повышением урожайности, приводит к ощутимому снижению поступления стронция-90 и цезия-137 в продукцию растениеводства. Практическая значимость таких исследований очевидна.

Вторая часть монографии посвящена изучению поведения естественных (таких, как уран-238, радий-226, полоний-210, торий-232, торий-228 и калий-40) радионуклидов в системе почва-растение в различных регионах республики. Представлены также материалы показывающие различные формы нахождения урана-238 и тория-232 в основных типах почв. Авторами впервые установлено, что основная часть этих радионуклидов в почвах республики находится в фиксированной форме, превышающей обменную и кислоторастворимую формы вместо взятых. В этой части книги приведены также результаты накопления естественных радионуклидов в различных сельскохозяйственных растениях.

Авторами книги установлено, что применение минеральных удобрений под посевы приводит к повышению урожайности - с одной стороны, значительно снижает накопления урана-238 и тория-232 в сельскохозяйственной продукции - с другой.

Помимо своего научного значения, представленный материал может быть полезен для практики сельскохозяйственного производства.

В настоящей книге освещается часть многолетних комплексных исследований по проблеме миграции искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение в условиях Азербайджанской Республики. Несомненно, эти материалы вносят неоценимый вклад в наш атомный век в изучение фундаментальных вопросов современности - охраны окружающей среды от антропогенного воздействия.

Научная новизна работы, выполненной на стыке ряда фундаментальных и прикладных аграрных наук (экологии, радиоэкологии, радиобиологии, биогеохимии, почвоведении, агрохимии, земледелия и др.), заключается в создании под руководством академика Дж.А.Алиева нового научного направления в республике - развитие исследований в области сельскохозяйственной радиоэкологии.

Издание книги целесообразно, так как принесет несомненную пользу и в качестве эталонных данных по концентрации искусственных и естественных радионуклидов в почвах, растениях и как монографическое исследование роли физико-химических особенностей почв на переход указанных радионуклидов в растения. Надеюсь, что монография будет с удовлетворением встречена читателями.

Настоящая книга (монография) посвящена светлой памяти академика, доктора сельскохозяйственных наук, профессора ГАСАНА АЛИРЗА ОГЛЫ АЛИЕВА, одного из основоположников почвоведения, географии, биологии и радиоэкологии в нашей стране, под чьим непосредственным руководством были разработаны комплексные программы по почвоведению (в частности по лесному почвоведению), географии и радиоэкологии и выполнены первые экспериментальные исследования.

Доктор биологических наук,
профессор-эколог
Г.Ш.МАМЕДОВ

ВВЕДЕНИЕ

Проблема загрязнения почвы и растительного покрова искусственными радионуклидами возникла с поступлением в биосферу радиоактивных продуктов ядерных взрывов, ставших одним из постоянных и необратимых ее компонентов, а их излучение - экологическим фактором внешней среды. Из искусственных радионуклидов наиболее биологически значимы долгоживущие стронций-90 (^{90}Sr) и цезий-137 (^{137}Cs), быстро включающиеся в биологические циклы миграции, накапливающиеся в скелете и мягких тканях и являющиеся одними из основных дозообразующих радионуклидов в живых организмах.

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 (АЭС) 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 их в разных элементах биосферы, включая почвенно-растительный покров, важнейших искусственных радионуклидов.

По подсчетам ученых количество радиоактивных продуктов деления, накопленных в настоящее время, составляет примерно 37 ЭБк (Экса Беккерели), а к 2000 г., общее содержание продуктов деления достигнет колоссального уровня - (150-7400) ЭБк (Эйзенбад, 1967).

Особенно интересными представляются материалы по оценке накопления ^{137}Cs , образующегося в результате использования ядерных установок. Тот факт, что в 1970 г., на Земле находилось 5,2 ЭБк ^{137}Cs , а к 2000 г. ожидается накопление 222 ЭБк этого радионуклида, уже сегодня ставит серьезную задачу - поиск надежных средств изоляции этого радионуклида от поступления во внешнюю среду в условиях все более расширяющейся сети АЭС и использования ядерных энергетических установок (Моисеев, Рамзаев, 1975).

По некоторым другим расчетам кумулятивные накопления к 2000 г. радиоактивных продуктов деления составят $(148-222) \cdot 10^{20}$ Бк, причем на долю стронция-90 придется $(7,4-9,3) \cdot 10^{20}$ Бк, а цезия-137 - $(11,8-14,8) \cdot 10^{20}$ Бк (Sousselier, Pradel, 1971).

Закономерностям поведения стронция-90 и цезия-137 в различных природных средах посвящена обширная литература, в частности, экспериментальные данные о распределении стронция-90 и цезия-137 в разных компонентах биосферы регулярно анализируются в публикациях Научного Комитета ООН по Действию Атомной Радиации (Источники и действие ионизирующей радиации, 1978). Результаты исследований поведения стронция-90 и цезия-137 в почвенно-растительном покрове обобщены в ряде работ, посвященных проблеме загрязнения внешней среды (Алексахин, 1963; Алиев, Абдуллаев, 1983, 1996; Алиев и др., 1988; Алексахин, Нарышкин, 1977; Павлоцкая, 1974; Поляков, 1970; Пристер и др., 1969; Радиоактивность и пища человека, 1971; Тихомирова, 1976; Тюрюканова, 1976; Юдинцева, Гулякин, 1968; Francis, 1978).

После аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) весной 1986 г. интерес к миграции искусственных радионуклидов и особенно цезия-137 снова возрос. Значительное увеличение поступления искусственных радионуклидов во внешнюю среду после аварии на ЧАЭС, наряду с существующими запасами их в почве, которые накопились в период интенсивных ядерных испытаний, создает потенциальную опасность радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства и других объектов внешней среды. Несмотря на большую информацию о поведении искусственных радионуклидов в агрофере, ряд аспектов этой проблемы требует дальнейшего изучения. В частности, необходимо исследование многолетней динамики поведения этих радионуклидов в почвенном покрове, изменения их доступности для корневого усвоения растениями, уточнение влияния химизации земледелия на переход радионуклидов в растения. Применительно к почвенно-растительному покрову Азербайджанской Республики эти проблемы изучены недостаточно.

Присутствие естественных радионуклидов (ЕРН) в почвенном покрове, накопление их в сельскохозяйственных растениях и последующее поступление в организм человека - существенный

источник его облучения от естественного радиационного фона, которое может возрасти при интенсивной химизации сельского хозяйства. Известно, что минеральные удобрения (в первую очередь фосфорные) и мелиоранты могут содержать естественные радионуклиды в повышенных концентрациях (Алексахин, 1982; Дричко, 1983). Несмотря на пристальное внимание к вопросам поведения естественных радионуклидов в почвах, их переход в сельскохозяйственные растения, распространение в почвах аридных и горных южных регионов, включая Кавказские Республики, а также поступление указанных радионуклидов в возделываемые в этих регионах растения остается пока слабоизученным.

Целью работы являлось исследование основных закономерностей распределения и миграции искусственных радионуклидов (стронция-90 и цезия-137), как до аварии на Чернобыльской АЭС, так и после нее и естественных радионуклидов (урана-238, радия-226, полония-210, тория-232, тория-228 и калия-40) в почвах различных регионов Азербайджана и выявление факторов влияющих на размеры накопления этих радионуклидов в естественных и культурных растениях.

Кроме того, перед нами была поставлена цель - разработать ряд мероприятий, направленных на снижение содержания указанных радионуклидов в урожае различных сельскохозяйственных культур.

Необходимость проведения таких исследований была вызвана, практически, полным отсутствием данных по этим вопросам в Республике. Имелись лишь сведения о содержании стронция-90 в ряде продуктов и объектах, подлежащих ветеринарному надзору, а также в почвах (Алекперов, 1968; Кичибсков, 1972) и распределению отдельных естественных радионуклидов в некоторых типах почв (Алиев, Ниязов, 1981; Баева, Ахундова, 1981). Эти исследования носили эпизодический характер.

Для достижения поставленной цели были решены следующие задачи:

1. Выявление основных закономерностей распределения и миграции искусственных и естественных радионуклидов в почвах различных регионов Азербайджана.

2. Определение соотношений различных химических форм стронция-90, цезия-137, урана-238 и тория-232 в почвах.

3. Оценка влияния физико-химических и агрохимических свойств почв и биологических особенностей растений на поступление стронция-90, цезия-137, урана-238 и тория-232 в различные сельскохозяйственные культуры.

4. Изучение влияния органического и минеральных удобрений на накопление стронция-90, цезия-137, урана-238 и тория-232 в урожае зерновых колосовых (пшеницы и ячменя) и зернобобовых (сои и нута) культур.

Основу настоящей книги составляют, характеристика, анализ и обобщение результатов многолетних наблюдений и исследований, проведенных авторами в натурных условиях. В начале работы приведено краткое освещение современного состояния проблемы, поведение искусственных и естественных радионуклидов в биосфере на основе анализа имеющихся литературных источников.

Книга представляет интерес для широкого круга исследователей, преподавателей (почвоведов, радиобиологов, радиозкологов, агрохимиков, лесоводов, биологов, географов, экологов), а также других специалистов, деятельность которых может вызвать радиоактивное загрязнение почвенно-растительного покрова или внести вклад в борьбу с этим нежелательным явлением.

Несмотря на необычную широту избранной темы, авторы книги не претендуют на исчерпывающую полноту освещения этой проблемы. Однако думается, что она в какой-то мере может восполнить имеющийся к настоящему времени недостаток сведений, полученных в естественных условиях, о миграции искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение. Авторы заранее благодарят исследователей, желающих поделиться своими предложениями, наблюдениями и рекомендациями, которые, несомненно, будут учтены в дальнейшей работе.

Авторы выражают свою глубокую признательность редактору книги академику РАСХН, доктору биологических наук Рудольфу Михайловичу Алексахину за ценные советы при подготовке рукописи книги к печати. Авторы также выражают свою благодарность доктору биологических наук, профессору Мамедову Гарибу Шамиль оглы за ценные советы и замечания.

Авторы благодарят также коллег из Института Геохимии и Аналитической Химии им. В.И.Вернадского АН Российской Федерации (доктора химических наук Ф.И.Павлоцкую и доктора биологических наук Э.Б.Тюрюканову), Санкт-Петербургского Научно-Исследовательского Института Радиационной Гигиены Министерства Здравоохранения Российской Федерации (доктора биологических наук, профессора В.Ф.Дричко), Украинского Научно-Исследовательского Института Сельскохозяйственной Радиологии (академика Укр.ААН, доктора биологических наук Б.С.Пристера), Факультета Почвоведения Московского Государственного Университета им. М.В.Ломоносова (доктора биологических наук, профессора Ф.А.Тихомирова), Института Экспериментальной Метеорологии Госкомгидромета Российской Федерации (доктора технических наук А.Н.Силантьева) за оказанную помощь при обсуждении некоторых аспектов проблемы, являющейся объектом данной работы.

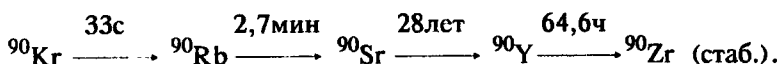
ГЛАВА 1. ПОВЕДЕНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИО- НУКЛИДОВ ВО ВНЕШНЕЙ СРЕДЕ

1.1. Образование искусственных радионуклидов (стронция-90 и цезия-137) и их поступление во внешнюю среду

При делении тяжелых ядер возникает сложная смесь продуктов деления, состоящая из множества изотопов, обладающих различными периодами полураспада и различным характером излучения. Часть этих изотопов распадается в ближайшие секунды и минуты после образования, другая часть имеет период полураспада порядка нескольких часов, суток и десятков лет. Наиболее потенциально опасными осколками в виде их активного включения в биологический цикл и большего периода полураспада считаются стронций-90 и цезий-137 (Радиоактивные загрязнения внешней среды, 1962; Кириллов, Черкасов, 1982).

Стронций-90 образуется в результате деления тяжелых ядер урана-235, урана-238, плутония-239 и др. Выход стронция-90 составляет 5,4-5,8% (Краткий курс радиохимии, 1969). По расчетам Е.А.Мартелла (Martell, 1959), при ядерных взрывах (которые происходили в результате деления урана-235), эквивалентных по энергии взрыву одной тысячи тонн тринитротолуола, образуется 1,14 г стронция-90, что соответствует активности $5,4 \cdot 10^{12}$ Бк.

В большинстве случаев при расчетах, не требующих большой точности, выход стронция-90 принимают округленно равным $3,7 \cdot 10^{12}$ Бк на 1 тыс. т тринитротолуола. Известно, что стронций-90 - чистый β -излучатель с максимальной энергией 0,54 МэВ, имеет период полураспада ($T_{1/2}$) 28 лет. При распаде он образует дочерний радионуклид иттрий-90 с периодом полураспада 65ч. Последний является β -излучателем с максимальной энергией 2,25 МэВ. По данным (Martell, 1959) схематически образование стронция-90 можно представить следующим образом:



Цезий-137 образуется при делении ядерного горючего в результате ряда превращений (Гусев, 1968).

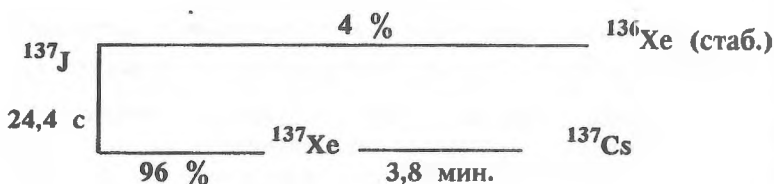


Схема радиоактивного распада ^{137}Cs показана на рис.1.

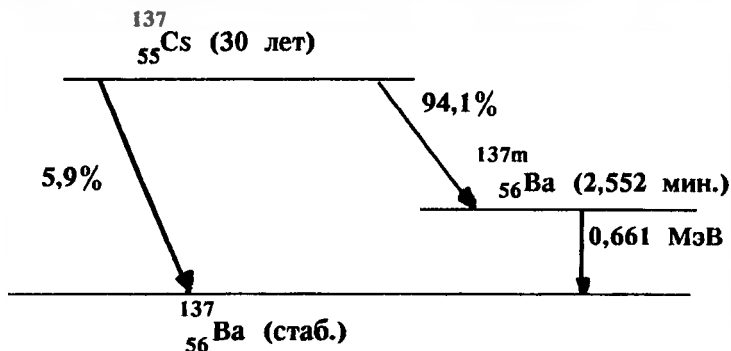


Рис. 1. Схема радиоактивного распада цезия-137 (Марей и др., 1974).

Цезий-137 - чистый β -излучатель, однако его дочерний продукт $^{137\text{m}}\text{Ba}$ - источник γ -излучения. Период полураспада этого радионуклида мал, поэтому практически он всегда находится в равновесном состоянии с материнским. В биологических объектах при исследовании обычно рассматривают поведение лишь цезия-137, хотя может существовать некоторое различие в поведении этих радионуклидов в тканях животных и человека (Wasserman et al., 1962).

Выход цезия-137 при делении ядер тяжелых атомов составляет 4,34-6,42% (Грешилов и др., 1969; Краткий курс радиохимии, 1969). В зависимости от характера использования ядерной энергии стронций-90 и цезий-137 могут поступать в окружающую среду с радиоактивными отходами или с продуктами от экспериментальных ядерных взрывов.

В основном основные источники радиоактивных отходов, содержащие стронций-90 и цезий-137, это 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 их распределении наблюдается "широтный эффект" с максимальной плотностью радиоактивных выпадений в поясах 40-50° северной и южной широт, что обусловлено особенностями переноса воздушных масс в атмосфере (Лавренчик, 1962, 1965; Шведов и др., 1962; Шубко, Курчатов, 1961; Langham, 1965). При этом основная доля радиоактивных выпадений приходится на северное полушарие.

В работе Ф.И.Павлоцкой и др. (1970) в характере распределения стронция-90 по земной поверхности также наблюдается широтный эффект. Наиболее высокие уровни активности наблюдаются в зоне 30-50° северной и южной широт, что хорошо коррелирует с величинами содержания стронция-90 в выпадениях в разных широтах. Как отмечают авторы, в среднем содержание стронция-90 в почвенном покрове стран северного полушария в 5 раз выше, чем в странах южного полушария.

В работе Л.Б.Локхарта и др. (Lockhart et al., 1960) показано, что максимум активности стронция-90 в приземном слое атмосферы приходится на средние широты как в северном, так и в южном полушарии. Содержание его в северном полушарии примерно в 7 раз больше, чем в южном. Характерно, что при определении стронция-90 в дождевых осадках была установлена та же закономерность в распределении по широтам, которая отмечалась и при анализе воздушных проб.

В исследованиях М.Эйзенбада (Eisenbud, 1959) при изучении кумулятивного накопления стронция-90 в почвах был получен аналогичный ход кривой, максимумы которых приходятся на средние широты для обоих полушарий, а минимум - на экваториальную зону. Подобные результаты позже были получены Ленгемом (1965), 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. В значительной степени все это определяется тем, что в северном полушарии проведено основное количество экспериментальных взрывов (Кароль, Малахов, 1965; Лавренчик, 1962, 1965; Лист, Махта и др., 1968). В.Н.Лавренчик (1965) отмечает, что максимальные концентрации стронция-90 наблюдались на широте 40-50° северного и южного полушария, 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 (Лавренчик, 1965; Шведов, Жилкина и др., 1962; Kuroda et al., 1960). Главным механизмом поступления радионуклидов на земную поверхность является их выпадение с атмосферными осадками (Курганская, Брендаков, 1971; Лавренчик, 1965; Махонько и др., 1965; Hardy, Alexander, 1962; Martell, 1959). 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 (Зыкова, Тслушкина и др., 1971; Feely, 1976; Leifer et al., 1976).

В 1970-1973 гг. выпадения стронция-90 и цезия-137 в обоих полушариях снизились, достигнув в 1973 г. наименьшей величины. Однако в 1974 г. наблюдалось увеличение годового выпадения стронция-90 и цезия-137 в северном полушарии (Leifer et al., 1976). Причиной этого являлось проведение экспериментальных мощных ядерных взрывов в атмосфере северного полушария в 1973 г. Общее уменьшение суммарных радиоактивных выпадений на почвенно-растительный покров из атмосферы отмечено в 1974-1979 гг.

Выпадающие из атмосферы радионуклиды с большим периодом полураспада (в том числе стронций-90, цезий-137 и др.) постепенно накапливаются в почвах. Самое высокое их содержание отмечено в зонах 30-50° северной и южной широт (Павлоцкая, 1971; Шубко, Курчатов, 1961), т.е. в областях наиболее интенсивных выпадений. Максимальное накопление этих радионуклидов наблюдалось в 1956-1964 гг. За это время в почвах на территории бывшего Советского Союза их содержание постепенно увеличилось. Начиная с 1965 г. темпы

накопления стронция-90 и цезия-137 в почвах начали сокращаться (Дибобес, Пантелеев и др., 1967; Тюрюканова, 1971). В последующие годы при отсутствии новых поступлений из атмосферы отмечено дальнейшее уменьшение содержания стронция-90 и цезия-137 в корнеобитаемом слое почв за счет их распада, миграции в более глубокие горизонты почв и материнские породы, выноса растениями и выщелачивания поверхностными и внутрипочвенными водами (Павлоцкая, 1971; Павлоцкая, Тюрюканова, 1967).

На протекание процессов выпадения радиоактивных нуклидов определенное влияние оказывают конкретные местные условия, например: характер подстилающей поверхности, топография района, высота над уровнем моря и т.д. Леса, пересеченная местность вызывают значительную турбулентность воздуха, что приводит к увеличению уровней выпадения активности. Особенно это явление сказывается на горных склонах со стороны преимущественных направлений ветров (Марей и др., 1974). Вообще увеличение радиоактивных выпадений в зависимости от высоты местности над уровнем моря отмечается некоторыми исследователями (Марей и др., 1974; Aarkrog, 1960).

ГЛАВА 2. ОРГАНИЗАЦИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Принципы организации наблюдений и исследований

Основными объектами исследований служили почвы и растения. Образцы почв отбирали как с целинных, так и с пахотных угодий, послойно до глубины 50-70 см, с определенной площади, с учетом строения почвенного профиля. Для изучения вертикальной миграции радионуклидов в почвах основные разрезы (на рис. 2 показаны большими кружками) закладывали еще глубже. 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 (Докучаев, 1899). Этот метод позволяет с минимальными затратами (анализ относительно небольшого количества квалифицированно отобранных проб) и с большой достоверностью характеризовать почвенно-геохимическую обстановку и основные тенденции ее изменения во времени и в пространстве на значительных территориях.

Отбор растительных проб проводили в непосредственной близости от почвенных разрезов с целью сопряженного изучения отдельных компонентов биогеоценоза. На радиохимический анализ отбирали те виды культурных и дикорастущих растений, которые наиболее полно отражали условия местобитания - доминанты и эдификаторы растительных ассоциаций. Все растительные образцы высушивали до воздушно-сухого состояния в тени и озоляли при температуре не выше 450° С. Последнее обусловлено тем, что при озолении вышеуказанной температуры не исключена возможность улетучивания и механического захвата с дымом цезия-137 и других радионуклидов. Возможность улетучивания и механического захвата с дымом радионуклидов при озолении при повышенных температурах отмечена Ф.И.Павлоцкой и Е.В.Бабичевой (1973).

На рис. 2 приведена картосхема отбора почвенных и растительных образцов для оценки распределения стронция-90 и цезия-137 связанных с глобальными выпадениями, а также некоторых радиологически значимых естественных радионуклидов. Основные почвенные разрезы закладывали в области Малого Кавказа в зоне сухих субтропических степей (в тексте

для краткости сухие, субтропические степи названы сухими степями), горной части Малого Кавказа и на территории Нахичеванской Автономной Республики, на Кура-Араксинской низменности, в Ленкоранской области (в низменной субтропической и горной зонах Талыша), в зоне Большого Кавказа.

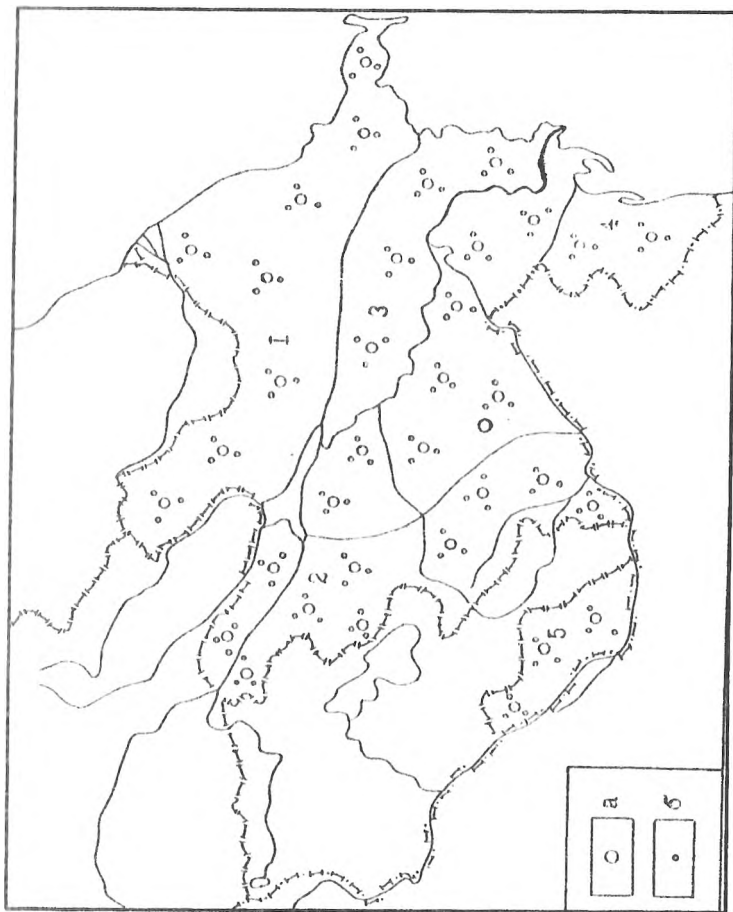


Рис. 2. Картограмма расположения почвенных разрезов в Азербайджанской Республике

1 - Область Большого Кавказа, 2 - Область Малого Кавказа, 3 - Кура-Араксинская низменность, 4 - Ленкоранская область, 5 - Нахичеванская Автономная Республика.

а - основные разрезы, б - вспомогательные разрезы.

Наиболее детально исследовано поведение искусственных и естественных радионуклидов в зонах интенсивного земледелия, менее - в районах распространения альпийских и субальпийских лугов и на низменной части, прилегающих к побережью Каспийского моря. В целом нашими радиоэкологическими обследованиями распределения искусственных и естественных радионуклидов в почвенно-растительном покрове Азербайджана охвачена, практически, вся территория Республики.

Кроме того, в полевых опытах изучали влияние органических и минеральных удобрений на урожайность и поступление стронция-90, цезия-137, урана-238, тория-232 и других радионуклидов в некоторые сельскохозяйственные растения в двух районах Азербайджанской Республики.

Первый опыт был заложен на опытном участке Апшеронского подсобно-экспериментального хозяйства Азербайджанского Научно-Исследовательского Института Земледелия (АзНИИЗ). Почва серо-бурая, суглинистого механического состава. Испытали три сорта озимой пшеницы (Севиндж - высокорослая, Шарк - среднерослая и Кавказ - низкорослая). Норма высева - 4 млн. всхожих 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: контроль (без удобрений) и на фоне NPK.

Второй опыт заложен на участке Джалилабадской зональной опытной станции АзНИИЗ. Почва коричневая выщелоченная, тяжелосуглинистого механического состава. Испытывали один сорт озимой пшеницы (Кавказ). Норма высева - 4 млн. всхожих зерен на 1 га (180 кг/га). Площадь 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: контроль (без удобрений); при внесении навоза и на фоне NPK.

В третьем опыте изучали влияние оптимальных и более высоких доз минеральных удобрений на накопление искусст-

иссинных и естественных радионуклидов в урожае различных сельскохозяйственных культур на серо-бурой почве Апшерона.

Минеральные удобрения в этом опыте те же, что в первых двух. Учетная площадь опытных делянок с пшеницей и ячменем - 10 м², с нутот и соей - 16 м². Повторность в опытах 3-кратная. Во всех трех опытах придерживались правил агротехники, обеспечивающих получение высокого урожая.

Для характеристики метеорологических условий за время проведения полевых опытов приводим данные Маштагинской и Пришибинской метеостанций (рис. 3-5). Из данных рисунков следует, что тепловой режим и влажность в исследуемые годы отличались от многолетних то в сторону повышения, то в сторону понижения температуры и количества осадков. Можно констатировать, что метеорологические условия в период вегетации растений складывались вполне удовлетворительно.

Полевые опыты в Джагилабадской зональной опытной станции АЗНИИ Земледелия проводились в богарных условиях. Для нормального развития посевов на Апшеронском подсобно-экспериментальном участке (АЗНИИЗ) проводились вегетационные поливы. Ниже приводится схема третьего опыта.

Схема опыта:

- | | |
|---------------|---|
| Для сои - | Контроль (без удобрений), N90P60K30, N135P240K120, N180P480K240; |
| Для нута - | Контроль (без удобрений), N30P60K30, N45P240K120, N60P480K240; |
| Для ячменя - | Контроль (без удобрений), N90P90K60, N135P360K240, N180P720K480; |
| Для пшеницы - | Контроль (без удобрений), N160P90K60, N240P360K240, N320P720K480. |

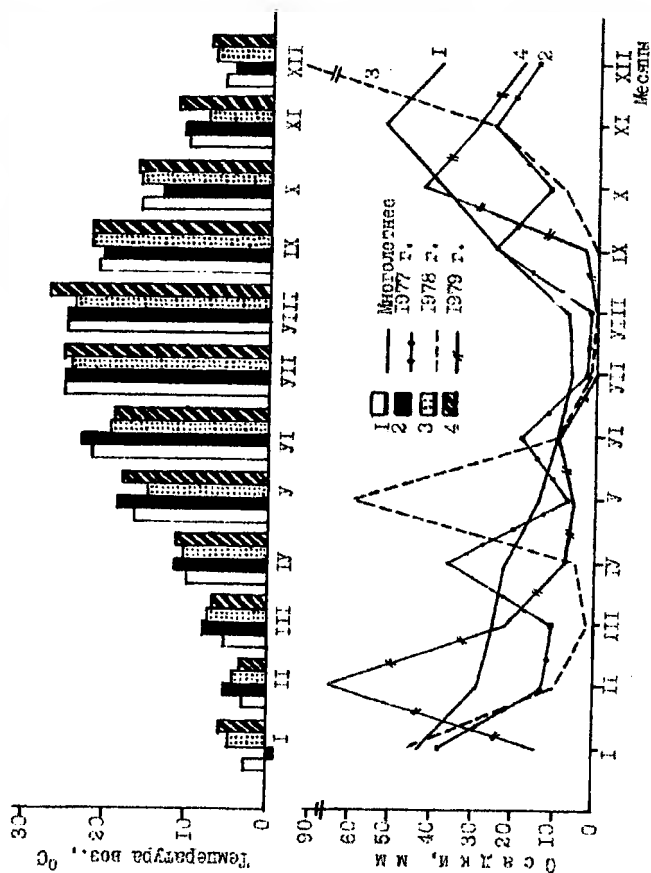


Рис. 3. Основные метеорологические показатели Апшерона за 1977-1979 гг. (Данные Машагинской метеостанции г. Баку).

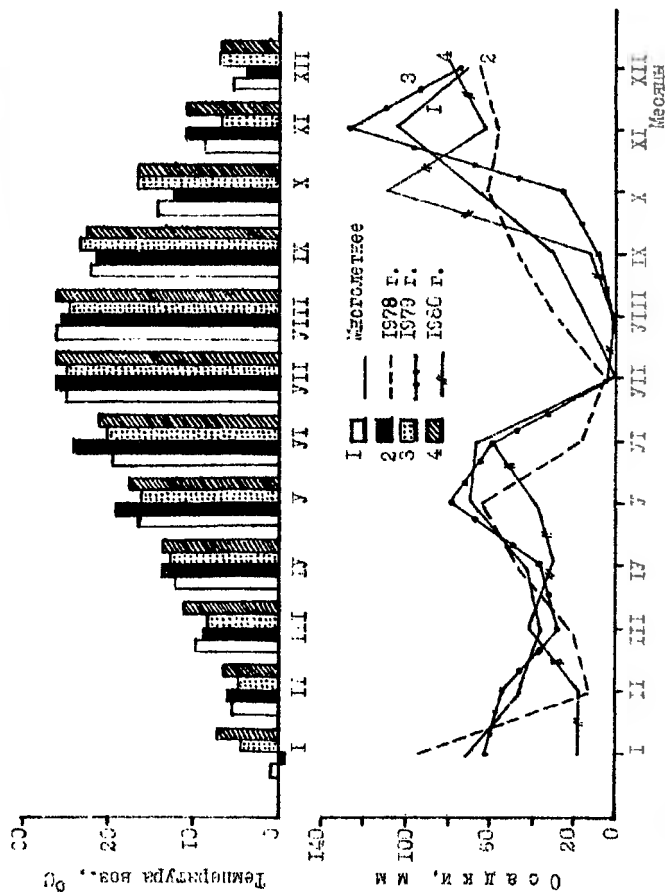


Рис. 4. Основные метеорологические показатели Джалилабадского района за 1978-1980 гг. (Данные Пришибинской метеостанции)

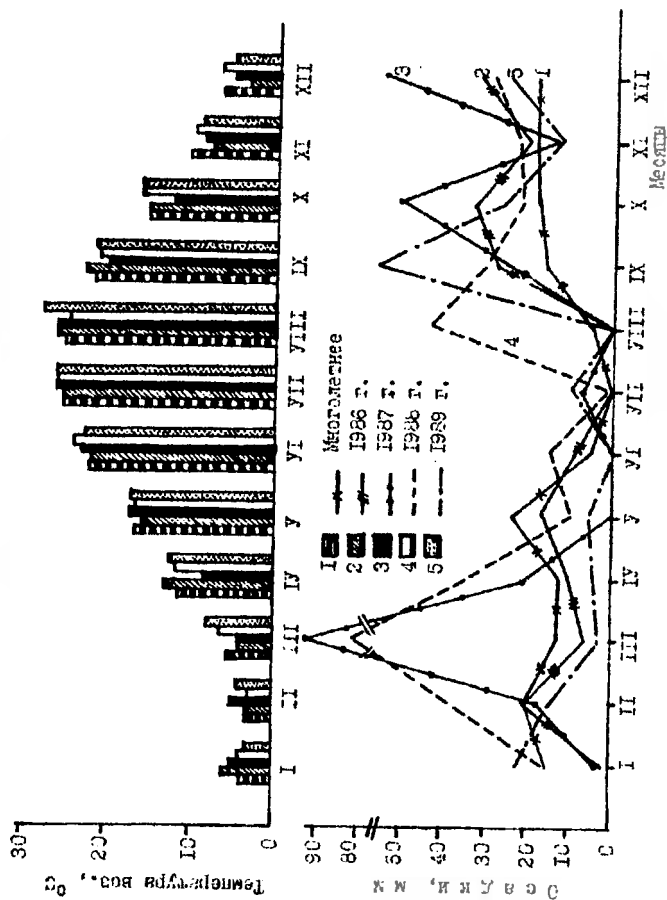


Рис. 5. Основные метеорологические показатели Апшеронского района за 1986-1989 гг. (Данные Машагинской метеостанции)

2.2. Методы определения искусственных и естественных радионуклидов в почвенных и растительных образцах

Методика определения стронция-90 и цезия-137

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 обесцвечивания промывного раствора.

2. К объединенным солянокислым экстрактам и промывным водам (в 2,5-3-литровых стаканах или колбах) прибавляли около 100 г кристаллической щавелевой кислоты, нагревали до растворения и осторожно нейтрализовали раствором аммиака до pH 4, контролируя кислотность раствора индикаторной бумагой. Раствор с осадком оставляли не менее, чем на 4 часа (обычно на ночь). Если до достижения pH 4 осадок окрашивался в бурый цвет ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), то добавляли еще щавелевой кислоты (10-50 г) для связывания железа в растворимый оксалатный комплекс.

3. Осадок оксалатов отфильтровывали на воронке Бюхнера через фильтр с синей лентой, промывали водой, переносили в стакан и растворяли в минимальном количестве соляной кислоты (6н) при нагревании. Разбавляли водой до 0,5-1 л повторяли осаждение оксалатов, нагревая раствор почти до кипения и добавляли 30-50 г щавелевой кислоты и аммиака до pH 4.

4. Осадок оксалатов переносили на фильтр, промывали водой, переносили в фарфоровый тигель, озоляли при 150-200° С и прокаливали в муфельной печи при 700-800° С в течение 1 часа.

5. Охлажденные окислы растворяли в минимальном количестве концентрированной соляной кислоты при нагревании.

Раствор разбавляли водой до 200-400 мл и кипятили до удаления углекислоты. К горячему раствору осторожно прибавляли по каплям аммиак, не содержащий углекислоты, затем 10 мл бромной воды для окисления марганца и промывали 15 мин., не доводя до кипения. Осадок отфильтровывали и промывали горячим раствором хлорида аммония (10 мл NH_4OH и 10 мг NH_4Cl в 1 л воды). Если осадок гидроокисей получался большим, то его переосаждали, и фильтр присоединяли к основному раствору.

6. Раствор подкисляли соляной кислотой (6н), прибавляли раствор соли железа (5-10 мг Fe), кипятили до удаления углекислоты и осаждали $\text{Fe}(\text{OH})_3$ прибавлением аммиака, не содержащего углекислоты. Осадок фильтровали и промывали три раза горячей водой (по 5 мл).

7. Фильтрат подкисляли соляной кислотой (6н) и повторяли осаждение $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (время последнего осаждения гидроокиси железа записывали). Осадок выбрасывали.

8. Раствор нагревали почти до кипения и осаждали карбонаты добавлением насыщенного раствора карбоната аммония до полного выделения осадка. Последний фильтровали, промывали водой и растворяли в соляной кислоте (6н). Раствор переносили в 50 мл-мерную колбочку или 50 мл-мерный цилиндр с притертой пробкой, доводили до метки и хорошо перемешивали.

9. Для определения химического выхода носителя на пламенном спектрофотометре из колбочки отбирали 0,5-1 мл раствора, разбавляли до 50 мл водой и хорошо перемешивали.

10. К оставшейся части раствора прибавляли раствор соли иттрия (около 10 мг Y_2O_3) и оставляли для накопления иттрия-90.

11. Через 14 дней раствор кипятили до удаления углекислоты и осаждали $\text{Y}(\text{OH})_3$ добавлением аммиака, не содержащего углекислоты (фильтрат сохраняли для возможных последующих выделений иттрия-90). Осадок фильтровали, промывали три раза горячей водой и растворяли на фильтре в минимальном количестве соляной кислоты (6н).

12. К раствору добавляли 0,05 мл раствора соли стронция (7,5 мг стронция) и осаждали $Y(OH)_3$ прибавлением аммиака, не содержащего углекислоты.

13. Осадок фильтровали, промывали, растворяли в 1-2 мл горячей разбавленной соляной кислоты (1-2н), разбавляли водой примерно до 10 мл и повторяли два раза осаждение $Y(OH)_3$ (первый раз при добавлении неактивного стронция). Гидроокись иттрия фильтровали, промывали и растворяли на фильтре в минимальном количестве горячей соляной кислоты (0,3н). Фильтр промывали три раза этой кислотой (по 3-5 мл).

14. Раствор нагревали почти до кипения и осаждали оксалат иттрия прибавлением насыщенного раствора щавелевой кислоты до полного выделения осадка (примерно половина объема раствора). Осадок переносили на фильтр с синей лентой, промывали два-три раза горячей водой, озоляли в фарфоровом тигле и прокальвали при $700-800^{\circ}C$ в течение 30 мин.

15. Прокаленный осадок окиси иттрия тщательно растирали стеклянной палочкой в тигле, добавляли спирт, и взвесь переносили на бумажный фильтр, предварительно промытый спиртом и взвешенный в специальной разборной воронке из плексигласа для фильтрования (рис. 6). Фильтр с осадком вынимали, подсушивали на воздухе, взвешивали, заклеивали между алюминиевыми фольгами (желательно толщиной 8-12 мк для уменьшения степени поглощения β -излучения) и помещали в подставку для измерения радиоактивности. Выход иттрия определяли по разности весов чистого фильтрата и с осадком окиси иттрия.

Измерения проводили по дочернему продукту ^{90}Y на 4π-проточном счетчике β -излучений с фоном 5-6 имп/мин и эффективностью для распределенных образцов с диаметром активной части мишени $10 \text{ мм} \pm 70\%$. Точность измерений для верхних горизонтов почв $\pm 5-10\%$, для слоев ниже 30 см $\pm 15-20\%$. Более подробное описание методики определения приводится в работе Ф.И.Павлоцкой и др. (1964).

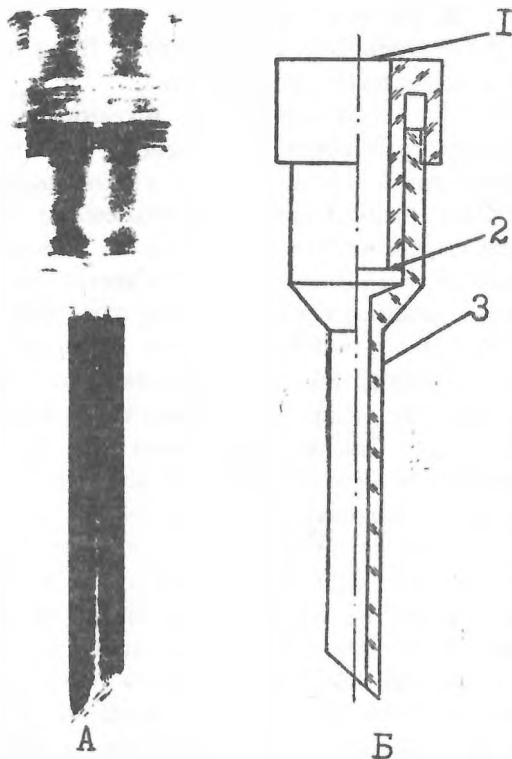


Рис. 6. Специ-
альная разборная
воронка для
фильтрации

А - общий вид;
Б - в разрезе
(1 - крышка, 2 -
сетка, 3 - корпус)

Цезий-137 в почвах определяли методом гамма-спектрометрии 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 примерно 3,7 Бк/кг.

Для определения обменных и кислоторастворимых форм стронция-90 и цезия-137 воздушно-сухую почву, просеянную через сито диаметром 1 мм, последовательно обрабатывали 1н раствором ацетата аммония и 6н HCl. При обработке 1н раствором ацетата аммония почву перемешивали в течение 30 мин. с четырехкратным количеством раствора и суспензию оставляли на ночь, что обеспечивало наиболее полный обмен (Павлоцкая и др., 1966). Остаток после фильтрования промывали двукратным количеством раствора ацетата аммония и водой. При обработке 6н HCl отношение почва:раствор составляло 1:5.

При определении содержания цезия-137 проводили его предварительное концентрирование на ферроцианиде никеля. Концентрации стронция-90 оценивали по дочернему продукту ^{90}Y . Активность выделенного стронция-90, а также цезия-137 измеряли на малофоновой установке типа УМФ-1500М с порцевым счетчиком СБТ-13 с фоном 4-5 имп/мин.

Методика определения урана-238 и тория-232

Определение урана-238

1. 1 г прокаленной почвы помещали в стаканчик из фторопласта, ставили его на песчаную баню, смачивали 2-3 мл концентрированной азотной кислоты. После чего добавляли 10 мл плавиковой кислоты и выпаривали досуха. Операцию обработки азотной и плавиковой кислотами повторяли не менее 7 раз. Затем к сухому остатку приливали 10 мл концентрированной азотной кислоты и выпаривали досуха. Такую операцию повторяли не менее 7 раз, чтобы удалить из пробы ионы фтора. Сухой остаток 5-кратно обрабатывали концентрированной соляной кислотой для удаления следов азотной кислоты. На каждую обработку брали по 10 мл соляной кислоты.

2. Раствор упаривали до влажных солей. Образец из чашки горячей 0,5н HCl переносили в термостойкий стакан вместимостью 300 мл. Объем дистиллированной водой доводили до 200-250 мл и подкисляли 2н HCl . Раствор нагревали до кипения и кипятили в течение 15-20 мин. для удаления из раствора CO_2 . Затем из горячего раствора безугольным аммиаком (без CO_2) осаждали гидроокиси, быстро в горячем виде отфильтровывали через фильтр "белая лента" и промывали дистиллированной горячей водой. Фильтрат и промывные воды отбрасывали.

3. Осадок на фильтре растворяли в 20 мл горячей 8н HCl , приливая раствор порциями. Этот раствор пропускали в стакан вместимостью 1000 мл через подготовленную колонку с анионитом (ЭДЭ-10н) в Cl^- -форме со скоростью 1 мл/см²/мин (примерно, 1 капля в секунду). Уран при этом полностью сорбируется на активной поверхности смолы, а торий и другие элементы свободно проходят в фильтрат. Колонку промывали

раствором 8н HCl, доводя объем фильтрата в стакане до 200 мл. Этот фильтрат сохраняли для определения в нем тория.

4. Уран из колонки вымывали слабой (0,5н) HCl со скоростью 1 мл/см²/мин в термостойкий химический стакан вместимостью 1000 мл. Элюат, содержащий уран, подогревали и нейтрализовали Na₂CO₃ (сухая соль) до pH 10-11 и фильтровали через фильтр "белая лента". Осадок на фильтре промывали содовой водой, этим же раствором ополаскивали стенки стакана и доводили объем фильтрата и промывных вод до 300 мл. Осадок карбонатов отбрасывали.

5. В раствор осторожно добавляли 8н HCl с таким расчетом, чтобы нормальность раствора была 2н по HCl. Затем приливали 1 мл раствора хлорного железа (2 мг Fe³⁺/мл) и кипятили 15-20 мин для удаления CO₂ и осаждали гидроокиси, добавляя к раствору водный раствор аммиака без CO₂. Осадок отфильтровывали, промывали горячей водой до нейтральной реакции, фильтрат отбрасывали. Осадок на фильтре растворяли в пробирку вместимостью 20-25 мл горячим 4н HCl, небольшими порциями так, чтобы объем раствора в пробирке был не больше 10 мл.

6. В пробирку с раствором добавляли на кончике скальпеля аскорбиновую кислоту до обесцвечивания раствора. После того, как раствор обесцветился, добавляли 4-5 гранул металлического цинка, оставляли на 5-7 мин. Затем раствор сливали в градуированную пробирку на 20 мл пробирку, не перенося гранул, промывали их 2 раза по 1,5 мл 4н HCl и сливали его в ту же градуированную пробирку. Затем добавляли 0,2 мл 0,1%-ного раствора арсеназо-III, перемешивали его встряхиванием и после 10-15 минутной выдержки фотометрировали с красным светофильтром на спектрофотометре типа СФ-26 при длине волны 670нм.

Определение тория-232

1. Раствор, после отделения урана на анионите, содержащий ионы тория, разбавляли дистиллированной водой в 4 раза, добавляли 1 мл раствора CaCl₂ (66 мг/мл по CaO), на каждый 100 мл раствора добавляли 10 мл насыщенного раствора щавелевой кислоты, нагревали до температуры 70°C и осаждали оксалаты обычным аммиаком при pH 1,5-2,0. Отстоявшийся

осадок отфильтровывали через фильтр "синяя лента", промывали подкисленным горячим раствором $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$; фильтрат и промывные воды отбрасывали.

2. Осадок с фильтром переносили в фарфоровый тигель, подсушивали на плитке, а затем прокаливали в муфельной печи при температуре 700°C в течение 2-3 ч. Прокаленный осадок растворяли в 2н HCl , разбавляли дистиллированной водой, на каждый 100 мл раствора добавляли 10 мл насыщенный раствор $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$, нагревали и осаждали оксалаты обычным аммиаком при pH 1,5-2,0. Оставляли на ночь.

3. Оксалаты фильтровали через фильтр "синяя лента", промывали дистиллированной водой. Осадок с фильтром прокаливали при температуре 700°C в течение 2 ч.

4. Прокаленный осадок растворяли 20 мл 2н HCl , раствор разбавляли до объема 100 мл горячей дистиллированной водой. К полученному раствору добавляли 2 мг/мл железа в виде водного раствора хлорного железа, кипятили 15-20 мин для удаления CO_2 и безугольным аммиаком осаждали гидроокиси. Фильтровали через фильтр "белая лента". Осадок растворяли в минимальном количестве (примерно 20 мл) 0,8М H_2SO_4 .

5. Полученный раствор пропускали через колонку с катионитом КУ-2 в H^+ -форме со скоростью 1 мл/мин/см². Раствор после пропускания через смолу разбавляли дистиллированной водой, кипятили до удаления CO_2 и осаждали гидроокиси аммиаком без CO_2 . Осадок на фильтре растворяли в горячей 4н HCl в пробирку, добавляли на кончике скальпеля аскорбиновую кислоту до обесцвечивания раствора, затем добавляли 0,2 мл 0,1%-ного водного раствора арсеназо-III и через 10-15 мин фотометрировали на спектрофотометре типа СФ-26. Длина волны 665 нм. Более подробное описание методики определения урана-238 и тория-232 приводится в методическом указании (Методические указания по определению естественных радионуклидов в почвах и растениях, 1985).

Содержание полония-210 определяли электрохимическим выделением на никелевых дисках с последующим определением α -активности.

Концентрации радия-226, тория-228 и калия-40 определяли методом гамма-спектрометрии на анализаторе типа СГС-200.

Различные формы урана-238 и тория-232 определяли последовательной экстракцией почв 1н раствором ацетата аммония и 6н HCl. Остаток растворяли в концентрированной фтористоводородной кислоте. Обменное, кислоторастворимое и фиксированное состояния радионуклидов определяли по вышеупомянутой методике.

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.

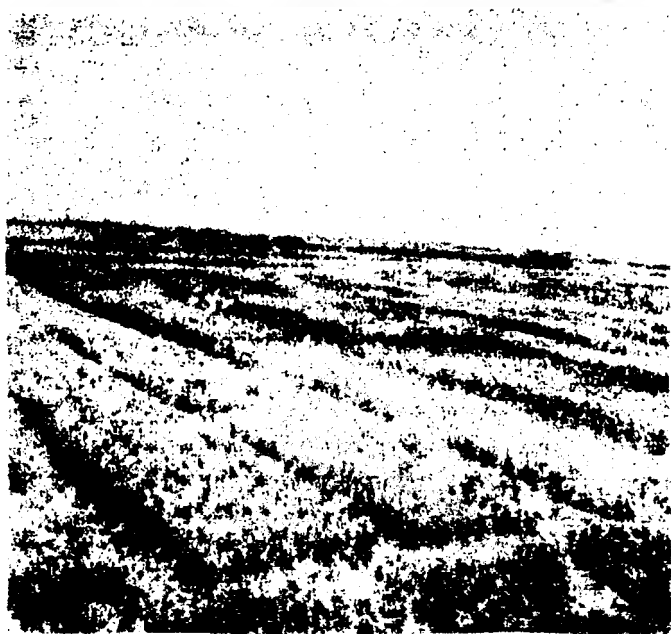


Рис. Общий вид полевых опытов с зерновыми колосовыми культурами в период созревания

ГЛАВА 3. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ

В связи с тем, что стронций-90 и цезий-137 поступают на поверхность почвы из атмосферы, несомненное значение имеет количество и форма их нахождения в выпадениях. Количество выпадений определяется наличием ядерных испытаний и метеорологическими факторами. Наибольшее поступление радионуклидов из атмосферы наблюдается весной (Малахов и др., 1965; Кароль, Малахов, 1965; Брендаков и др., 1967). Спустя некоторое время после испытаний поступление радионуклидов на Землю прекращается.

Радионуклиды попадают на ее поверхность в разных формах. Значительный процент выпадающего стронция-90 находится в водорастворимой форме, цезия-137 - в виде труднорастворимых соединений (Павлоцкая, Зацепина, 1965). Перераспределение поступивших из атмосферы радионуклидов определяется особенностями рельефа, растительности и почв. Влияние геоморфологического строения местности на перераспределение радионуклидов отмечена в ряде исследований (Сауров, 1962; Павлоцкая, Тюрюканова, 1967; Тюрюканова и др., 1966; Тюрюканова, 1971; Кварацхелиа, Глonti, 1965; Menzel, 1960; Reissig, 1964; Forsgren, 1966). Накопление отдельных радионуклидов было обнаружено в делювиальных наносах и почвах аккумулятивных ландшафтов (Тюрюканова, 1974).

Наряду с геоморфологическим строением местности на уровень содержания и поведение стронция-90 и цезия-137 большое влияние оказывают особенности почвенного покрова. Различные типы почв, образцы которых были отобраны в одно и то же время, характеризовались разным содержанием и распределением радионуклидов по глубине и по генетическим горизонтам (Тюрюканова и др., 1966, 1967, 1971; Баранов и др., 1965; Кварацхелиа, Глonti, 1965; Дибобес и др., 1967; Reissig, 1964; Poelstra et al., 1965). В засоленных почвах наблюдалась большая миграция стронция-90, чем в незасоленных (Прохоров, Фрид, 1965).

Выпадая из атмосферы на земную поверхность, стронций-90 и цезий-137 сорбируются почвой по типу ионообменного поглощения. В ряде работ показано, что цезий-137 удержива-

ется более прочно, чем стронций-90 (Алексахин, 1963; Алексахин и др., 1977; Алексахин, Тихомиров, 1971; Бакунов, 1967; Гулякин, Юдинцева, 1969, 1978; Клечковский, Гулякин, 1958; Клечковский и др., 1959; Клечковский, Целищева, 1956; Кокотов и др., 1961; Поляков, 1959, 1970; Титлянова, 1962, 1963; Титлянова, Тимофеева, 1959, 1962; Тихомиров и др., 1978; Тюрюканова, 1972; Юдинцева, Гулякин, 1968; Barkhudarov et al., 1973; Hardy, 1974; Nishita et al., 1956; Roberts, Menzel, 1965).

Более прочная сорбция цезия-137 по сравнению с стронцием-90 подтверждается при оценке коэффициентов распределения (K_d), соотносящих концентрации радионуклидов в равновесном почвенном растворе к твердой фазе почвы. Величины K_d цезия-137 составляют от $n \cdot 10^2$ до $n \cdot 10^3$ г/мл, а K_d стронция-90 приблизительно в 10-100 раз меньше (Кокотов и др., 1961).

Большое влияние на закрепление и миграцию радионуклидов в почве оказывают физико-химические свойства почв. В почвах, характеризующиеся большей емкостью поглощения, отмечена меньшая подвижность радионуклидов (Павлоцкая и др., 1966; Дибобес и др., 1967; Miller, Reitemeier, 1963; Mortensen et al., 1963; Reissig, 1964). Как отмечает ряд авторов (Баранов и др., 1965; Чулков, 1960; Bryant et al., 1957; Comar et al., 1957; Russell, Milbourn, 1957; Walton, 1963), благодаря высокой сорбционной емкости верхних горизонтов почв, 70-90% выпавших на поверхность земли стронций-90 и цезий-137 первоначально закрепляется в верхних 0-5 см целинных почв.

Отмечено, что стронций-90 и цезий-137 в почвах с ненарушенной структурой мигрирует очень медленно. Так, в серии опытов, проведенных в Великобритании, отмечено, что лишь незначительное количество стронция-90 и цезия-137 глобального происхождения переместилось глубже 15 см (Радиоактивность и пища человека, 1971). Для песчаной почвы штата Массачусетс (США) Е.П.Харди (Hardy, 1974) обнаружил, что 84% осевшего с глобальными выпадениями цезий-137 находится в верхних 0-4 см почвы, а 97% - в верхнем слое 0-31 см.

Важную роль для скорости миграции радионуклидов в почвах играют их водопроницаемость и состояние дренированности (Walton, 1963). Ухудшение этих характеристик приводит к

повышению концентрации радионуклидов в поверхностном слое. В связи с этим в почвах тяжелого механического состава стронций-90 и цезий-137 мигрирует менее интенсивно, чем в легких (Алексахин, 1963; Бочкарев и др., 1964; Геденов и др., 1965; Тюрюканова и др., 1966; Юдинцева, Гулякин, 1968; Кноор, Schroeder, 1958; Nishita et al., 1960).

Песчаная фракция подзолистых почв фиксирует значительные количества радиоактивного цезия (Evans, Dekker, 1966).

На скорость передвижения радионуклидов в почвах влияет величина содержания в них кальция (Тимофеева, Титлянова, 1959; Adams et al., 1965; Essington, Nishita, 1966). В низкокальциевых почвах в верхнем 2 см слое почвы задерживается больше радиоактивного стронция, чем в высококальциевых. Одновременно при этом наблюдается и более глубокое его проникновение (до 30 см), чем в средне- и высококальциевых почвах (Squire, 1965). Наличие карбонатов в почвах способствует аккумуляции стронция-90 (Mokady, Gal, 1964; Wiklander, 1960). На скорость передвижения радионуклидов влияет количество и состав органического вещества (Титлянова, Тимофеева, 1959; Прохоров, Фрид, 1966; Nishita, Essington, 1967). В условиях анаэробного разложения органического вещества миграции стронция-90 и цезия-137 значительно ускоряется (Gailledrean, 1960; Cohen, 1961).

Стронций-90 и цезий-137 после выпадения из атмосферы на почвенный покров 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 этих радионуклидов в почвенно-растительном покрове (Бочкарев и др., 1964; Геденов и др., 1965; Марей и др., 1970; Поляков, 1956; Тимофеев-Ресовский и др., 1966; Тимофеева, 1960; Титлянова, Тимофеева, 1962; Чулков и др., 1967; Libby, 1958; Polyakov et al., 1967; Thornthwaite et al., 1960).

Вертикальное передвижение стронция-90 и цезия-137 в почвенном профиле происходит вследствие большого числа процессов, среди которых важнейшими являются диффузия, конвективный массоперенос, передвижение по корневым систе-

мам растений (усвоение - выделение, отмирание корней и поступление радионуклидов) и др.

Механизмы переноса стронция-90 в почве рассмотрены детально в монографии С.В.Френсиса (Francis, 1978). Во многих же случаях важнейший процесс вертикальной миграции стронция-90, цезия-137 и других искусственных радионуклидов зависит от диффузии (Прохоров, 1962, 1965, 1966, 1971, 1974, 1981). С количественной стороны перенос стронция-90, цезия-137 и других радиоактивных продуктов деления удовлетворительно описываются с помощью диффузионных моделей (Поляков, 1966, 1970; Поляков, Граковский, 1968; Прохоров и др., 1972, 1974; Прохоров, Фрид, 1966, 1970; Силантьев, Шкуратова, 1979). Коэффициент диффузии стронция-90, как правило, близок к 10^{-8} см²/с, хотя для некоторых почв приводят значения порядка 10^{-7} см²/с. Коэффициент диффузии цезия-137 в почвах изменяется в пределах 10^{-8} - 10^{-10} см²/с (Прохоров, 1966, 1971, 1974; Райков и др., 1977). Эти данные показывают сравнительно невысокую миграционную способность стронция-90 и особенно цезия-137 в почвах.

В ряде работ отмечено изменение соотношений в содержании стронция-90 и цезия-137 в отдельных почвенных горизонтах и показана возможность их миграции на глубину до 50 см и ниже в результате массопереноса (Кварацхелиа, Глonti, 1965; Моисеев, Рамзаев, 1975; Новикова, Тюрюканова, 1968; Тюрюканова и др., 1966; Helf, 1967). В отдельных случаях в лизиметрических опытах наблюдались перемещения стронция-90 до глубины 55 см (Wiklander, 1964).

Осадки способствуют проникновению радионуклидов вглубь почвы (Павлоцкая и др., 1966а). В природных условиях радиоактивный стронций был обнаружен на глубине 1,3 м, однако в большинстве почв основное его количество сосредоточено в верхних 5-20 см слое почвы (Тюрюканова и др., 1966, 1967; Баранов и др., 1965; Росянов и др., 1967; Чулков и др., 1957; Knoop, Schroeder, 1958; Klope, 1961; Kulp, 1965; Walton, 1963).

В отдельных типах почв имеются условия для интенсивного вертикального, направленного вниз выноса стронция-90 и цезия-137 с водами и накопления их в нижних горизонтах. Например, в Грузии на хорошо проницаемых почвах при

обилии атмосферных осадков стронций-90 проникает до глубины 80 см (Кварацхелиа, Глonti, 1965).

С повышением влажности от 60% полной влагоемкости до затопления вынос стронция-90 из зоны первоначального загрязнения увеличивается с 9 до 37% (Куликов и др., 1979). Вертикальная миграция цезия-137 не зависит от режима увлажнения почвы, а вынос радионуклида из первично загрязненного слоя не превышает 2% от исходного количества.

Э.Б.Тюрюканова (1971) изучала перенос стронция-90 с водами, дренирующими песчаные подзолистые почвы. Годовой вынос стронция-90 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 увеличение содержания стронция-90 в верхней части иллювиального горизонта (Белова и др., 1971; Гедеонов и др., 1971; Павлоцкая, 1971, 1974; Поляков, 1966; Поляков и др., 1970).

Таким образом, на процессы перераспределения стронция-90 и цезия-137 в почвенном профиле основное влияние оказывают физико-химические свойства почв [работы С.П.Росянова с сотр. (1971), А.А.Моисеева, П.В.Рамзаева (1975), В.М.Прохорова, (1975, 1976, 1981), Е.Кнопа и Д.Шредера (Knoop, Schroeder, 1958)].

Горизонтальное перераспределение радионуклидов в значительной степени определяется ландшафтно-геохимическими условиями (Молчанова и др., 1972; Поляков и др., 1969; Тюрюканова, 1971, 1974, 1976; Тюрюканова и др., 1966, 1971, 1978; Polyakov et al., 1967).

Э.Б.Тюрюкановой (1968) разработаны основные принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований поведения стронция-90, 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 "почва-растение-вода" 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 цезия-137 по сравнению со стронцием-90 (Бочкарев и др., 1964; Гедеонов и др., 1965; Гулякин, Юдинцева, 1962, 1973, 1978; Павлоцкая, 1974; Павлоцкая и др., 1966; Тимофеев-Ресовский и др., 1966; Тимофеева, Титлянова, 1959; Чуркин, Брендаков, 1966; Юдинцева, Гулякин, 1968; Alexander, 1961; Pavlotskaya et al., 1967; Walton, 1963).

О меньшей подвижности цезия-137 свидетельствует увеличение отношения цезия-137: стронцию-90 в верхних слоях почв со временем (Гедеонов и др., 1965) и меньший вынос цезия-137 в реки (Nagayama, Tatakі, 1965). Однако в отдельных районах обнаружена большая подвижность цезия-137 по сравнению со стронцием-90 (Белова и др., 1972; Марей и др., 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975; Новикова, 1978).

Модельными экспериментами установлено, что миграционная способность цезия-137 в почвах меньше, чем стронция-90, благодаря тому, что он более прочно фиксируется ими. Последнее осуществляется, главным образом, минералами глин почв, в основном монтмориллонитом, входящих в коллоидную фракцию (Титлянова, Тимофеева, 1959; Кокотов и др., 1961; Schulz et al., 1960; Squire, 1965; Miller, Reitemeier, 1963; Sawhney, 1966).

Следует отметить, что результаты модельных опытов, 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 (Моисеев, Рамзаев, 1975; Павлоцкая, 1974; Павлоцкая, Тюрюканова, 1967, 1976).

Миграция цезия-137 в почвах в значительной степени зависит от механического состава почв. В глинистых почвах цезий-137 почти полностью задерживается в поверхностных горизонтах (Wijkvan, Braams, 1966). В песчаных почвах незначительная

по величине коллоидная фракция практически содержит весь цезий-137. В таких почвах он может передвигаться совместно с мелкими частицами (Wijkvan, Braams, 1960). В лизиметрических водах из песчаных почв иногда наблюдается меньшее содержание цезия-137, чем из глинистых. Это связано с меньшей продолжительностью взаимодействия цезия-137 с почвой, обусловленной высокой фильтрационной способностью песчаных почв (Fredriksson et al., 1969). Почвы с невысоким содержанием глинистых минералов, обогащенные органическим веществом, характеризуются повышенной миграционной способностью цезия-137. В экспериментах, выполненных на колонках с разными типами почв, отмечено, что в торфяных почвах цезий-137 передвигался быстрее стронция-90. Передвижению же цезия-137 благоприятствовало органическое вещество (Eliis, Hague, 1966).

Таким образом, передвижение цезия-137 в почвах так же, как и стронция-90, в значительной степени определяется физико-химическими особенностями почв. В полевых опытах было обнаружено (Белова, Антропова, 1971), что в дерново-подзолистых, серых лесных почвах и солодах скорость миграции цезия-137 мало отличалась от скорости миграции стронция-90. Через 10 лет после внесения радионуклидов на поверхность почвы в солодах задерживалось 33% стронция-90 и 38% цезия-137, дерново-подзолистых почвах 47 и 50% соответственно, в серых лесных 76 и 75%, в черноземах 80 и 93%, в солончаках 75 и 93%. Увеличение влажности почв значительно увеличивает подвижность цезия-137.

На процессы перераспределения стронция-90 и цезия-137 в почве оказывает влияние и характер сельскохозяйственного использования территории. Например, в пахотных почвах в результате ежегодной перепашки наблюдается более равномерное распределение радиоактивных продуктов деления в корнеобитаемом слое почвы по сравнению с целинными (Павлоцкая и др., 1970; Радиоактивность и пища человека, 1971; Алиев, Абдуллаев, 1977; Алиев и др., 1977; Walton, 1963). В пахотных почвах распределение стронция-90 и цезия-137 существенно зависит от агротехнических приемов обработки (Моисеев, 1970; Павлоцкая и др., 1965, 1966).

3.1. Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах сухих степей Малого Кавказа

Зона сухих степей Малого Кавказа в пределах Азербайджанской Республики может рассматриваться как продолжение сухих степей Восточной Грузии. Она занимает всю предгорную полосу Гянджа-Казахского массива, часть низких гор и предгорных равнин, простираясь к юго-востоку на равнины Северного Карабаха, в предгорья Карабахской степи, в Геянскую степь. Сухая степь представлена также в предгорной полосе Большого Кавказа, в северной части Ленкоранской низменности, в пределах Ленкоранской Мугани (Салаев, 1966).

Рельеф предгорной полосы слабо расчлененный, широко распространены пологие делювиальные шельфы, конус выноса рек и межконусные депрессии (Азизбеков, 1947; Волобуев, 1953). Климат сухой степи Малого Кавказа отличается от климата сухих степей Европейской части Российской Федерации 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, пролювиальные отложения, так и известняки, песчаники, глинистые сланцы, гажи.

Почвы формируются в условиях недостаточной влажности и непромывного режима. Наиболее распространенными 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 (Акимцев, 1928; Алиев, 1953; Захаров, 1927, 1929). А.Н.Розанов (1952, 1954, 1955), М.Э.Салаев (1966) и некоторые другие исследователи, учитывая своеобразие биоклиматических условий почвообразования и особенности физико-химических свойств почв, отличающие их от каштановых почв сухих степей Европейской части Российской Федерации и Казахстана, решили назвать почвы сухих степей Малого Кавказа серо-ко-

ричными. Поскольку в цель 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 распределения стронция-90 и цезия-137 представляют гажевые (гипсоносные) почвы. Гажевые почвы до последнего времени не выделялись в генетически самостоятельный тип почв. С.А.Захаров (1927) 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 Гянджа-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 и предгорьях Малого Кавказа (Грузинская Республика) (Ахведиани, 1954), на подгорных равнинах и высоких террасах Испании (Alphen, Romero, 1971) и на высоких террасах р.Евфрат (Muir, 1951).

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

Разрез 1 характеризует гажевую почву на галечниковом делювии. Заложен около г. Гянджи, на небольшом склоне северной экспозиции гривистого повышения валунно-галечникового конуса выноса р.Гянджачай. Хорошо выражен мезо- и микрорельеф (плоские микроповышения). Растительность изрежена: молочай (*Euphobia* sp.), дикая дыня (*Cucumis melo*

vargestis), встречается гармала (*Peganum harmala*). На поверхности много камней.

А 0-6 см. Светло-каштановый, суглинистый, комковато-пылеватый, редкие корни, слабоуплотненный, встречается галька, бурно вскипает.

АС 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 постепенный.

С₁ 13-19 см. Карбонатно-гипсовый, бурно вскипает, переход постепенный.

С₂ 19-27 см. Темнее и влажнее предыдущего, состоит почти сплошь из гальки, бурно вскипает.

Разрез 14 характеризует гажевую суглинистую пахотную почву. Заложен на поле Карабахской научно-экспериментальной базы Института Селекции и Генетики АН Азербайджанской Республики у с.Ленинаван.

А_{пах} 0-8 см. Каштановый, суглинистый, пылевато-комковатый, сухой, слабоуплотненный, встречаются корни, вскипает бурно, переход постепенный.

А_{пах} 8-18 см. Каштановый, суглинистый, комковато-пылеватый, встречаются корни, сухой, плотный, вскипает, переход ясный.

ВС 18-28 см. Светло-каштановый, к нижней части горизонта осветляется, сухой, плотнее предыдущего, встречаются редкие корни, вскипает, переход ясный.

С 28-51 см. Палево-сероватый, светлее предыдущего, плотный, сухой, вскипает, переход ясный.

С₁ 51-57 см. Серовато-белесый, мучнистый, карбонатно-гипсовый, вскипает.

Разрез 12 характеризует каштановую (серо-коричневую) пахотную почву на суглинистом карбонатном делювии. Заложена на поле пшеницы Тер-терской зональной опытной станции Азербайджанского Научно-Исследовательского Института Земледелия.

А_{пах} 0-15 см. Каштановый, суглинистый, комковатая структура, слабоуплотненный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.

А_{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. Заложена в 10 км к северу от г.Гянджи, в районе с.Сабир. Лесная полоса - дуб 10-15-летнего возраста, встречаются шелковица, акация. Травянистый покров отсутствует. На поверхности рыхлая подстилка из прошлогодних листьев.

А₁ 0-5 см. Каштановый, тяжелосуглинистый, крупнокомковатая структура, уплотненный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.

А₁ 5-15 см. Каштановый, комковатый, сухой, плотный, ходы червей, легкосуглинистый, вскипает, переход постепенный.

А₂ 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, вскипает.

Таблица 1

Механический состав почв сухих степей Малого 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 | < 0,01 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Каштановая (серо-коричневая) гажевая суглинистая на галечниковом делювии (1) | A | 0-6 | 16,66 | 10,54 | 53,20 | 1,60 | 4,00 | 14,00 | 19,60 |
| | AC | 6-13 | 15,97 | 12,03 | 34,16 | 18,16 | 0,88 | 18,80 | 37,84 |
| | C ₁ | 13-19 | 13,50 | 18,90 | 33,68 | 9,04 | 20,56 | 4,32 | 33,92 |
| | C ₁ | 19-27 | 10,35 | 18,13 | 31,92 | 17,20 | 1,60 | 20,80 | 39,60 |
| Каштановая (серо-коричневая) гажевая глинистая на элювии известняка (4) | A | 0-5 | 5,50 | 0,10 | 56,40 | 8,00 | 18,80 | 12,00 | 38,80 |
| | AC | 5-15 | 6,10 | 0,22 | 6,88 | 16,00 | 27,92 | 42,88 | 86,80 |
| | C ₁ | 15-25 | 3,70 | 22,30 | 32,80 | 6,80 | 6,88 | 25,52 | 41,20 |
| | C ₁ | 25-28 | 11,17 | 18,83 | 4,96 | 44,64 | 1,60 | 18,80 | 65,04 |
| | C ₁ | 28-31 | 10,50 | 23,10 | 43,20 | 2,08 | 12,72 | 8,40 | 23,20 |
| Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии (1a) | A | 0-7 | 10,00 | 50,80 | 17,60 | 3,60 | 2,80 | 15,20 | 21,60 |
| | A | 7-15 | 1,67 | 43,05 | 18,80 | 10,48 | 2,00 | 24,00 | 36,48 |
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на суглинистом карбонатном делювии (3) | A ₁ | 0-5 | 18,54 | 12,82 | 5,76 | 19,68 | 38,29 | 16,00 | 62,88 |
| | A ₁ | 5-15 | 21,05 | 19,35 | 7,60 | 11,20 | 12,08 | 28,72 | 52,00 |
| | AB | 15-25 | 19,30 | 18,70 | 18,00 | 3,12 | 16,88 | 24,00 | 44,00 |
| | B | 25-30 | 16,54 | 30,50 | 3,36 | 1,60 | 24,00 | 24,00 | 49,60 |
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на карбонатном делювии (12) | A _{пах} | 0-15 | 7,65 | 25,15 | 12,00 | 19,20 | 26,00 | 10,00 | 55,20 |
| | A _{пах} | 15-30 | 5,84 | 40,16 | 6,60 | 9,40 | 15,48 | 22,52 | 47,40 |

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 валуно-галечниковые отложения, поверхность которых нередко покрыта корочкой волокнистого гипса. Почва по всему профилю вскипает от НСІ.

Характерными особенностями морфологического строения каштановых (серо-коричневых) почв являются сравнительно большая мощность гумусового горизонта, ореховатая структура горизонта В, достаточно хорошо выраженная иллювирированность 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 тяжелосуглинистым (разрез 4) разновидностям. Механический состав поверхностных горизонтов почв в обоих случаях облегчен. В поверхностных горизонтах (0-5 см) увеличено лессовидной фракции. Эта фракция преобладает и в гажевом горизонте, в котором увеличивается содержание мелкого песка. Илистая фракция распределена по профилю почв очень равномерно.

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.

Таблица 2

Агрохимическая характеристика почв сухих степей Малого Кавказа

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | Гигроскопическая влажность, % | Гумус, % | Азот, % | рН водн. | СО ₂ , % | Подвижные формы, мг/кг | | Обменные мг-экв/100 г | |
|--|----------------|----------------|-------------------------------------|-------------|------------|----------|------------------------|-------------------------------|------------------|--------------------------|------------------|
| | | | | | | | | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| Каштановая (серо-коричневая) гажевая суглинистая на галечниковом делювии (1) | A | 0-6 | 7,94 | 1,32 | 0,21 | 7,5 | 2,05 | 3,8 | 241 | 19,1 | 4,5 |
| | AC | 6-13 | 8,95 | 1,17 | 0,18 | 7,6 | 2,23 | 2,4 | 155 | 25,2 | 2,5 |
| | C ₁ | 13-19 | 7,24 | 0,57 | 0,14 | 7,4 | 1,49 | 2,4 | 43 | 28,9 | 5,9 |
| | C ₁ | 19-27 | 8,00 | 0,37 | 0,11 | 7,4 | 1,49 | 2,4 | 34 | 29,9 | 4,3 |
| Каштановая (серо-коричневая) гажевая глинистая на элювии известняка (4) | A | 0-5 | 6,05 | 1,69 | 0,18 | 7,5 | 4,10 | 14,8 | 230 | 26,5 | 2,5 |
| | AC | 5-15 | 7,16 | 1,23 | 0,15 | 7,7 | 4,28 | 7,2 | 162 | 26,5 | 2,9 |
| | C ₁ | 15-25 | 7,64 | 1,23 | 0,13 | 7,7 | 5,96 | 5,2 | 138 | 28,8 | 4,7 |
| | C ₁ | 25-28 | 7,80 | 0,67 | 0,13 | 7,4 | 0,93 | 6,0 | 43 | 30,5 | 5,1 |
| | C ₁ | 28-31 | 8,37 | 0,43 | 0,11 | 7,5 | 2,05 | следы | 34 | 33,0 | 6,2 |
| Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии (1a) | A | 0-7 | 5,54 | 0,63 | 0,15 | 7,7 | 2,98 | 10,2 | 261 | 21,5 | 4,3 |
| | A | 7-15 | 5,68 | 0,64 | 0,13 | 7,7 | 3,35 | 8,0 | 190 | 23,0 | 5,1 |

Продолжение табл. 2

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|------------------|-------|------|------|------|-----|------|------|-----|------|-----|
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на суглинистом карбонатном делювии (3) | A ₁ | 0-5 | 4,01 | 3,02 | 0,24 | 6,9 | 0,93 | 44,5 | 710 | 17,6 | 3,5 |
| | A ₁ | 5-15 | 4,10 | 2,22 | 0,14 | 7,0 | 1,49 | 14,8 | 448 | 19,0 | 4,1 |
| | AB | 15-25 | 4,03 | 0,67 | 0,14 | 6,9 | 1,67 | 11,2 | 298 | 22,4 | 5,0 |
| | B | 25-30 | 3,76 | 0,57 | 0,11 | 7,2 | 2,23 | 9,0 | 255 | 23,0 | 5,5 |
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на карбонатном делювии (12) | A _{пах} | 0-15 | 7,56 | 1,34 | 0,15 | 7,7 | 7,89 | 23,6 | 182 | 21,1 | 3,7 |
| | A _{пах} | 15-30 | 7,55 | 1,24 | 0,14 | 7,8 | 8,26 | 18,6 | 170 | 21,6 | 7,5 |

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 стронция-90 и цезия-137 в почвах сухих степей Малого Кавказа исследовались на примере каштановых (серо-коричневых) и каштановых (серо-коричневых) гажевых почв. Поведение этих радионуклидов в почвах и растительном покрове сухих степей определяется такими факторами, как небольшое количество осадков (300-400 мм/год), высокая испаряемость, превышающая количество осадков в несколько раз, изреженная растительность, повышенное содержание карбонатов и гаж (гипса) в почвах.

Большой научный интерес при исследовании радионуклидов в почвах представляют гажевые (гипсоносные) почвы. Э.Б.Тюрюкановой с сотр. (1966) было обнаружено, что в верхней части гипсового горизонта каштановых почв Европейской части России происходит заметное задержание стронция-90 и цезия-137, мигрирующих из поверхностных горизонтов.

Учитывая то, что в почвах сухих степей вертикальная миграция этих радионуклидов замедлена и нижний предел их передвижения невелик, можно предположить, что глубина залегания гажы в почвах сухих степей является важным ограничивающим фактором, определяющим глубину миграции стронция-90 и цезия-137. Следует подчеркнуть, что в почвенной химии искусственных радионуклидов глобальных выпадений роль гипсоносного горизонта (а также карбонатного) как барьера миграции изучена мало. Можно, естественно, предположить, что высокие концентрации сульфат- (и карбонат)-ионов в этих почвенных горизонтах могут обусловить образование слабо- и нерастворимых солей стронция-90 и других искусственных радионуклидов.

Результаты многолетних исследований показали, что в почвах сухих степей Малого Кавказа концентрация стронция-90 до аварии на ЧАЭС колебалась в широких пределах от 2,1 до 4,7 ГБк/км², составляя в среднем 3,3 ГБк/км². Высоким содержанием стронция-90 отличаются каштановые (серо-коричневые) гажевые (разрезы 1, 5, 7, 17, и 31) и каштановые (серо-коричневые) (разрезы 23 и 102) почвы. Каштановые (серо-коричневые) гажевые почвы, расположенные на склоне (разрез 4) характеризуются несколько пониженным содержанием этого радионуклида. Сравнительно небольшим содержанием стронция-90 характеризуются каштановые (серо-коричневые) (разрезы 1а, 3) почвы (табл. 3).

Таблица 3

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
в почвах сухих степей Малого Кавказа
до аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr |
|--|----------------|----------------|---------------------|-------|---------------------|-------|--|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на карбонатном делювии, пахотная (12) | Апах | 0-15 | 1,4 | 6,5 | 2,9 | 13,7 | 2,07 |
| | Апах | 15-30 | 1,0 | 6,2 | 2,5 | 15,2 | 2,50 |
| | В | 30-41 | 0,4 | 3,2 | 0,9 | 6,3 | 2,25 |
| | | 0-41 | 2,8 | - | 6,3 | - | 2,25 |
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на галечниковом делювии, пахотная (102) | Апах | 0-15 | 1,6 | 13,0 | 4,1 | 24,1 | 2,57 |
| | Апах | 15-30 | 1,0 | 8,9 | 2,5 | 22,1 | 2,50 |
| | В | 30-41 | 0,9 | 5,6 | 0,6 | 3,0 | 0,66 |
| | | 0-41 | 3,5 | - | 7,2 | - | 2,06 |
| Каштановая (серо-коричневая) тяжелосуглинистая гажевая на галечниковом делювии, целинная (1) | А | 0-6 | 2,0 | 18,2 | - | - | - |
| | АС | 6-13 | 1,3 | 17,5 | - | - | - |
| | С ₁ | 13-19 | 0,2 | 3,8 | - | - | - |
| | С ₁ | 19-27 | нет | нет | - | - | - |
| | | 0-27 | 3,5 | - | - | - | - |
| Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии, целинная (1а) | А | 0-7 | 1,2 | 9,2 | - | - | - |
| | А | 7-15 | 0,9 | 10,3 | - | - | - |
| | | 0-15 | 2,1 | - | - | - | - |
| Каштановая (серо-коричневая) глинистая на суглинистом карбонатном делювии, целинная (3) | А ₁ | 0-5 | 1,4 | 19,2 | - | - | - |
| | А ₁ | 5-15 | 0,7 | 7,4 | - | - | - |
| | АВ | 15-25 | 0,1 | 0,7 | - | - | - |
| | В | 25-30 | нет | нет | - | - | - |
| | | 0-30 | 2,2 | - | - | - | - |

Продолжение табл. 3

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|------------------|-------|-----|------|-----|------|------|
| Каштановая (село-коричневая) суглинистая каменистая, целинная (2) | A | 0-5 | 2,0 | 23,8 | - | - | - |
| | A | 5-19 | 0,7 | 8,8 | - | - | - |
| | | 0-19 | 2,7 | - | - | - | - |
| Каштановая (село-коричневая) гажевая на элювии известняка, целинная (14) | A | 0-5 | 0,7 | 7,7 | - | - | - |
| | A | 5-15 | 0,8 | 7,4 | - | - | - |
| | AC | 15-25 | 0,8 | 6,2 | - | - | - |
| | C | 25-28 | 0,1 | 1,8 | - | - | - |
| | C ₁ | 28-31 | нет | нет | - | - | - |
| | | 0-31 | 2,4 | - | - | - | - |
| Каштановая (село-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии, под люцерной (23) | A _{пах} | 0-10 | 0,9 | 7,5 | - | - | - |
| | A _{пах} | 10-20 | 1,6 | 10,8 | - | - | - |
| | A _{пах} | 20-30 | 1,9 | 9,8 | - | - | - |
| | | 0-30 | 4,4 | - | - | - | - |
| Каштановая (село-коричневая) гажевая на элювии известняка, старопашотная (4) | A _{пах} | 0-10 | 0,8 | 6,0 | - | - | - |
| | A _{пах} | 10-20 | 0,6 | 4,6 | - | - | - |
| | A _{пах} | 20-30 | 1,3 | 7,6 | - | - | - |
| | | 0-30 | 2,7 | - | - | - | - |
| Каштановая (село-коричневая) гажевая на элювии известняка, под кукурузой (27) | A _{пах} | 0-10 | 1,3 | 9,1 | 2,2 | 15,7 | 1,69 |
| | A _{пах} | 10-20 | 0,8 | 6,5 | 1,6 | 13,1 | 2,00 |
| | A _{пах} | 20-31 | 0,7 | 4,3 | 1,2 | 7,5 | 1,71 |
| | B | 31-42 | 0,1 | 2,0 | нет | нет | нет |
| | | 0-42 | 2,9 | - | 5,0 | - | 1,72 |
| Каштановая (село-коричневая) гажевая суглинистая, пашотная (17) | A _{пах} | 0-10 | 1,6 | 14,4 | 2,4 | 21,7 | 1,50 |
| | A _{пах} | 10-20 | 1,9 | 16,2 | 3,1 | 25,0 | 1,63 |
| | A _{пах} | 20-30 | 0,9 | 7,2 | 0,8 | 6,1 | 0,88 |
| | | 0-30 | 4,4 | - | 6,3 | - | 1,48 |

Продолжение табл. 3

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|------------------|-------|-----|------|-----|------|------|
| То же (7) | A _{пах} | 0-10 | 1,1 | 10,6 | 2,3 | 18,1 | 2,09 |
| | A _{пах} | 10-20 | 1,3 | 10,4 | 1,6 | 12,8 | 1,23 |
| | A _{пах} | 20-30 | 1,3 | 9,8 | 1,8 | 14,1 | 1,38 |
| | | 0-30 | 3,7 | - | 5,7 | - | 1,54 |
| То же (31) | A _{пах} | 0-11 | 0,8 | 5,2 | - | - | - |
| | A _{пах} | 11-26 | 1,1 | 6,3 | - | - | - |
| | B | 26-38 | 2,7 | 19,8 | - | - | - |
| | C | 38-46 | 0,1 | 0,8 | - | - | - |
| | | 0-46 | 4,7 | - | - | - | - |
| Каштановая (се- ро-коричневая) га- жевая суглинистая, под ячменем (15) | A _{пах} | 0-11 | 0,8 | 6,2 | 1,5 | 11,8 | 1,88 |
| | A _{пах} | 11-21 | 0,9 | 7,4 | 1,5 | 12,6 | 1,67 |
| | B | 21-33 | 0,9 | 7,2 | 1,2 | 9,8 | 1,33 |
| | C | 33-43 | 0,7 | 7,0 | 1,3 | 10,7 | 1,86 |
| | | 0-43 | 3,3 | - | 5,5 | - | 1,67 |
| То же, под пше- ницей (18) | A _{пах} | 0-10 | 1,4 | 8,3 | 2,7 | 25,8 | 1,88 |
| | A _{пах} | 10-20 | 0,4 | 3,0 | 0,6 | 3,5 | 1,50 |
| | A _{пах} | 20-30 | 0,6 | 3,2 | 0,6 | 3,3 | 1,00 |
| | | 0-30 | 2,4 | - | 3,9 | - | 1,63 |
| То же, пашня (5) | A _{пах} | 0-10 | 0,4 | 2,5 | 3,3 | 18,8 | 8,25 |
| | A _{пах} | 10-20 | 0,7 | 5,0 | 2,3 | 16,4 | 3,29 |
| | A _{пах} | 20-30 | 3,2 | 22,9 | 0,4 | 3,4 | 0,13 |
| | | 0-30 | 4,3 | - | 6,0 | - | 1,40 |
| То же, под люцерной (28) | A _{пах} | 0-12 | 1,0 | 7,0 | 2,2 | 15,1 | 2,20 |
| | A _{пах} | 12-29 | 1,1 | 5,7 | 2,6 | 13,0 | 2,36 |
| | B | 29-42 | 0,6 | 3,5 | 1,0 | 5,3 | 1,67 |
| | C | 42-53 | 0,3 | 1,8 | 0,4 | 2,4 | 1,33 |
| | | 0-53 | 3,0 | - | 6,2 | - | 2,07 |

Продолжение табл. 3

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---------------------------|------------------|---------|-----|---------|-----|-----------|------|
| То же, под кукурузой (11) | A _{пах} | 0-8 | 0,3 | 3,4 | 1,3 | 11,8 | 4,33 |
| | A _{пах} | 8-18 | 0,8 | 6,6 | 1,6 | 13,3 | 2,00 |
| | A _{пах} | 18-28 | 0,4 | 4,2 | 0,8 | 7,4 | 2,00 |
| | B | 28-51 | 2,0 | 6,2 | 1,6 | 5,2 | 0,80 |
| | C | 51-57 | нет | нет | нет | нет | нет |
| | | 0-57 | 3,5 | - | 5,3 | - | 1,51 |
| Колебания | | 2,1-4,7 | | 3,9-7,2 | | 1,40-2,25 | |
| Среднее | | 3,3 | | 6,3 | | 1,80 | |

Концентрация цезия-137 в почвах сухих степей до аварии на ЧАЭС колебалась в пределах 3,9-7,2 ГБк/км². Минимальное и максимальное значения в концентрациях цезия-137 в почвах различались почти в два раза. Наблюдаемые колебания в содержании как цезия-137, так и стронция-90 в корнеобитаемом слое почв сухих степей обусловлены различными уровнями выпадений, видовыми особенностями выращиваемых растений, агротехническими мероприятиями и другими факторами. Высокими значениями концентраций цезия-137 отличаются (разрезы 12 и 102) каштановые (серо-коричневые), а также (разрезы 5, 17, 28 и 31) каштановые (серо-коричневые) гажевые почвы (см. табл. 3).

Отношение цезия-137: стронций-90 в почвах сухих степей (до аварии на ЧАЭС) колебалось в пределах 1,40-2,25 и в среднем составляло 1,73 (см. табл. 3). Эти данные близки к отношению этих радионуклидов в выпадениях, что хорошо согласуется с существующими литературными данными. В выпадениях эта величина, измеренная в различных районах и в течение длительного времени, довольно постоянна и составляет примерно 1,6 (Источники и действие ионизирующей радиации, 1978).

В вертикальном распределении стронция-90 и цезия-137 в почвах сухих степей прослеживаются следующие закономерности: в целинных каштановых (серо-коричневых) почвах стронций-90 в основном концентрируется над гажей, предел

распространения зависит от глубины его залегания, а в каштановых (серо-коричневых) почвах содержание стронция-90 постепенно уменьшается до нижней границы перегнойного горизонта (рис. 7А). В пахотных почвах как стронций-90, так и цезий-137 сравнительно равномерно распределены в пределах пахотного горизонта (рис. 7В).

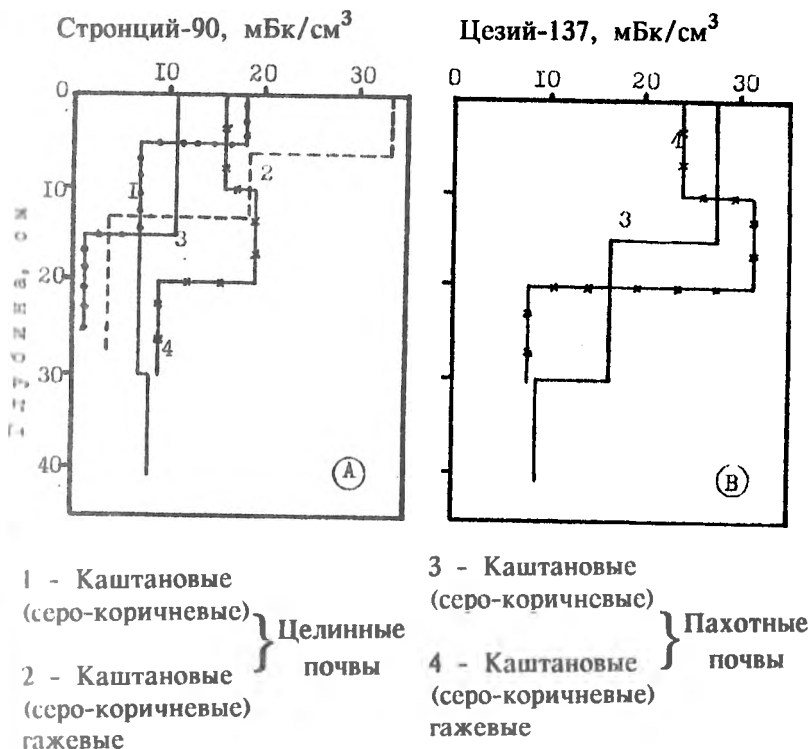


Рис. 7. Вертикальное распределение стронция-90 (А) и цезия-137 (В) в почвах сухих степей Малого Кавказа.

Однако следует отметить, что в целинных почвах концентрация стронция-90 по профилю уменьшается постепенно до глубины 30 см, ниже он не обнаруживается (в пределах точности используемого метода). В пахотных почвах стронций-90 и цезий-137, сравнительно равномерно распределяясь в пахотном горизонте, продвигаются до глубины 40-50 см. В отдельных случаях в пахотных почвах сухих степей обнаруживается два максимума содержания радионуклидов, в гумусовом и глубокорасположенных горизонтах. Причинами этого являются ежегодная распашка и обильные поливы (Алиев, Абдуллаев, 1977; Алиев и др., 1988; Павлоцкая, 1974; Радиоактивность и пища человека, 1971; Тюрюканова, 1976).

После аварии на ЧАЭС концентрация радионуклидов в почвах сухих степей несколько повысилась. Концентрация стронция-90 в почвах исследованного региона колебалась в пределах 2,5-5,7 ГБк/км², при среднем содержании 3,9 ГБк/км². Среднее содержание цезия-137 в почвах несколько ниже, чем содержание стронция-90. Отношение цезий-137: стронций-90 колебалось от 0,56 до 1,00. В большинстве разрезов, из-за радиохимического метода определения цезия-137, значение этого отношения составляло величину меньше единицы (табл. 4).

Таблица 4

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
в почвах сухих степей Малого Кавказа
после аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs ⁹⁰ Sr |
|---|------------------|----------------|---------------------|-------|---------------------|-------|---------------------------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Каптанова (серо-коричневая) суглинистая, пахотная (504) | А _{пах} | 0-17 | 2,8 | 17,8 | 1,1 | 7,3 | 0,39 |
| | А _{пах} | 17-34 | 2,4 | 9,3 | 2,2 | 8,5 | 0,92 |
| | В | 34-50 | 0,4 | 2,7 | 0,7 | 4,3 | 1,75 |
| | ВС | 50-61 | 0,1 | 0,6 | 0,1 | 1,1 | 1,00 |
| | | 0-61 | 5,7 | - | 4,1 | - | 0,72 |

Продолжение табл. 4

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|------------------|---------|-----|---------|-----|-----------|------|
| Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на карбонатном делювии, пахотная (509) | А _{пах} | 0-15 | 1,9 | 21,0 | 1,0 | 10,8 | 0,53 |
| | А _{пах} | 15-26 | 0,5 | 4,7 | 0,2 | 1,7 | 0,40 |
| | В | 26-37 | 0,1 | 0,5 | 0,2 | 1,7 | 2,00 |
| | С | 37-48 | нет | нет | нет | нет | нет |
| | | 0-48 | 2,5 | - | 1,4 | - | 0,56 |
| Каштановая (серо-коричневая) суглинистая гажевая, целинная (510) | А _I | 0-20 | 3,3 | 24,2 | 2,5 | 18,7 | 0,76 |
| | А _I | 20-36 | 0,4 | 1,8 | 0,4 | 1,6 | 1,00 |
| | АС | 36-49 | 0,2 | 0,9 | 0,2 | 1,2 | 1,00 |
| | | 0-49 | 3,9 | - | 3,1 | - | 0,79 |
| Каштановая (серо-коричневая) гажевая на элювии известняка, целинная (511) | А _I | 0-15 | 3,0 | 19,4 | 3,4 | 21,9 | 1,13 |
| | А _I | 15-24 | 0,4 | 5,4 | 0,1 | 1,5 | 0,25 |
| | АС | 24-33 | 0,2 | 1,8 | 0,1 | 1,7 | 0,50 |
| | | 0-33 | 3,6 | - | 3,6 | - | 1,00 |
| Колебания | | 2,5-5,7 | | 1,4-4,1 | | 0,56-1,00 | |
| Среднее | | 3,9 | | 3,1 | | 0,77 | |

Примечание: Цезий-137 определяли радиохимически.

Результаты распределения стронция-90 по профилю целинных почв сухих степей после аварии на ЧАЭС показывают, что большая часть вновь выпавшего после аварии стронция-90 в основном концентрируется в верхнем гумусовом горизонте. С глубиной концентрация этого радионуклида равномерно снижается. В пахотных почвах сухих степей концентрация выпавших после аварии стронция-90 и цезия-137 по профилю изменяется несколько по-иному. На характер их распределения по профилю почв внесла свои коррективы ежегодная пахота, благодаря которой оба радионуклида сравнительно равномерно распределялись в пахотном горизонте. Резкое снижение концентраций стронция-90 и цезия-137 наблюдается в иллювиальном горизонте (см. табл. 4).

Таким образом, в целинных почвах сухих степей Азербайджана стронций-90 практически не мигрирует по профилю, что, по-видимому, обусловлено высоким содержанием карбонатов

кальция и гачи (гипса) в этих почвах. По данным Н.Г.Ми-
нашиной и В.В.Егорова (1975), в этих почвах республики
содержание гачи составляет 10-15% и более.

3.2. Особенности поведения стронция-90 и цезия-137 в почвах горной зоны Малого Кавказа

На территории горной области Малого Кавказа по данным
М.Э.Салаева (1966) выделено и описано две биоклиматические
зоны: горно-луговая с двумя подзонами: альпийских и су-
бальпийских лугов и луговых степей; горно-лесная с двумя
подзонами: мезофильных и широколиственных лесов и светлых
и ксерофильных лесов и кустарников.

Горно-луговая зона Малого Кавказа приурочена к высоте
2000 м и более. Рельеф ее типичный высокогорный. Наличие
здесь характерных форм ледникового рельефа свидетельствует
о былом оледенении. Климат подзоны альпийских и су-
бальпийских 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 (Салаев, 1966).

Почвообразующими породами служат изверженные плотные
породы (граниты, базальты, гранодиориты, андезиты-базальты),
реже - осадочные (известняки, мергели, известковые песчани-
ки) 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, часто
нейтральная, емкость поглощения высокая. В верхних горизон-
тах горно-луговых почв происходит биогенная аккумуляция
кальция и магния (Салаев, 1966).

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

Почвы - горно-лугово-степные; на дренированных, остепнен-
ных участках - горные черноземы. Почвообразующими поро-

дами служат щепнистые 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 (Салаев, 1966).

Изучавшиеся горно-луговые карбонатные суглинистые почвы формируются под покровом густой разнотравно-злаковой растительности, в составе которой преобладают овсяница (*Festuca*

sp.), тимофеевки (*Phleum pratense*), эспарцет (*Onobrychis viciifolia*), погренок (*Rhinanthus crista galli*), таволга (*Filipendula hexapetala*) и разные виды шалфея.

Горно-луговые почвы характеризуются высоким содержанием гумуса и поглощенных оснований, слабощелочной реакцией (табл. 5 и 6). 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 невысокое. Коричневые горно-лесные почвы характеризуются повышенным содержанием поглощенного кальция.

Таблица 5

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

| Почва, № разреза | Гор- изонт | Глу- би- на, см | Гиг- рос- копи- чес- кая влаж- ность, % | Гу- мус, % | Аз- от, % | pH вод- н. | CO ₂ , % | Подвиж- ные фор- мы, мг/кг | | Обмен- ные мг- экв/100 г | |
|---|----------------|--------------------------|--|------------------|-----------------|------------------|------------------------|----------------------------------|------------------|--------------------------------|------------------|
| | | | | | | | | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| Горно- луговая карбонат- ная сугли- нистая, пос. Аджикенд (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 | 8,70 | 8,0 | 167 | - | - |

Продолжение табл. 5

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|----------------|-------|------|------|---|-----|------|------|-----|------|------|
| Горно-луговая карбонатная пахотная (13) | Апах | 0-5 | 8,58 | 4,03 | - | 7,5 | 2,07 | 34,4 | 304 | 27,3 | 3,3 |
| | Апах | 5-15 | 8,36 | 3,49 | - | 7,3 | 2,07 | 18,8 | - | 28,2 | 3,3 |
| | В | 15-29 | 7,94 | 2,89 | - | 7,5 | 2,81 | 13,8 | - | 24,0 | 4,2 |
| Горно-лесная коричневая суглинистая (14) | А ₁ | 0-5 | 7,15 | 11,3 | - | 7,4 | нет | 39,0 | 268 | 33,4 | 5,6 |
| | А ₁ | 5-15 | 8,23 | 4,80 | - | 7,5 | нет | 19,8 | 182 | 29,6 | 5,6 |
| | В | 15-21 | 7,69 | 2,37 | - | 7,5 | 4,69 | 15,6 | 182 | 28,1 | 2,8 |
| | В | 21-30 | 7,89 | 2,17 | - | 7,8 | 5,63 | 9,0 | 176 | 23,5 | 2,4 |
| | В _к | 30-39 | 6,78 | 1,70 | - | 7,9 | 9,39 | 7,0 | 145 | 25,9 | 4,7 |
| Горно-луговая пахотная (17) | Апах | 0-10 | 6,95 | 2,99 | - | 7,3 | нет | 15,8 | 219 | 16,9 | 8,9 |
| | В | 10-22 | 7,04 | 2,89 | - | 7,4 | нет | 13,4 | 231 | 18,8 | 6,1 |
| | ВС | 22-32 | 7,22 | 2,79 | - | 7,4 | нет | 11,0 | 157 | 16,5 | 11,8 |
| Горно-коричневая остепненная пахотная (8) | Апах | 0-11 | 6,92 | 3,93 | - | 7,3 | нет | 18,8 | 486 | 23,5 | 4,7 |
| | Апах | 11-31 | 6,72 | 4,44 | - | 7,4 | нет | 17,0 | 486 | 23,5 | 4,7 |
| | В ₁ | 31-40 | 6,41 | 2,89 | - | 7,5 | нет | 16,8 | 413 | 22,6 | 6,1 |
| | В ₂ | 40-48 | 6,78 | 1,96 | - | 7,5 | нет | 10,0 | 341 | 22,1 | 6,1 |

Таблица 6

Агрохимическая характеристика почв горной зоны
Малого Кавказа (Ханларский, Геранбойский районы)

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | Гигроскопическая влажность, % | Содержание частиц, % | | Гумус, % | Азот, % | Подвижные формы, мг/кг | | Обменные мг-экв/100 г | |
|---|----------|----------------|-------------------------------------|----------------------|--------------|-------------|------------|-------------------------------|------------------|-----------------------|------------------|
| | | | | <0,01 мм | <0,001 мм | | | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| Горно-каштановая старопашотная суглинистая (42) | Апах | 0-20 | 10,8 | 57,4 | 38,0 | 1,53 | 0,15 | 10,0 | 393 | 18,6 | 7,8 |
| | В | 20-28 | 10,8 | 67,2 | 32,9 | 1,33 | 0,14 | 5,0 | 387 | 18,1 | 5,4 |

Продолжение табл. 6

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|--|----------------|-------|------|------|------|------|------|------|-----|------|------|
| Луговая суглинистая пойменная (44) | А | 0-22 | 10,0 | 46,0 | 22,1 | 2,26 | 0,17 | 41,0 | 339 | 22,6 | 7,8 |
| | В | 22-38 | 9,7 | 43,2 | 19,6 | 2,26 | 0,13 | 31,8 | 289 | 24,5 | 5,9 |
| Горно-луговая лесная суглинистая под буково-грабовым лесом (49) | А _д | 0-11 | 11,6 | 57,2 | 27,1 | 7,30 | 0,51 | 21,4 | 102 | 16,2 | 16,2 |
| | В | 11-33 | 10,0 | 62,3 | 30,2 | 2,00 | 0,21 | 13,8 | 51 | 19,8 | 8,6 |
| Коричневая суглинистая послелесная остепненная (82) | А | 0-14 | 13,4 | 50,8 | 23,0 | 5,10 | 0,29 | 18,6 | 187 | 26,5 | 2,5 |
| | В | 14-23 | 14,6 | 44,2 | 24,0 | 4,49 | 0,25 | 13,0 | 170 | 26,5 | 2,9 |
| Горно-лесная коричневая суглинистая под дубово-грабовым лесом (39) | А | 0-19 | 14,9 | 52,1 | 27,9 | 10,2 | 0,46 | 45,0 | 463 | 31,9 | 5,4 |
| | В | 19-31 | 11,7 | 60,5 | 36,0 | 4,6 | 0,22 | 14,4 | 224 | 29,9 | 5,9 |
| Горно-луговая дерновая суглинистая (37) | А _д | 0-10 | 17,7 | 60,4 | 36,0 | 10,7 | 0,56 | 54,6 | 224 | 21,6 | 7,2 |
| | В | 10-28 | 16,7 | 72,0 | 35,4 | 6,8 | 0,31 | 28,4 | 158 | 17,3 | 6,7 |

Исследования по распределению и миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах горных регионов очень ограничены (Абдуллаев, Тагиев, 1981; Алекперов, 1968; Алиев, Абдуллаев, 1976; Кварацхелиа, Глonti, 1965; Сабоиев, 1970; Тюрюканова и др., 1978; Тюрюканова и др., 1971а).

Распределение и миграцию стронция-90 и цезия-137 в почвах горной зоны Малого Кавказа исследовали по двум профилям. Первый профиль - Агдарья-Кельбаджарский (протяженность примерно 100 км); второй - Ханлар-Геранбойский (протяжен-

ность около 50 км). Исследовались горно-луговые карбонатные, коричневые горно-лесные и другие типы почв. Исследования были проведены до аварии на ЧАЭС.

Концентрация стронция-90 в почвах горной зоны Малого Кавказа первого профиля варьирует в широких пределах - от 1,4 до 5,7 ГБк/км² (табл. 7). Среднее его содержание в почвах зоны 3,9 ГБк/км². Наиболее высокими значениями стронция-90, в 1,5 раза превышающими среднее, характеризовались горно-луговые повы. Минимальная концентрация радионуклида наблюдается в горно-лесных коричневых почвах (разрез 14). Максимальной концентрацией этого радионуклида отличаются горно-луговые почвы (разрез 101). В основном стронций-90 и цезий-137 концентрируются в поверхностном перегнойном горизонте, ниже 20-30 см они, как правило, резко снижаются. Отношение цезий-137:стронций-90 в повах горной зоны близкие (1,60-2,81), исключение составляет лишь горно-лесные коричневые почвы (разрез 14), где значение его составляет 4,64 (см. табл. 7).

Таблица 7

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
в почвах горной зоны Малого Кавказа
(первый профиль)**

| Почва, № разреза | Гор- ри- зонт | Глу- би- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs |
|---|---------------------|--------------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|-------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | ⁹⁰ Sr |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Горно-лесная сугли-коричне- вая суглинистая, целинная (14) | A ₁ | 0-5 | 0,6 | 35,4 | 5,7 | 52,8 | 9,50 |
| | A ₁ | 5-15 | 0,7 | 6,2 | 0,8 | 17,8 | 1,14 |
| | B | 15-21 | 0,1 | 0,9 | нет | нет | нет |
| | | 0-21 | 1,4 | - | 6,5 | - | 4,64 |
| Горно-луговая карбонатная суг- линистая, целин- ная (13) | A ₁ | 0-5 | 0,7 | 10,4 | 2,3 | 34,0 | 3,29 |
| | A ₁ | 5-15 | 1,7 | 8,4 | 3,3 | 23,3 | 1,94 |
| | | 0-15 | 2,4 | - | 5,6 | - | 2,33 |

Продолжение табл. 7

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|------------------|-------|-----|------|------|-------|------|
| Горно-луговая суглинистая (108) | A ₁ | 0-6 | 1,1 | 18,0 | 2,2 | 31,3 | 2,00 |
| | A ₂ | 6-18 | 1,7 | 12,6 | 3,3 | 27,2 | 1,94 |
| | AC | 18-31 | 1,2 | 9,1 | 0,9 | 5,9 | 0,75 |
| | | 0-31 | 4,0 | - | 6,4 | - | 1,60 |
| Горно-луговая (101) | A ₁ | 0-6 | 1,3 | 20,2 | 7,1 | 111,0 | 5,46 |
| | A ₁ | 6-14 | 1,1 | 17,4 | 2,0 | 29,6 | 1,82 |
| | A ₂ | 14-20 | 0,6 | 10,4 | 0,6 | 7,4 | 1,00 |
| | B | 20-29 | 0,6 | 6,1 | 0,4 | 3,7 | 0,67 |
| | | 0-29 | 3,6 | - | 10,1 | - | 2,81 |
| Горно-луговая суглинистая (133) | A _{пах} | 0-9 | 1,1 | 11,2 | 2,3 | 22,6 | 2,09 |
| | A _{пах} | 9-23 | 2,6 | 16,2 | 3,8 | 4,1 | 1,46 |
| | B ₁ | 23-35 | нет | нет | нет | нет | нет |
| | | 0-35 | 3,7 | - | 6,1 | - | 1,65 |
| Горно-луговая карбонатная (33) | A ₁ | 0-9 | 1,1 | 11,1 | 2,3 | 22,9 | 2,09 |
| | A ₁ | 9-23 | 2,6 | 16,4 | 3,8 | 24,3 | 1,46 |
| | B | 23-35 | 1,6 | 8,5 | 2,8 | 15,1 | 1,75 |
| | BC | 35-43 | 0,4 | 3,0 | 0,4 | 3,3 | 1,00 |
| | | 0-43 | 5,7 | - | 9,3 | - | 1,63 |
| Горно-луговая карбонатная, па- хотная (24) | A _{пах} | 0-10 | 2,7 | 21,1 | 4,8 | 38,1 | 1,75 |
| | A _{пах} | 10-20 | 1,4 | 11,4 | 1,8 | 14,3 | 1,29 |
| | B | 20-30 | 0,6 | 3,4 | 1,1 | 6,3 | 1,83 |
| | | 0-30 | 4,7 | - | 7,7 | - | 1,63 |
| Горно-коричне- вая остепненная, 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 | - | - | - | - |

Продолжение табл. 7

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|--|----------------|---------|-----|----------|-----|-----------|-------|
| Горно-луговая суглинистая, па- хотная (35) | Апах | 0-9 | 2,2 | 20,5 | 5,5 | 50,7 | 2,50 |
| | Апах | 9-19 | 1,5 | 13,0 | 2,1 | 11,8 | 1,40 |
| | В ₁ | 19-28 | 0,1 | 5,5 | 1,0 | 7,9 | 10,00 |
| | В ₂ | 28-43 | 0,1 | 0,9 | 0,2 | 1,6 | 2,00 |
| | | 0-43 | 3,9 | - | 8,8 | - | 2,25 |
| Горно-луговая суглинистая, па- хотная (18) | Апах | 0-11 | 1,2 | 11,1 | - | - | - |
| | Апах | 11-31 | 2,3 | 6,7 | - | - | - |
| | В | 31-40 | 0,4 | 2,5 | - | - | - |
| | ВС | 40-48 | 0,2 | 0,2 | - | - | - |
| | | 0-48 | 4,1 | - | - | - | - |
| Горно-луговая суглинистая, па- хотная (21) | Апах | 0-10 | 2,8 | 16,7 | 6,7 | 39,6 | 2,39 |
| | Апах | 10-20 | 1,7 | 9,8 | 2,1 | 11,8 | 1,24 |
| | В | 20-30 | 0,5 | 2,9 | 0,3 | 1,9 | 0,60 |
| | | 0-30 | 4,0 | - | 9,1 | - | 2,28 |
| Колебания | | 1,4-5,7 | | 5,6-10,1 | | 1,60-4,64 | |
| Среднее | | 3,9 | | 7,9 | | 2,36 | |

В почвах горной зоны Малого Кавказа (первый профиль) максимальное содержание стронция-90 обнаружено в горно-луговых почвах, минимальное - в горно-лесных, что связано с большой подвижностью стронция-90 в почвах под лесной растительностью по сравнению с луговой, чего нельзя сказать про цезия-137. О большой подвижности стронция-90 под лесной растительностью по сравнению с луговой высказано И.Б.Тюрюкановой (1976) при изучении стронция-90 в почвах Казацкой степи Центрально-черноземной области России. Аналогичные результаты были получены и в почвах второго профиля (табл. 8).

Таблица 8

Распределение и миграция стронция-90 в почвах горной зоны Малого Кавказа (второй профиль)

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, см | Стронций-90 | | |
|---|----------------|--------------------------|---------------------|-------|---------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | мБк/см ³ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Горно-каштановая сугли- нистая слабосмытая под гра- бово-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 сугли- нистая под грабово-можже- вельниковым 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 сугли- нистая старопашотная (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 сугли- нистая 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 сугли- нистая послелесная степ- енная (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 сугли- нистая под грабово-можже- вельниковым кустарником (47) | A | 0-17 | 3,8 | 30,9 | 22,3 |
| Горно-лесная коричневая суглинистая под дубово-гра- бовым лесом (39) | A | 0-19 | 2,4 | 9,3 | 12,6 |
| | B | 19-31 | нет | нет | нет |
| Горно-луговая суглинистая дерновая (37) | A _д | 0-10 | 2,8 | 37,7 | 28,0 |
| | A | 10-28 | 1,0 | 5,5 | 5,5 |
| | | 0-28 | 3,8 | - | - |

Продолжение табл. 8

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--|----------------|---------|-----|------|------|
| Горно-луговая карбонатная суглинистая дерновая (5) | A _д | 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 | - | - |
| Колебания | | 1,9-3,8 | | - | - |
| Среднее | | 3,2 | | - | - |

Полученные результаты дают нам основание считать, что в почвенном покрове горной зоны Малого Кавказа стронций-90 и цезий-137 распределены неравномерно. Причина этого - сильная расчлененность и крутизна рельефа (в отдельных случаях 50-60° и более). Вследствие этого происходит значительное перераспределение выпадающих радиоактивных осадков, их глубокая инфильтрация и значительный поверхностный сток. Например, луговые пойменные почвы характеризуются меньшим содержанием стронция-90 по сравнению со средними (на 60%, лесные, расположенные на склонах - на 25%) (см. табл. 8).

3.3. Миграция стронция-90 и цезия-137 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 площадь 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 от-

дельные 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, обуславливает дальнейшее формирование поверхности (Бабаев, 1984).

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 верблюдкой, 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*), кермек (*Limonium meyeri*), полынь (*Artemisia czovitsiana*). Встречаются также заросли солодки гладкой (*Glycyrrhizetum*), сочетания ее с пальчатником, тростником; на солонцеватых и засоленных чалах - с мимозкой (*Lagonychium farctum*), петросимонией (*Petrosimonia brachiata*), капраном (*Salsola dendroides*), на пресных чалах и с кермеком (Прилипко, 1970).

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. 9). Содержание карбонатов значительное, фосфора - низкое, калия - высокое, поглощенных кальция и магния - повышенное.

Таблица 9

**Агрохимическая характеристика почв
Кура-Араксинской низменности**

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глуби- на, см | Гигро- скопиче- ская влаж., % | Гумус, % | Азот, % | рН водн. | CO ₂ , % | Подвиж- ные фор- мы, мг/кг | | Обмен- ные мг- экв/100 г | |
|---|----------------|---------------------|---|-------------|------------|-------------|------------------------|----------------------------------|------------------|-----------------------------------|------------------|
| | | | | | | | | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| Лугово- болотная суглинистая (10) | A ₀ | 0-2 | 7,06 | 9,41 | 0,57 | 7,5 | 4,89 | 7,0 | 971 | 23,9 | 14,1 |
| | A _д | 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 | 0,17 | 7,5 | 8,64 | 3,4 | 658 | 19,2 | 5,6 |
| Солончак луговой суглини- стый (7) | A ₁ | 0-5 | 6,00 | 7,07 | 0,28 | 7,6 | 2,61 | 10,2 | 498 | 21,5 | 7,5 |
| | A ₁ | 5-10 | 6,50 | 5,64 | 0,25 | 7,6 | 2,79 | следы | 468 | 23,7 | 6,4 |
| | A ₁ | 10-15 | 7,40 | 5,64 | 0,22 | 7,7 | 2,98 | следы | 436 | 25,0 | 5,6 |
| | B | 15-20 | 7,30 | 4,62 | нет | 7,7 | 3,17 | следы | 610 | 25,0 | 4,3 |
| Солончак мокры суглини- стый (8) | A _c | 0-1 | 7,60 | 1,18 | 0,24 | 7,7 | 1,67 | следы | 348 | 18,6 | 7,8 |
| | A | 1-5 | 7,70 | 1,53 | 0,20 | 7,9 | 2,05 | следы | 329 | 18,1 | 5,4 |
| | A | 5-10 | 7,50 | 1,53 | 0,20 | 7,9 | 2,61 | следы | 316 | 22,6 | 7,8 |
| | A | 10-27 | 6,60 | 2,22 | 0,11 | 7,9 | 2,79 | следы | 386 | 24,5 | 5,9 |
| | AB | 27-42 | 5,00 | 1,29 | 0,10 | 7,7 | 0,93 | следы | 285 | 19,8 | 8,6 |
| | B | 42-57 | 5,00 | 0,57 | 0,10 | 7,7 | 1,86 | следы | 310 | 16,2 | 7,0 |
| Такыро- нидный сол- ончак суг- линистый (6) | A | 0-2 | 7,46 | 1,20 | 0,21 | 7,2 | 4,28 | 15,0 | 329 | 21,6 | 7,2 |
| | A ₁ | 2-7 | 7,72 | 1,18 | 0,18 | 7,4 | 4,47 | 12,6 | 291 | 17,3 | 6,7 |
| | B ₁ | 7-15 | 8,43 | 1,44 | 0,17 | 7,6 | 4,47 | 9,0 | 213 | 15,6 | 5,3 |
| | B ₁ | 15-23 | 8,53 | 1,85 | 0,17 | 7,7 | 4,66 | 6,2 | 207 | 14,0 | 4,9 |
| | B ₁ | 23-30 | 8,73 | 2,25 | 0,14 | 7,8 | нет | 6,0 | 204 | 14,0 | 4,9 |

Продолжение табл. 9

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|------------------------------------|------------------|-------|------|------|------|-----|------|-------|-----|------|-----|
| Серо-земно-луговая суглинистая (9) | А _{пах} | 0-15 | 6,84 | 3,33 | 0,27 | 8,0 | 5,59 | 2,6 | 657 | 31,9 | 5,4 |
| | А _{пах} | 15-25 | 6,49 | 3,23 | 0,21 | 8,0 | 5,78 | 2,0 | 541 | 29,9 | 5,9 |
| | В | 25-35 | 6,30 | 2,92 | 0,14 | 8,1 | 6,52 | следы | 436 | 28,0 | 6,5 |

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 иссушением и испарительным концентрированием.

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

Сероземно-луговые почвы характеризуются сравнительно высоким содержанием гумуса, щелочной реакцией, невысоким содержанием карбонатов.

На территории Кура-Араксинской низменности поведение стронция-90 и цезия-137 изучались на наиболее распространенных почвах - солончаках, лугово-болотных и сероземно-луговых пахотных. Стронций-90 определяли в луговых солончаках с высоким содержанием гумуса, расположенных на относительных повышениях с густым растительным покровом из кермека, мимозки, солодки и солянки; в мокрых и такыровидных солончаках, приуроченных к депрессиям, характеризующихся невысоким содержанием гумуса.

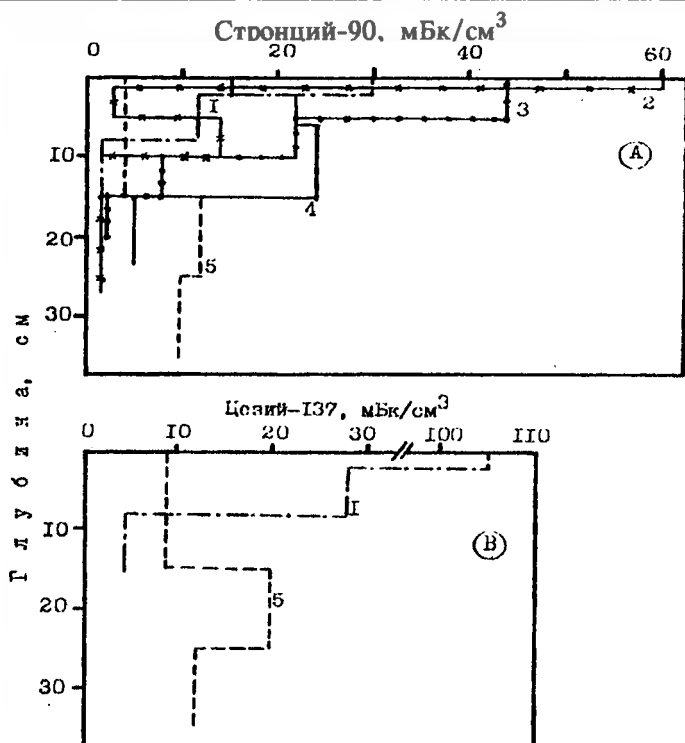
Концентрация стронция-90 в почвах Кура-Араксинской низменности до аварии на ЧАЭС варьирует в широких пределах: от 1,4 до 3,8 ГБк/км² (табл. 10). Содержание этого радионуклида между почвами региона отличаются более чем в 2,5 раза.

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
и их отношение в почвах Кура-Араксинской
низменности до аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глуби- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--|------------------|------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|--|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Лугово-бо- лотная суг- линистая (10) | A ₀ | 0-2 | 0,6 | 23,1 | 2,1 | 86,2 | 3,50 |
| | A _Д | 2-8 | 0,7 | 11,5 | 1,7 | 27,0 | 2,43 |
| | A ₁ | 8-15 | 0,1 | 7,3 | 0,3 | 3,0 | 3,00 |
| | | 0-15 | 1,4 | - | 4,1 | - | 2,92 |
| Солончак луговой суг- линистый (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 суг- линистый (8) | A _с | 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 | - | - | - | - |
| Сероземно- луговая суг- линистая, па- хотная (16) | A _{пах} | 0-10 | 1,0 | 5,9 | - | - | - |
| | A _{пах} | 10-20 | 0,6 | 5,7 | - | - | - |
| | A _{пах} | 20-30 | 1,6 | 10,7 | - | - | - |
| | | 0-30 | 3,2 | - | - | - | - |

Продолжение табл. 10

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|------|-------|---------|-----|---------|------|-----------|
| Сероземно-луговая суглинистая, пахотная (9) | Апах | 0-15 | 0,9 | 7,5 | 1,3 | 11,1 | 1,44 |
| | Апах | 15-25 | 1,2 | 8,4 | 2,0 | 13,7 | 1,67 |
| | В | 25-35 | 1,0 | 7,7 | 1,2 | 9,6 | 1,20 |
| | | 0-35 | 3,1 | - | 4,5 | - | 1,45 |
| Колебания | | | 1,4-3,8 | - | 4,1-4,5 | - | 1,45-2,92 |
| Среднее | | | 2,8 | | 4,3 | | 2,19 |



Почвы: 1 - Лугово-болотная, 2 - Солончак мокрый, 3 - Солончак луговой, 4 - Такыровидный солончак, 5 - Сероземно-луговая пахотная.

Рис. 8. Вертикальное распределение стронция-90 (А) и цезия-137 (В) в почвах Кура-Араксинской низменности.

Заметное накопление стронция-90 наблюдается в луговых и тапкоровидных солончаках (до $3,8 \text{ ГБк/км}^2$), занимающих большие территории Евлахского района и Герани. В луговых солончаках значительное количество (до 60%) стронция-90 концентрировалась в слое 0-5 см, 90% - в слое 0-10 см. В тапкоровидных солончаках стронций-90 равномерно распределен до глубины 23 см, с максимумом на глубине 7-15 см (до 50%). Невысокое (до 10%) содержание стронция-90 в поверхностном (0-2 см) слое почвы связана с его трещиноватостью и промываемостью. Невысоким содержанием стронция-90 характеризуются сильноувлажненные почвы - мокрый солончак и лугово-болотная. В мокром солончаке стронций-90 концентрируется в основном в слое 0-1 см, это обусловлено испарительным концентрированием (рис. 8А).

Концентрация цезия-137 в почвах Кура-Араксинской низменности распределена сравнительно равномерно ($4,1-4,5 \text{ ГБк/км}^2$). Лугово-болотные почвы содержат несколько меньше цезия-137, чем сероземно-луговые (см. табл. 10). Причина этого промывной водный режим лугово-болотных почв, обуславливающий миграция радионуклида. В лугово-болотных почвах цезий-137 в основном концентрируется в верхнем слое дернового горизонта (0-8 см). В слое 8-15 см его содержание составляет уже $0,3 \text{ ГБк/км}^2$ (т.е. 6,4% от общего содержания). Меньшая концентрация цезия-137 была ниже чувствительности метода определения, тогда как в пахотных сероземно-луговых почвах благодаря ежегодной вспашке и поливам этот радионуклид мигрирует в нижние горизонты (рис. 8В). Отношение цезий-137: стронций-90 в почвах региона несколько меньше, чем в почвах горной зоны Малого Кавказа и изменяется от 1,45 до 2,92 (см. табл. 10).

Результаты определения стронция-90 в содовой вытяжке показывают, что в луговом солончаке 50% стронция-90 связано с сульфатами. В мокром солончаке почти весь стронций-90 поверхностной пленки также связан с сульфатами (табл. 11).

**Содержание стронция-90, связанного с гипсом,
в почвах Кура-Араксинской низменности**

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | Стронций-90 (содовая вытяжка) | | % от общего содержа- ния |
|---------------------------|----------------|----------------|----------------------------------|---------------------|-----------------------------------|
| | | | Бк/кг | ГБк/км ² | |
| Солончак луго- вый (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 мок- рый (8) | A | 0-1 | 33,7 | 0,43 | 83,6 |
| | A | 1-10 | 3,9 | 0,27 | 87,6 |
| | A | 10-27 | 0,9 | 0,20 | 100,0 |
| | AB | 27-47 | нет | нет | нет |

Сульфатные солончаки Азербайджана характеризуются более высоким содержанием стронция-90 (до 3,8 ГБк/км²), чем хлоридные солончаки сухих степей Европейской части России (0,37 ГБк/км²). В солевой корке, представленной в основном хлоридами, стронций-90 не накапливается (0,06-0,30 ГБк/км²) (Тюрюканова, 1974).

После аварии на ЧАЭС характер распределения и миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах Кура-Араксинской низменности не изменился, лишь повысилась концентрация стронция-90 в некоторых почвах. Например, в лугово-болотных почвах концентрация стронция-90 повысилась от 1,4 до 2,6 ГБк/км², а в луговом солончаке - от 3,8 до 5,8 ГБк/км². Некоторое снижение в концентрациях стронция-90 наблюдается после аварии в сероземно-луговых пахотных почвах (табл. 12).

Таблица 12

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
и их отношение в почвах Кура-Араксинской
низменности после аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--|------------------|--------------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|-------------------------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| Сероземно- луговая суглинистая, пахотная (506) | А _{пах} | 0-15 | 0,8 | 7,6 | 0,6 | 5,3 | 0,75 |
| | А _{пах} | 15-26 | 0,7 | 5,1 | 0,8 | 5,8 | 1,14 |
| | В | 26-46 | 0,5 | 3,7 | 0,4 | 2,7 | 0,80 |
| | ВС | 46-62 | 0,1 | 0,8 | 0,3 | 1,8 | 3,00 |
| | | 0-62 | 2,1 | - | 2,1 | - | 1,00 |
| Лугово-бо- лотная сугли- нистая (507) | А ₀ | 0-4 | 1,1 | 34,9 | 1,9 | 64,6 | 1,72 |
| | А ₁ | 4-15 | 1,2 | 12,6 | 1,6 | 16,5 | 1,33 |
| | А ₁ | 15-26 | 0,3 | 3,8 | 0,2 | 1,9 | 0,67 |
| | | 0-26 | 2,6 | - | 3,7 | - | 1,42 |
| Солончак луговой суг- линистый (508) | А ₁ | 0-8 | 2,9 | 39,4 | 2,0 | 27,7 | 0,69 |
| | А ₁ | 8-21 | 1,4 | 9,5 | 0,8 | 5,2 | 0,57 |
| | А ₁ | 21-34 | 0,8 | 6,5 | 0,5 | 3,5 | 0,63 |
| | В | 34-44 | 0,5 | 3,2 | 0,2 | 1,3 | 0,40 |
| | | 0-44 | 5,6 | - | 3,5 | - | 0,63 |
| Колебания | | | 2,1-5,6 | - | 2,1-3,7 | - | 0,63-1,42 |
| Среднее | | | 3,4 | | 3,1 | | 0,68 |

Примечание: Цезий-137 определяли радиохимическим методом.

Концентрация цезия-137 в почвах Кура-Араксинской низменности после аварии на ЧАЭС изменяется в пределах от 2,1 до 3,7 ГБк/км². Среднее содержание этого радионуклида составляет 3,1 ГБк/км². Самое низкое его значение - в сероземно-луговых почвах (см. табл. 12).

3.4. Поведение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Нахичеванской Автономной Республики

Нахичеванская Автономная Республика расположена в крайней южной части Азербайджана, на левом берегу р.Аракс. Территория ее представляет собой весьма сложную область Восточного Закавказья, которая сложена палеозойскими, мезозойскими, третичными и четвертичными отложениями. С.А.Захаров (1939) выделял здесь четыре физико-географические зоны.

1. Нижняя зона - расположена параллельно течению р. Аракса. Это зона пустынного выветривания и сероземного 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, где формируются каштановые и горно-лесные почвы.

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

Климат Нахичеванской Республики характеризуется ярко выраженной континентальностью. Для нижней зоны характерны незначительное количество годовых осадков и относительно высокая средняя годовая температура. В зонах средних и высоких предгорий намечаются постепенное увеличение количества годовых атмосферных осадков с высотой и понижение средней температуры. Максимальное количество осадков отмечается в высокогорной зоне.

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. (Прилипко, 1970).

В горной зоне исследуемого региона почвообразующие породы представлены вулканогенными и осадочными коренными породами (преимущественно элювиально-делювиального генезиса, андезитами, андезитов-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 (Шакури, 1965).

Наши исследования проведены на сероземных, горно-лесных коричневых и горно-луговых почвах. Ниже приведено морфологическое описание, физико-химическая и агрохимическая характеристика основных типов почв.

Разрез заложен в низменной зоне 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, встречаются 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, встречаются корешки, бурно вскипает. |

В таблице 13 приведены данные анализа сероземных почв. По механическому составу они относятся к тяжелосуглинистым. Содержание гумуса в метровом слое почв колеблется в пределах 1,87-1,40%. Сумма поглощенных оснований очень мало изменяется по профилю, содержание их увеличивается с глубиной.

Таблица 13

**Механический состав и химические свойства
сероземных давноорошаемых тяжелосуглинистых
слабо солонцеватых почв**

| Глубина, см | Гигроскопическая влажность, % | Содержание частиц, % | | Гумус, % | Азот, % | CO ₂ , % | Сумма поглощенных оснований, мг-экв/100г | Содержание катионов, % от суммы поглощенных оснований | | |
|-------------|-------------------------------|----------------------|----------|----------|---------|---------------------|--|---|------------------|-----------------|
| | | <0,001 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 | 69,89 | 21,66 | 8,45 |
| 20-40 | 5,6 | 31,36 | 71,60 | 1,87 | 0,11 | 11,93 | 27,35 | 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 |

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 в верхних слоях объясняется их смытостью. Почвы разнообразны по механическому составу. Содержание физической глины колеблется от 36 до 60%, гумуса в верхних 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 (Шакури, 1977).

Горно-лесные коричневые почвы расположены на небольшой высоте и занимают сравнительно незначительную площадь. Они приурочены 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.

- | | |
|-------------------------|---|
| А ₁ 0-8 см. | Влажный, корни и корешки, слабо разложившаяся подстилка из прошлогодних листьев и травянистый покров, не вскипает, переход ясный. |
| А ₂ 8-18 см. | Темно-коричневый, зернисто-ореховатая структура, тяжелосуглинистый, уплотненный, корни и корешки, свежий, не вскипает, переход ясный. |
| В 18-26 см. | Коричневый, ореховатая структура, тяжелосуглинистый, плотный, заметно оглинен, корни и корешки, не вскипает. |

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

По механическому составу эти почвы относятся к среднесуглинистым. Содержание гумуса в верхних горизонтах колеблется в пределах 2,5-3,2% (табл. 14). Сумма поглощенных оснований составляет 32-36 мг-экв на 100 г. В составе поглощенных катионов преобладает обменный кальций.

Таблица 14

Механический состав и химические свойства горно-лесных коричневых почв

| Раз- рез | Глу- бина, см | Гиг- роско- пи- чес- кая влаж- ность, % | Содержа- ние час- тиц, % | | Гу- мус, % | Азот, % | СО ₂ , % | Сум- ма по- гло- щен- ных ос- но- ва- ний, мг- экв/ 100г | Содержание ка- тионов, % от суммы поглощ- енных оснований | | |
|-------------|---------------------|--|-----------------------------------|-------------|------------------|------------|------------------------|--|--|------------------|-----------------|
| | | | <0,001 мм | <0,01 мм | | | | | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ |
| 21 | 0-24 | 5,0 | 12,4 | 42,0 | 3,2 | 0,16 | 3,7 | 35,78 | 85,10 | 11,54 | 3,36 |
| | 24-53 | 5,0 | 16,0 | 48,2 | 3,2 | 0,10 | 5,8 | 35,15 | 89,27 | 8,16 | 2,56 |
| | 53-89 | 4,9 | 20,1 | 47,8 | 2,1 | - | 5,4 | 36,64 | 86,80 | 12,20 | 1,10 |
| 26 | 0-23 | 5,3 | 22,6 | 31,8 | 2,5 | 0,16 | нет | 31,79 | 86,80 | 12,20 | 1,00 |
| | 23-46 | 5,0 | 19,0 | 33,3 | 2,0 | 0,08 | нет | 32,79 | 81,76 | 17,99 | 0,31 |
| | 46-70 | 5,5 | 10,4 | 19,0 | 1,2 | - | нет | 34,29 | 81,98 | 17,15 | 0,87 |
| | 70-92 | 5,9 | 23,9 | 34,0 | 1,8 | - | нет | 34,19 | 74,91 | 24,55 | 0,50 |

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

Растительность представлена злаковыми лугами (овсяница, костер, мятлик, тимopheевка), бобовыми и др.

Для характеристики горно-лугово-степных почв на юго-восточной окраине с. Биченак на высоте 2200 м над уровнем

моря заложен разрез, морфологическое описание которого приводится ниже.

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

Механический состав и химические свойства горно-лугово-степных почв приведены в таблице 15. Доминируют горно-лугово-степные тяжелосуглинистые почвы. Содержание перегноя 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.

В работе Р.Г.Мамедова (1989) приводится характеристика некоторых агрофизических свойств почв Нахичеванской Автономной Республики, которые могут сыграть определенную роль в процессе миграции радионуклидов в почвах и поступления их в растения.

Механический состав и химические свойства горно-лугово-степных почв

| Раз- рез | Го- ри- зонт | Глуби- на, см | Гиг- рос- копи- чес- кая влаж- ность, % | Содержа- ние час- тиц, % | | Гу- мус, % | Аз- от, % | СО ₂ % | Сум- ма по- гло- щен- ных ос- но- ва- ний, мг- экв/ 100г | Содержание ка- тионов, % от суммы поглощ- енных оснований | | |
|-------------|--------------------|------------------|--|--------------------------------|-----------------|------------------|-----------------|----------------------|--|--|------------------|-----------------|
| | | | | < 0,001 мм | < 0,01 мм | | | | | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ |
| 3 | A ₁ | 0-12 | 4,8 | 12,4 | 54,6 | 5,4 | 0,22 | нет | 30,08 | 79,77 | 19,88 | 0,25 |
| | A ₂ | 12-23 | 4,0 | 12,8 | 48,0 | 4,4 | 0,17 | нет | 26,43 | 63,37 | 33,60 | 3,03 |
| | B ₁ | 23-47 | 4,0 | 11,2 | 44,6 | 3,8 | 0,14 | нет | 26,20 | 68,71 | 28,62 | 2,67 |
| | B ₂ | 47-77 | 3,8 | 23,9 | 42,0 | 3,0 | 0,12 | нет | 23,49 | 65,18 | 33,54 | 1,28 |
| | BC | 77-85 | 3,9 | 16,2 | 44,1 | 2,0 | 0,05 | нет | 22,76 | 75,80 | 22,40 | 1,80 |
| 13 | A ₁ | 0-17 | 7,0 | 23,7 | 58,8 | 2,7 | 0,17 | нет | 41,20 | 67,88 | 30,66 | 1,46 |
| | B | 17-40 | 8,2 | 22,6 | 69,4 | 1,7 | 0,10 | нет | 43,90 | 72,23 | 26,63 | 1,14 |
| | B ₁ | 40-72 | 8,4 | 23,0 | 64,7 | 1,3 | - | нет | 44,40 | 74,30 | 25,47 | 0,23 |
| | BC | 72-100 | 4,8 | 25,7 | 56,4 | 1,7 | - | нет | 35,60 | 82,25 | 16,35 | 1,40 |

Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Нахичеванской Автономной Республики изучались до аварии на ЧАЭС. Обследованы основные типы почв региона (сероземные, горно-лесные, горно-лугово-степные и др.).

Распределение и миграция стронция-90 в почвах Нахичеванской Автономной Республики носит неравномерный характер, концентрация которого колеблется в пределах 2,5-3,5 ГБк/км² (табл. 16). Почвы горной зоны (разрезы 152 и 153) характеризуются более высоким содержанием стронция-90, чем почвы низменной части (разрез 150). Максимальным содержанием стронция-90 отличаются горно-лугово-степные почвы,

основная масса которого сосредоточена в верхнем 0-10 см слое. С глубиной его содержание постепенно снижается. В распределении стронция-90 в почвах прослеживается вертикальная зональность.

Таблица 16

Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Нахичеванской Автономной Республики

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--|----------------|--------------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|-------------------------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| Серозем равноороша- емый сугли- нистый, па- хотный (150) | Апах | 0-10 | 1,3 | 10,4 | 0,5 | 4,8 | 0,38 |
| | Апах | 10-24 | 0,9 | 6,7 | 0,5 | 3,7 | 0,55 |
| | В | 24-40 | 0,6 | 1,9 | 0,5 | 4,1 | 0,83 |
| | | 0-40 | 2,8 | - | 1,5 | - | 0,53 |
| Горно-ко- ричневая ос- еппенная, пахотная (151) | Апах | 0-12 | 0,9 | 7,5 | 0,7 | 4,1 | 0,77 |
| | Апах | 12-22 | 0,7 | 5,0 | 0,4 | 3,0 | 0,57 |
| | В | 22-35 | 0,5 | 3,5 | 0,3 | 2,2 | 0,60 |
| | ВС | 35-48 | 0,4 | 2,5 | 0,2 | 1,1 | 0,50 |
| | | 0-48 | 2,5 | - | 1,6 | - | 0,64 |
| Горно-лес- ная коричне- вая (152) | Ад | 0-8 | 1,2 | 12,6 | 1,1 | 8,5 | 0,91 |
| | А ₁ | 8-18 | 1,1 | 8,5 | 0,9 | 6,3 | 0,81 |
| | В | 18-26 | 1,0 | 7,6 | 0,6 | 4,1 | 0,60 |
| | | 0-26 | 3,3 | - | 2,6 | - | 0,78 |
| Горно-лу- говая степная (153) | Ад | 0-9 | 1,3 | 12,6 | 0,7 | 7,0 | 0,54 |
| | А ₁ | 9-15 | 1,1 | 11,1 | 0,5 | 5,2 | 0,45 |
| | В | 15-26 | 1,1 | 8,5 | 0,7 | 5,2 | 0,63 |
| | | 0-26 | 3,5 | - | 1,9 | - | 0,54 |
| Колебания | | | 2,5-3,5 | - | 1,5-2,6 | - | 0,53-0,78 |
| Среднее | | | 3,0 | | 1,9 | | 0,62 |

Примечание: Цезий-137 определяли радиохимически.

Концентрация цезия-137 в почвах этого региона изменяется в пределах от 1,5 до 2,6 ГБк/км². Аналогично стронцию-90, почвы горной зоны отличаются более высоким содержанием этого радионуклида. В сероземных и горно-лугово-степных почвах концентрация цезия-137 более равномерно распределена по профилю почв, тогда как, в горно-коричневых остепненных и горно-лесных коричневых почвах концентрация этого радионуклида снижается с глубиной. Во всех горизонтах исследуемых почв содержание цезия-137 несколько меньше, чем стронция-90 (см. табл. 16).

Очевидно, цезий-137 войдя в кристаллическую решетку минералов не выщелачивается из почв полностью бн HCl.

3.5. Распределение стронция-90 и цезия-137, и их миграция в почвах Ленкоранской области

В Ленкоранской области Р.В.Ковалев (1966) выделил два района: 1) горная система, которая образуется тремя складчатыми хребтами, из них наиболее высокий Талышский хребет; 2) аккумулятивная равнина, в которой выделяются несколько террасовых уступов Каспийского моря, береговые валы и маршевая зона, а в южной части - делювиальный шлейф.

По климату Ленкоранская область (нижняя часть Ленкоранского района) относится к влажным субтропикам со средним количеством годовых атмосферных осадков 1800-2100 мм (Герайзаде, 1989).

Среднегодовая температура в зоне составляет примерно 14,4°C. Летом средняя температура равна примерно 26°C. Зимой температура понижается в среднем до 3-4°C (Мовсумов, 1978).

Растительность горных областей представлена, в основном, лесами. Характерной особенностью лесов нижней части является почти полное отсутствие хвойных пород; наиболее распространены железное дерево (*Parrotia persica*), каштанолისტный дуб (*Quercus castanefolia*) с примесью граба (*Carpinus caucasia*) и азата (*Zelkova caprinifolia*, *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, материнс-

ких пород и гидрогеологического режима. Преобладают горно-луговые, горно-лесные, бурые, желтоземно-подзолистые, желтоземные почвы. В зоне высоких гор развиты бурые полупустынные почвы, а при переходе от субтропического климата низменности к пустынно-степному в зоне Муганской степи - каштановые. На низменной части области нами были исследованы коричневые выщелоченные, луговые, желтоземно-подзолистые и желтоземно-подзолистые глеевые почвы, а в горной - горно-лесные коричневые, горно-лесные бурые и горно-коричневые остепненные.

По данным М.А.Аллахвердиева (1975), 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 C:N равно 9,4-9,7, глубже - 10,2-12,2. Мощность карбонатного 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 разностям (табл. 17). В таблице 18 приведена агрохимическая характеристика почв Ленкоранской области.

Таблица 17

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

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, 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 | <0,01 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Корич- невая вы- щелочен- ная пахот- ная (115) | Апах | 0-10 | 1,01 | 12,99 | 23,20 | 20,40 | 22,20 | 20,20 | 62,80 |
| | Апах | 10-21 | 0,44 | 2,16 | 27,00 | 15,60 | 33,20 | 21,60 | 70,40 |
| | Апах | 21-31 | 0,74 | 1,46 | 24,60 | 8,40 | 34,80 | 30,00 | 73,20 |
| | В | 31-41 | 0,58 | 2,62 | 10,40 | 23,56 | 21,64 | 41,20 | 86,40 |

Продолжение табл. 17

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|--------------------------------------|------------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Желто-земно-подзолистая глеевая (22) | A _{пах} | 0-10 | 2,26 | 32,94 | 26,80 | 10,80 | 14,00 | 13,20 | 38,00 |
| | A _{пах} | 10-22 | 0,72 | 21,36 | 35,20 | 9,20 | 17,60 | 15,20 | 42,00 |
| | A _{пах} | 22-33 | 9,93 | 19,67 | 23,20 | 23,20 | 11,20 | 12,80 | 47,20 |
| | B | 33-39 | 8,16 | 9,04 | 24,80 | 21,20 | 8,80 | 28,00 | 58,00 |

Таблица 18

Агрохимическая характеристика почв Ленкоранской области

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | Гигроскопическая влажность, % | Гумус % | pH водн. | CO ₂ , % | Подвижные формы, мг/кг | | Обменные, мг-экв/100 г | |
|--------------------------------------|------------------|-------------|-------------------------------|---------|----------|---------------------|-------------------------------|------------------|------------------------|------------------|
| | | | | | | | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
| Желто-земно-подзолистая глеевая (22) | A _{пах} | 0-10 | 4,69 | 1,96 | 4,0 | нет | 61,0 | 200 | 9,9 | 4,2 |
| | A _{пах} | 10-22 | 4,35 | 2,17 | 4,0 | нет | 55,8 | 121 | 5,2 | 1,9 |
| | A _{пах} | 22-33 | 4,51 | 0,36 | 4,0 | нет | 30,0 | 107 | 7,1 | 4,7 |
| Горно-лесная бурая суглинистая (102) | A ₁ | 0-9 | 5,96 | 5,48 | 7,5 | нет | 58,8 | 217 | 14,1 | 3,3 |
| | A ₁ | 9-19 | 6,08 | 2,86 | 7,5 | нет | 42,8 | 176 | 11,8 | 4,7 |
| | B ₁ | 19-30 | 6,63 | 1,27 | 7,4 | нет | 24,0 | 176 | 13,2 | 8,0 |
| | B ₂ | 30-42 | 5,33 | 0,22 | 7,5 | нет | 22,0 | 176 | 17,4 | 8,5 |

Для выявления особенностей поведения стронция-90 и цезия-137 в почвах Ленкоранской области в низменной части обследования проводили в желтоземно-подзолистых глеевых почвах под чайными плантациями, желтоземно-подзолистых почвах высоких террас и в коричневых выщелоченных почвах под озимыми культурами (в южной Мугани). В горной части Талыша исследования проводили в горно-коричневых остепненных почвах безлесных высоких гор, горно-лесных коричне-

ных выщелоченных почвах дубово-грабовых лесов. Исследования проводили как до аварии на ЧАЭС, так и после нее.

Средняя концентрация стронция-90 в почвах Ленкоранской области (до аварии на ЧАЭС) составляла 2,9 ГБк/км², при колебаниях от 1,6 до 3,9 ГБк/км² (табл. 19). Повышенным содержанием этого радионуклида характеризовались горно-лесные бурые, желтоземно-подзолистые глеевые пахотные почвы, расположенные под чайными плантациями. Коричневые выщелоченные пахотные почвы Муганской степи и горно-коричневые остепненные, ранее бывшие под лесом, содержали стронция-90 несколько меньше, чем почвы сухих степей предгорий Малого Кавказа, где его средняя концентрация составляла не менее 3,3 ГБк/км². В луговых суглинистых оплеменных промачиваемых почвах (разрез 19а) содержание его пониженное.

Таблица 19

Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137, и их отношение в почвах Ленкоранской области до аварии на ЧАЭС

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|-----------------------------------|----------------|----------------|---------------------|-------|---------------------|-------|-------------------------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Горно-коричневая остепненная (20) | A ₁ | 0-5 | 0,5 | 9,3 | 1,2 | 20,7 | 2,40 |
| | A ₁ | 5-13 | 1,0 | 10,1 | 1,9 | 18,9 | 1,90 |
| | A ₁ | 13-20 | 0,4 | 4,1 | 1,3 | 12,6 | 3,25 |
| | B | 20-30 | 0,3 | 4,6 | 1,2 | 9,3 | 4,00 |
| | | 0-30 | 2,2 | - | 5,6 | - | 2,54 |
| Горно-лесная коричневая (21) | A ₁ | 0-5 | 1,3 | 30,7 | 3,3 | 66,6 | 2,53 |
| | A ₁ | 5-10 | 0,9 | 9,5 | 1,5 | 14,4 | 1,66 |
| | A ₂ | 10-16 | 0,2 | 1,9 | 0,2 | 2,2 | 1,00 |
| | B | 16-28 | 0,1 | 0,4 | 0,6 | 1,9 | 6,00 |
| | | 0-28 | 2,5 | - | 5,6 | - | 2,24 |

Продолжение табл. 19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|--|------------------|-------|-----|------|-----|-------|------|
| Желтозем- но-подзо- листая под лесом (23) | A ₁ | 0-4 | 1,2 | 55,3 | 4,2 | 199,8 | 3,50 |
| | A ₁ | 4-18 | 2,4 | 12,3 | 1,8 | 6,7 | 0,75 |
| | A ₂ | 18-27 | 0,1 | 0,7 | 0,3 | 3,0 | 3,00 |
| | B | 27-39 | нет | нет | нет | нет | нет |
| | | 0-39 | 3,7 | - | 6,3 | - | 1,70 |
| Луговая суглинистая оглеенная (19а) | Наи- лок | 0-1 | 0,1 | 4,6 | 0,3 | 15,2 | 3,00 |
| | A _д | 1-7 | 0,5 | 5,2 | 1,4 | 15,5 | 2,80 |
| | AC | 7-14 | 0,5 | 5,0 | 1,4 | 16,3 | 2,80 |
| | AC | 14-22 | 0,5 | 5,4 | 2,9 | 28,5 | 5,80 |
| | | 0-22 | 1,6 | - | 6,0 | - | 3,75 |
| Коричневая выщелочен- ная, пахотная (19) | A _{пах} | 0-10 | 0,8 | 6,5 | 2,0 | 15,9 | 2,50 |
| | A _{пах} | 10-19 | 1,0 | 10,3 | 1,6 | 15,9 | 1,60 |
| | A ₁ | 19-27 | 0,4 | 2,8 | 1,8 | 15,5 | 4,50 |
| | B ₁ | 27-32 | 0,1 | 1,0 | 0,1 | 1,1 | 1,00 |
| | B ₁ | 32-40 | 0,1 | 0,4 | нет | нет | нет |
| | | 0-40 | 2,4 | - | 5,5 | - | 2,29 |
| Желтозем- но-подзо- листая сугли- нистая под чайными и плантациями (122) | A _{пах} | 0-10 | 1,7 | 21,2 | 5,0 | 48,8 | 2,94 |
| | A _{пах} | 10-21 | 1,3 | 8,5 | 2,1 | 19,6 | 1,61 |
| | A ₁ | 21-30 | 0,1 | 1,5 | 0,7 | 7,8 | 7,00 |
| | A ₂ | 30-39 | 0,2 | 2,4 | 0,3 | 2,6 | 1,50 |
| | A ₂ | 39-48 | 0,4 | 2,8 | 0,6 | 3,7 | 1,50 |
| | | 0-48 | 3,7 | - | 8,7 | - | 2,35 |
| Горно-лес- ная бурая суглинистая (102) | A ₁ | 0-9 | 3,0 | 28,5 | 3,6 | 45,9 | 1,20 |
| | A ₁ | 9-19 | 0,7 | 9,0 | 1,5 | 13,0 | 2,14 |
| | B ₁ | 19-30 | 0,2 | 1,3 | 0,3 | 2,6 | 1,50 |
| | B ₂ | 30-42 | нет | нет | нет | нет | нет |
| | | 0-42 | 3,9 | - | 5,4 | - | 1,38 |

Продолжение табл. 19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|--|------------------|-------|---------|---|----------|------|-----------|
| Желтозем- но-подзо- листая гле- сная сугли- нистая (112) | A _{пах} | 0-10 | - | - | 5,8 | 55,5 | - |
| | A _{пах} | 10-22 | - | - | 2,4 | 14,8 | - |
| | A ₁ | 22-33 | - | - | 0,4 | 3,7 | - |
| | B | 33-39 | - | - | 0,6 | 3,7 | - |
| | | 0-39 | - | - | 9,2 | - | - |
| То же (111) | A _{пах} | 0-10 | - | - | 4,7 | 40,7 | - |
| | A _{пах} | 10-21 | - | - | 4,2 | 22,2 | - |
| | A ₁ | 21-31 | - | - | 1,2 | 11,1 | - |
| | B | 31-41 | - | - | 0,6 | 3,7 | - |
| | | 0-41 | - | - | 10,7 | - | - |
| Колебания | | | 1,6-3,9 | - | 5,4-10,7 | - | 1,38-3,75 |
| Среднее | | | 2,9 | | 6,3 | | 2,32 |

Среднее содержание цезия-137 в почвах Ленкоранской области (до аварии на ЧАЭС) составляло 6,3 ГБк/км², при колебаниях 5,4-10,7 ГБк/км². Разница между минимальной и максимальной концентрацией составляет более чем в 1,5 раза. Наибольшие количества радионуклида характерны для желтоземно-подзолистых почв (разрезы 111, 112), несколько меньшее содержание цезия-137 обнаружено в почвах горной зоны Талыша (горно-коричневые остепненные и горно-лесные коричневые почвы) и южной Муганской степи Ленкоранской области (коричневые выщелоченные почвы) (см. табл. 19).

В целинных почвах Ленкоранской области стронций-90 и цезий-137 мигрируют до глубины 30 см, ниже эти радионуклиды в пределах точности используемых методов определения не были обнаружены. В пахотных почвах, расположенных в низменной части региона, где выпадает большее количество осадков, под влиянием инфильтрации, а также проводимой ежегодной пахоты эти радионуклиды мигрируют в более глубокие слои (рис. 9). Отношение цезий-137:стронций-90 в почвах Ленкоранской области изменяется от 1,38 до 3,75 (среднее значение, составляет величину 2,32). Оно несколько

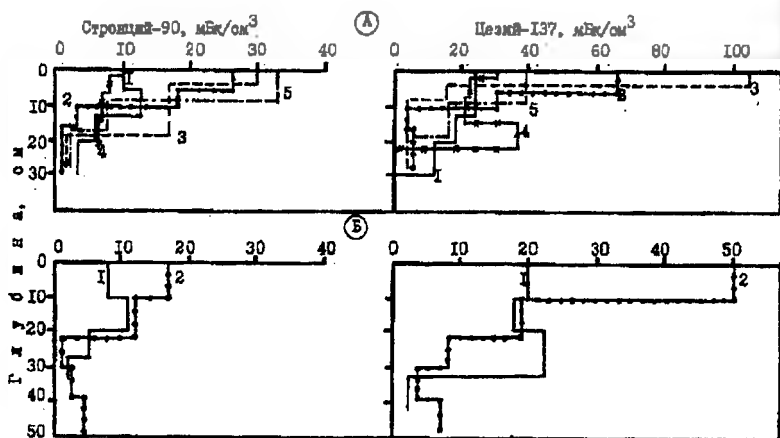


Рис. 9. Вертикальное распределение стронция-90 и цезия-137 в почвах Ленкоранской области.

А - Целинные почвы: 1 - горно-коричневая остепненная, 2 - горно-лесная коричневая, 3 - желтоземно-подзолистая под лесом, 4 - луговая суглинистая оглеенная, 5 - горно-лесная бурая; Б - Пахотные почвы: 1 - коричневая выщелоченная, 2 - желтоземно-подзолистая глеевая.

выше, чем в почвах других изученных зон (см. табл. 19). Таким образом, в почвах этого региона стронций-90 более подвижен, чем цезий-137.

После аварии на ЧАЭС характер распределения стронция-90 и цезия-137 в почвах Ленкоранской области не изменился, изменилась лишь концентрация их в почвах. Так, концентрация стронция-90 в некоторых почвах области резко повысилась. Например, в коричневых выщелоченных почвах она увеличилась от 2,4 до 7,3 ГБк/км², а в желтоземно-подзолистых глеевых - от 3,9 до 12,7 ГБк/км² (табл. 20).

Таблица 20

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
и их отношение в почвах Ленкоранской области
в период после аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--|------------------|--------------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|-------------------------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| Коричневая выщелочен- ная, пахотная (500) | A _{пах} | 0-9 | 1,4 | 19,6 | 1,2 | 17,6 | 0,86 |
| | A _{пах} | 9-21 | 3,3 | 21,5 | 2,2 | 14,3 | 0,67 |
| | A _I | 21-32 | 1,5 | 9,9 | 0,7 | 4,5 | 0,45 |
| | A _I | 32-42 | 0,8 | 6,7 | 0,4 | 3,5 | 0,50 |
| | B | 42-53 | 0,3 | 1,9 | нет | нет | нет |
| | | 0-53 | 7,3 | - | 4,5 | - | 0,62 |
| Луговая суглинистая оглеенная (501) | Нан- лок | 0-9 | 4,8 | 38,9 | 2,3 | 18,3 | 0,48 |
| | A _д | 9-20 | 2,9 | 26,9 | 0,9 | 8,6 | 0,31 |
| | AC | 20-26 | 0,8 | 8,6 | 0,3 | 3,8 | 0,38 |
| | | 0-26 | 8,5 | - | 3,5 | - | 0,41 |
| Желтозем- но-подзо- листая гле- евая сугли- нистая под ча й н ы м и плантациями (502) | A _{пах} | 0-7 | 3,4 | 46,8 | 2,2 | 30,3 | 0,65 |
| | A _{пах} | 7-18 | 7,0 | 59,7 | 3,1 | 25,9 | 0,44 |
| | A _I | 18-27 | 1,4 | 12,1 | 0,8 | 7,0 | 0,57 |
| | B | 27-37 | 0,9 | 7,5 | 0,5 | 4,6 | 0,56 |
| | | 0-37 | 12,7 | - | 6,1 | - | 0,48 |
| Желтозем- но-подзо- листая гле- евая старопа- хотная (503) | A _{пах} | 0-12 | 0,9 | 12,9 | 0,6 | 7,9 | 0,67 |
| | A _{пах} | 12-36 | 4,0 | 16,5 | 1,2 | 5,0 | 0,30 |
| | B | 36-52 | 1,0 | 8,1 | 0,6 | 5,1 | 0,60 |
| | | 0-52 | 5,9 | - | 2,4 | - | 0,41 |
| Колебания | | | 5,9-12,7 | - | 2,4-6,1 | - | 0,41-0,62 |
| Среднее | | | 8,6 | | 4,6 | | 0,49 |

Примечание: Цезий-137 определяли радиохимически.

3.6. Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Большого Кавказа

Г.А.Алиевым (1978) в области Большого Кавказа выделены 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.

Горная зона Большого Кавказа является весьма сложной системой складчатых гор. Она 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 (Алиев, 1953, 1978).

На территории Азербайджана Главный хребет Большого Кавказа начинается с вершины Тинов-Росо и протягивается до вершины Дибрара. Здесь отмечается перистое вступление и погружение хребта в юго-восточном и северо-восточном направлениях. На этом участке расположены самые высокие вершины Азербайджана - Тфан, Базардюзю и Мюлькамут (Алиев, 1978). Боковой хребет тянется параллельно Главному хребту Большого Кавказа с северо-запада на юго-восток. Геоморфологическая характеристика Большого Кавказа дана в работах ряда исследователей (Будагов, 1957; Кузнецов, 1938; Рейнгард, 1926, 1927; Шихалибейли, 1953, 1956).

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, а 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 (Шакури, 1981).

На территории Большого Кавказа встречаются различные климатические зоны. Количество годовых атмосферных осадков здесь колеблется от 350 до 1200 мм и более (Алекперов, 1970).

Сложные климатические условия оказывают существенное влияние на распределение типов растительности по территории этого региона.

На территории Большого Кавказа распространение типов почв подчинено закону вертикальной зональности (Алекперов, 1970; Алиев, 1978). 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 среднгорной зоны. Каштановые почвы распространены в сухой степной зоне и занимают низкогорные и предгорные части региона.

В таблицах 21 и 22 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 (табл. 21).

Таблица 21

**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 | <0,01 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| Серо-бурый (90) | А _{пах} | 0-8 | 6,84 | 37,56 | 21,60 | 4,80 | 18,00 | 11,20 | 34,00 |
| | А _{пах} | 8-20 | 6,06 | 33,94 | 19,60 | 6,00 | 20,40 | 14,00 | 40,40 |
| | А _{пах} | 20-30 | 8,60 | 35,00 | 20,80 | 3,60 | 18,00 | 14,00 | 35,60 |
| | В | 30-40 | 7,24 | 36,76 | 23,60 | 0,80 | 12,00 | 19,60 | 32,40 |

Продолжение табл. 21

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|--|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| То же (91) | A _{пах} | 0-8 | 2,87 | 39,13 | 18,80 | 10,00 | 13,60 | 15,60 | 39,20 |
| | A _{пах} | 8-20 | 9,88 | 40,12 | 9,32 | 7,48 | 14,80 | 18,40 | 40,68 |
| | A _{пах} | 20-30 | 9,53 | 48,47 | 11,60 | 11,00 | 9,80 | 9,60 | 39,40 |
| | B | 30-40 | 9,37 | 5,03 | 52,36 | 5,64 | 13,20 | 14,40 | 33,24 |
| Горно-каштановая (105) | A _{пах} | 0-14 | 4,54 | 9,06 | 24,80 | 10,40 | 17,20 | 34,00 | 61,00 |
| | A _{пах} | 14-28 | 4,94 | 13,06 | 19,20 | 12,60 | 16,96 | 33,24 | 62,80 |
| | B | 28-40 | 5,88 | 7,32 | 21,80 | 9,40 | 23,20 | 32,40 | 65,00 |
| Горно-лесная коричневая выщелоченная (103) | A _I | 0-6 | 2,97 | 15,03 | 20,40 | 16,40 | 30,80 | 14,40 | 61,60 |
| | AB | 6-12 | 3,15 | 10,05 | 38,40 | 5,60 | 34,80 | 8,00 | 48,40 |
| | B | 12-20 | 7,20 | 12,80 | 25,20 | 28,80 | 6,20 | 19,80 | 54,80 |
| | BC | 20-30 | 10,98 | 19,02 | 23,12 | 12,68 | 28,20 | 6,00 | 46,88 |
| Горно-лесная коричневая карбонатная (104) | A _{пах} | 0-7 | 19,36 | 21,44 | 17,20 | 13,60 | 17,60 | 10,80 | 42,00 |
| | A _{пах} | 7-18 | 20,92 | 31,88 | 22,00 | 6,40 | 11,60 | 7,20 | 25,20 |
| | AB | 18-29 | 21,87 | 27,73 | 22,20 | 4,20 | 10,00 | 14,00 | 28,20 |
| | B | 29-39 | 20,12 | 28,68 | 20,40 | 8,80 | 14,00 | 8,00 | 30,80 |

Серо-бурые почвы бедны гумусом. Так, в верхнем слое 0-10 см содержание его составляет 1,6%; горно-лесные почвы очень богаты перегноем. В верхнем горизонте (0-6 см) его количество доходит до 9,0%. Эти почвы характеризуются слабощелочной реакцией. Горно-лесные почвы также отличаются высоким содержанием подвижного фосфора (57,2 мг/кг), 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 (табл. 22).

Агрохимическая характеристика почв Большого Кавказа

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, см | Гиг- рос- ко- пи- чес- кая влаж- ность, % | Гу- мус % | Азот, % | рН водн. | Подвиж- ные фор- мы, мг/кг | | Обменные, мг-экв/100 г | |
|---|------------------|--------------------------|---|-----------------|------------|-------------|----------------------------------|------------------|---------------------------|------------------|
| | | | | | | | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ |
| Серо- бурая (90) | A _{пах} | 0-8 | 3,37 | 1,60 | 0,17 | 7,6 | 14,0 | 187 | 28,9 | 5,9 |
| | A _{пах} | 8-20 | 3,20 | 1,36 | 0,14 | 6,4 | 10,0 | 170 | 29,9 | 3,4 |
| | A _{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 ко- ричневая мышцело- чечная (103) | A ₁ | 0-6 | 5,63 | 8,88 | - | 7,3 | 57,2 | - | - | - |
| | AB | 6-12 | 3,98 | 5,71 | - | 6,5 | 37,6 | - | - | - |
| | B | 12-20 | 3,48 | 2,53 | - | 7,0 | 35,2 | - | - | - |
| | BC | 20-30 | 2,45 | 1,74 | - | 7,0 | 29,8 | - | - | - |

Распределение и миграцию стронция-90 и цезия-137 в почвах Большого Кавказа (до аварии на ЧАЭС) исследовали на примере серо-бурых, горно-лесных и горно-каштановых почв. Концентрация стронция-90 в почвах региона изменяется в пределах 2,8-4,1 ГБк/км², при среднем содержании 3,5 ГБк/км² (табл. 23). Почвы горной части содержат большее количество стронция-90, чем почвы предгорной и низменной зоны. Максимальное количество стронция-90 (до 4,1 ГБк/км²) содержат горно-лесные карбонатные почвы (разрез 104), минимальное - горно-каштановые почвы (разрезы 105 и 106).

Таблица 23

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
и их отношение в почвах Большого Кавказа
до аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глуби- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|---|----------------|------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|--|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Серо-бурая (90) | Апах | 0-10 | 1,0 | 12,2 | 0,4 | 4,4 | 0,40 |
| | Апах | 10-20 | 1,3 | 11,1 | 0,8 | 6,7 | 0,61 |
| | Апах | 20-30 | 1,5 | 13,2 | 0,8 | 5,9 | 0,53 |
| | | 0-30 | 3,8 | - | 2,0 | - | 0,52 |
| Горно-лес- ная коричне- вая выщело- ченная (103) | А _I | 0-6 | 0,9 | 9,3 | 0,8 | 8,9 | 0,89 |
| | А _I | 6-12 | 1,0 | 12,6 | 0,8 | 9,6 | 0,80 |
| | В | 12-20 | 0,8 | 8,1 | 0,6 | 6,3 | 0,75 |
| | В _I | 20-30 | 1,1 | 8,1 | 0,6 | 4,4 | 0,54 |
| | | 0-30 | 3,8 | - | 2,8 | - | 0,73 |
| Горно-лес- ная карбонат- ная, пахотная (104) | Апах | 0-7 | 0,9 | 10,4 | 0,4 | 4,4 | 0,44 |
| | Апах | 7-18 | 1,9 | 15,2 | 0,6 | 4,4 | 0,31 |
| | Апах | 18-29 | 0,7 | 6,7 | 0,5 | 2,6 | 0,71 |
| | В | 29-39 | 0,6 | 6,7 | 0,5 | 2,6 | 0,83 |
| | | 0-39 | 4,1 | - | 2,0 | - | 0,48 |
| Горно-свет- ло-каштано- вая (105) | Апах | 0-14 | 1,6 | 10,0 | 0,8 | 5,2 | 0,50 |
| | Апах | 14-28 | 1,0 | 6,7 | 0,7 | 4,4 | 0,70 |
| | В | 28-40 | 0,4 | 2,6 | 0,3 | 2,2 | 0,75 |
| | | 0-40 | 3,0 | - | 1,8 | - | 0,60 |
| Горно-тем- но-каштано- вая (106) | А _I | 0-5 | 0,8 | 12,2 | 0,3 | 4,8 | 0,37 |
| | А ₂ | 5-16 | 1,3 | 10,4 | 0,7 | 5,6 | 0,53 |
| | В | 16-25 | 0,7 | 5,2 | 0,6 | 4,1 | 0,85 |
| | | 0-25 | 2,8 | - | 1,6 | - | 0,57 |

Продолжение табл. 23

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|-----------|---|---|---------|---|---------|---|-----------|
| Колебания | | | 2,8-4,1 | - | 1,6-2,8 | - | 0,48-0,73 |
| Среднее | | | 3,5 | | 2,0 | | 0,58 |

Примечание: Цезий-137 определяли радиохимически.

Максимальное количество цезия-137 обнаружено в почвах горной зоны Большого Кавказа (горно-лесные коричневые выщелоченные почвы). Относительно меньшим содержанием этого радионуклида отличаются горно-каштановые почвы (разрезы 105 и 106). Следует отметить, что во всех горизонтах исследованных почв региона содержание цезия-137 было меньше, чем стронция-90. Отношение цезий-137:стронций-90 в почвах меньше единицы (см. табл. 23).

По профилю почв содержание стронция-90 и цезия-137 изменяется по-разному. Так, в некоторых типах почв концентрация стронция-90 постепенно снижается с глубиной (разрез 105), в серо-бурых почвах наоборот увеличивается (разрез 90). Распределение концентраций цезия-137 по профилю почв носит сложный характер, оно то уменьшается, то увеличивается с глубиной (см. табл. 23).

После аварии на ЧАЭС среднее содержание стронция-90 в почвах горной зоны Большого Кавказа повысилось в среднем на 20%, особенно в горно-каштановых почвах. а концентрация цезия-137 в горно-темно-каштановой почве повысилась от 1,6 до 2,6 ГБк/км². Почти без изменений осталось содержание цезия-137 в горно-светло-каштановой и несколько снизилось в серо-бурых почвах Апшерона (табл. 24).

Таблица 24

**Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137
и их отношение в почвах Большого Кавказа
после аварии на ЧАЭС**

| Почва, № разреза | Гори- зонт | Глу- би- на, см | ⁹⁰ Sr | | ¹³⁷ Cs | | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--|------------------|--------------------------|---------------------|-------|---------------------|-------|-------------------------------------|
| | | | ГБк/км ² | Бк/кг | ГБк/км ² | Бк/кг | |
| Горно-све- тло-каштан- овая сугли- нистая (513) | A ₁ | 0-16 | 2,7 | 18,1 | 1,3 | 9,1 | 0,48 |
| | A ₂ | 16-32 | 1,3 | 4,9 | 0,4 | 1,4 | 0,31 |
| | B | 32-52 | 0,3 | 0,9 | нет | нет | нет |
| | | 0-52 | 4,3 | - | 1,7 | - | 0,40 |
| Серо-бурая суглинистая (512) | A _{пах} | 0-15 | 1,8 | 13,1 | 0,7 | 5,4 | 0,39 |
| | A _{пах} | 15-30 | 1,5 | 8,3 | 0,6 | 3,3 | 0,40 |
| | B | 30-40 | 0,6 | 4,6 | 0,2 | 1,2 | 0,33 |
| | BC | 40-62 | 0,2 | 0,7 | нет | нет | нет |
| | | 0-62 | 3,7 | - | 1,5 | - | 0,40 |
| Горно-тем- но-каштано- вая сугли- нистая (514) | A ₁ | 0-19 | 2,7 | 11,9 | 1,5 | 6,4 | 0,56 |
| | A ₂ | 19-35 | 1,8 | 8,0 | 1,0 | 4,3 | 0,56 |
| | B | 35-50 | 0,2 | 1,0 | 0,1 | 0,2 | 0,50 |
| | | 0-50 | 4,7 | - | 2,6 | - | 0,56 |
| Колебания | | | 3,7-4,7 | - | 1,5-2,6 | - | 0,40-0,56 |
| Среднее | | | 4,2 | - | 1,9 | - | 0,45 |

Примечание: Цезий-137 определяли радиохимически.

По профилю всех исследованных почв концентрация стронция-90 снижается с глубиной. Максимальное его количество накапливается в верхнем горизонте А. В иллювиальном горизонте концентрация этого радионуклида резко снижается. Такая же закономерность сохраняется при наблюдении за вертикальной миграцией цезия-137 в почвах региона. Однако следует отметить, что в некоторых типах почв его концент-

ция (цезия-137) ниже 30-40 см не обнаруживается, тогда как на глубине 50-60 см обнаруживается некоторое количество стронция-90. Отношение цезий-137:стронций-90 в почвах Большого Кавказа, как до аварии на ЧАЭС, так и после нее (табл. 23 и 24) составляет величину меньше единицы (радиохимический метод определения цезия-137).

Большую роль в процессе миграции стронция-90 и цезия-137 играют особенности лесной подстилки (Алексахин, Тихомиров, 1971; Тюрюканова, 1974, 1976). Содержание стронция-90 в лесных подстилках варьирует в широких пределах от 19,7 до 74,4 Бк/кг (табл. 25). Наименьшими значениями характеризуются подстилки акациево-дубовой лесной полосы на каштановых (серо-коричневых) почвах сухих степей Малого Кавказа, как до аварии на ЧАЭС, так и после нее. 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 стронция-90 (48,5 Бк/кг). В целом содержание стронция-90 в подстилке не превышает его количества в поверхностном почвенном горизонте. Исключение составляют дубовые леса (см. табл. 25, разрезы 21 и 102), где содержание стронция-90 в подстилках более чем вдвое превышает его количество в поверхностном горизонте почвы.

Количество цезия-137 в подстилках различно. Высоким содержанием как по количеству стронция-90, отличаются подстилки дубового леса (см. табл. 25). По-видимому, это связано с большей интенсивностью биологического круговорота и с меньшим проявлением элювиальных процессов в листовенных лесах по сравнению с хвойными. Аналогичное явление наблюдала Э.Б.Тюрюканова (1974). В среднем цезия-137 в подстилках накапливается более интенсивно, чем стронций-90.

Таблица 25

**Содержание стронция-90 и цезия-137 в лесных
подстилках (А₀) (Бк/кг)**

| Тип леса, № разреза | Регионы | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|---|-------------------------------|------------------|-------------------|-------------------------------------|
| Акациево-дубовый (3) | Сухая степь Малого Кавказа | 19,7 | - | - |
| Акациево-дубовый (510) (после аварии на ЧАЭС) | То же | 35,5 | 39,9 | 1,10 |
| Дубовый (21) | Ленкоранская область | 74,4 | 74,5 | 1,00 |
| Сосновый (23) | То же | 48,5 | 54,9 | 1,13 |
| Дубовый (102) | То же | 72,9 | 88,8 | 1,21 |
| Колебания | | 19,7-74,4 | 39,9-88,8 | 1,00-1,21 |
| Среднее | | 50,2 | 61,5 | 1,11 |

*3.7. Влияние атмосферных осадков и высоты
местности на распределение стронция-90
и цезия-137 в почвах Азербайджана*

Известно, что характер распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове существенно зависит от климатических, гидрогеологических и орографических условий (Алиев, Абдуллаев, 1977; Баранов и др., 1965; Георгиева, Димчев, 1977; Курганская, Брендаков, 1971; Павлоцкая, Тюрюканова, 1967; Павлоцкая и др., 1970; Szabolcs et al., 1978). Из климатических условий в первую очередь следует отметить количество атмосферных осадков, которые играют двойную роль в распределении радионуклидов как в почвах, так и растениях. С одной стороны, чем больше 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 смыву радионуклидов с растений, горизонтальному их переносу, повышению подвижности и миграции по почвенному профилю (Павлоцкая, Тюрюканова, 1970).

Рассмотрению зависимостей между количеством атмосферных осадков и плотностью радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова посвящена обширная литература. Так, Е. Харди и Л.Т. Александер (Hardy, Alexander, 1962) наблюдали прямолинейную зависимость между количеством осадков и содержанием стронция-90 в выпадениях и почвах. Другие авторы (Баранов и др., 1965) такой зависимости не обнаружили. Отсутствие прямолинейной зависимости между количеством осадков с 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 (1971) 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. Попытка установить коррелятивные связи за короткие промежутки времени не дали четких результатов. Наличие определенной взаимосвязи между этими величинами наблюдается только для периодов времени более трех месяцев. Аналогичную корреляцию между содержанием стронция-90 в почвенном покрове и количеством атмосферных осадков наблюдал Е.А.Мартелл (Martell, 1959).

В период активных выпадений их 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 их в необменное состояние, с выносом растительностью и другими факторами (Павлоцкая и др., 1970).

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 отношения между сухими и мокрыми выпадениями, а также от форм нахождения отдельных радионуклидов, что определяется физическим состоянием выпадений, их химическим составом, временем, прошедшим с момента ядерного взрыва (Павлоцкая, 1974).

Как показывают результаты корреляционного анализа, между распределением стронция-90 в почвах Азербайджана и количеством годовых осадков в аридной зоне существует слабая положительная корреляционная зависимость (рис. 10А). Такой же коэффициент корреляции (0,46) наблюдается при рассмотрении данных зависимости стронция-90 в почве от количества годовых осадков в аридной и гумидной зонах (рис. 10Г). В данном случае нами рассматривались кумулятивное накопление стронция-90 в почве происходившее в течение ряда лет и количество атмосферных осадков за один год.

Высокий коэффициент корреляции наблюдается между содержанием цезия-137 в почве и годовым количеством осадков как в аридной, так и гумидной зонах (см. рис. 10А, 10Г).

Между распределением стронция-90 в почвах и высотой местности существует слабая положительная корреляционная зависимость (рис. 11А, 11Г). Более высокий коэффициент корреляции наблюдается в аридной зоне. Несколько меньшую величину составляет этот коэффициент в гумидной зоне.

Еще более высокий коэффициент корреляции отмечается для распределения цезия-137 в почвах и высотой местности в

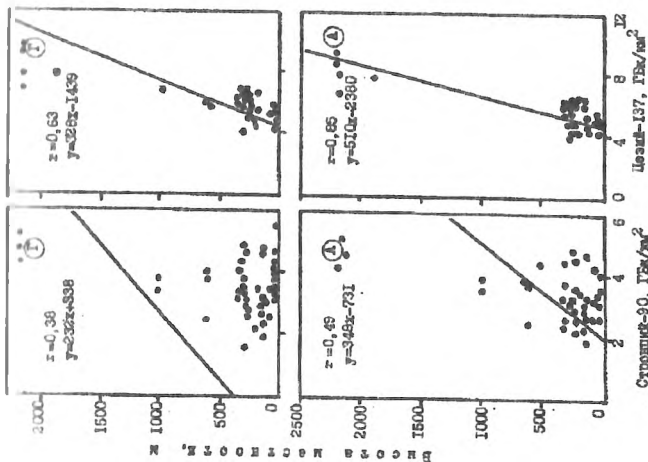


Рис. 11. Зависимость распределения строения-90 и цезия-137 в почвах от высоты местности.

А - Аридная зона, Г - Аридная и гумидная зоны

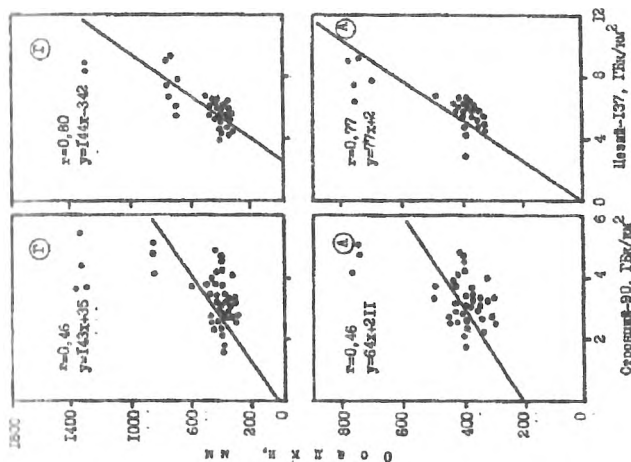


Рис. 10. Зависимость распределения строения-90 и цезия-137 в почвах от количества годовых осадков.

А - Аридная зона, Г - Аридная и гумидная зоны

аридной зоне. Этот коэффициент также высок для аридной и гумидной зон (см. рис. 11А, 11Г).

В целом проведения множественного корреляционного анализа (Доспехов, 1967), показало, что с увеличением годового количества атмосферных осадков и высоты местности кумулятивное содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах Азербайджана растет (Алиев и др., 1988).

Аналогичные результаты были получены болгарскими исследователями, наблюдавшими повышение содержания стронция-90 и цезия-137 с увеличением высоты местности (Георгиева, Димчев, 1977). Хорошую взаимосвязь между уровнем загрязнения почв цезием-137 и годовым количеством атмосферных осадков наблюдали Л.И.Болтнева с сотр. (1977). С увеличением количества осадков возрастание содержания стронция-90 в почвах наблюдали Е.Кноп и Д.Шредер (Кноор, Schroeder, 1958) еще на первых этапах радиологических исследований глобальных выпадений радионуклидов.

3.8. Формы нахождения стронция-90 и цезия-137 в почвах Азербайджана

Миграция и подвижность стронция-90 и цезия-137 в значительной степени определяются их состоянием в почвенно-растительном покрове (Павлоцкая, 1974; Поляков, 1970). Первые работы, посвященные изучению состояний различных радионуклидов в почвах, были выполнены в лабораторных условиях (Nishita et al., 1956). Было показано, что соотношения между различными состояниями (водорастворимым, обменным и необменным) неодинаковы для отдельных радионуклидов в одной и той же почве и для одного радионуклида в различных типах почв. Известно, что относительное количество водорастворимых, обменных и необменных состояний стронция-90 в почве зависит от многих факторов и варьирует в широких пределах. Отмечается, что в некоторых типах почв количество водорастворимых и обменных состояний глобального стронция-90 составляет 80-90% от валового его содержания (Павлоцкая, 1974; Павлоцкая и др., 1966, 1966а).

В работе Ю.А. Полякова с соавторами (1970) приведены результаты исследований различных состояний соединений стронция-90 в почвах Дарвинского заповедника (Калининская

область, ныне Тверская область). Найдено, что водорастворимые состояния соединений стронция-90 содержатся лишь в самых верхних горизонтах почв. Обнаружено также наличие обменных и необменных соединений стронция-90 во всех горизонтах почвенного профиля. При этом количество обменного стронция-90 значительно выше, чем содержание других состояний этого радионуклида.

Как известно, стронций-90 выпадает из атмосферы в основном в виде водорастворимых соединений (Поляков, 1970; Martell, 1959) и быстро вовлекается в физико-химические процессы, происходящие в почве, интенсивно поступая в растения. До 50% цезия-137 также содержится в водорастворимом состоянии. Постепенно водорастворимые состояния соединений стронция-90 и цезия-137 в результате ионообменных процессов переходят в обменные и необменные состояния. Переход стронция-90 и цезия-137 в необменное состояние уменьшает их подвижность в почве и снижает поступление в растения.

Переход стронция-90 в необменные состояния при длительном нахождении в почвах подтвердили модельными опытами, целью которых являлось исследование состояний связи стронция-90 с твердой фазой почв. Этими экспериментами установлено, что после внесения стронция-90 в водорастворимом состоянии в почву за 2-4 года около 25% радионуклида переходило в необменное состояние. Часть необменного стронция-90 не экстрагировалась кипящей 8М азотной кислотой (Павлоцкая и др., 1966; Squire, 1960).

В дерново-подзолистых почвах содержание стронция-90 в необменном состоянии может достигать 8-38% (Зацепина, 1973; Зацепина и др., 1973; Назарова, 1975). Количество необменного стронция-90 зависит от типа почв. Так, в светлых сероземах сумма водорастворимого и обменного стронция-90 примерно на 20% больше, чем в дерново-подзолистых почвах (Зацепина и др., 1973). При анализе динамики состояний глобального стронция-90 в дерново-подзолистых почвах по годам отмечается постепенное снижение доли обменного стронция-90 с 85-90 до 50-60%.

В полевых условиях Р.И.Погодиным (1973) обнаружено, что биологическая доступность для растений и миграционная способность в почвах стронция-90 спустя 8 лет после внесения

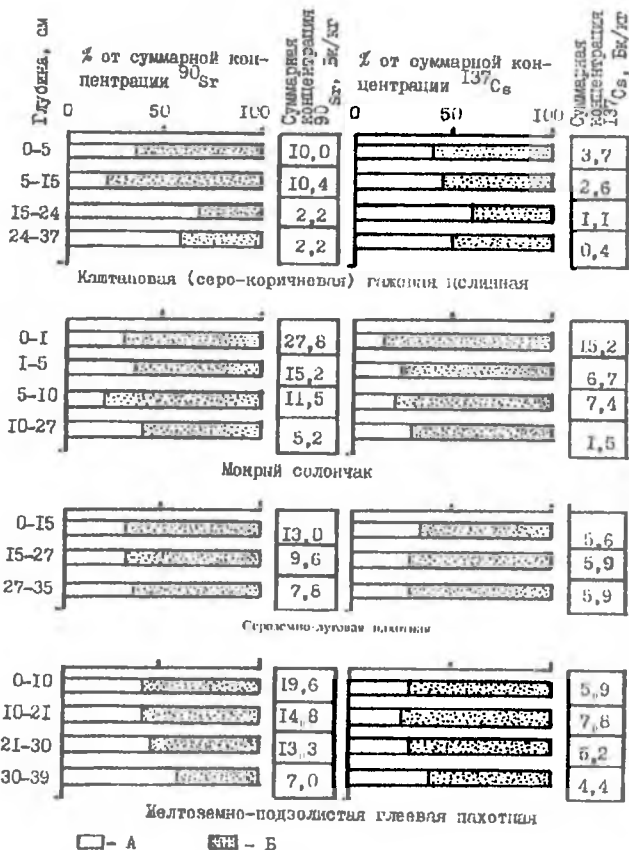


Рис. 12. Распределение обменных (А) и кислоторастворимых (Б) форм стронция-90 и цезия-137 по профилю почв

снизились в 3 раза, а цезия-137 - приблизительно в 10 раз. Указанное уменьшение подвижности этих радионуклидов вызвано, по мнению автора, переходом стронция-90 и цезия-137 в необменное состояние и увеличением энергии связи обменносорбированных форм этих радионуклидов. По данным Н.П.Архипова и др. (1975), через год после внесения радионуклидов на поверхность почв накопление стронция-90 и цезия-137 растениями на распахиваемых почвах снизились

соответственно на 20-30% и в 2-3 раза за счет процессов постепенного перехода этих радионуклидов в прочно фиксированное состояние.

Изучение различных форм стронция-90 и цезия-137 показало, что в почвах Азербайджана их кислоторастворимое состояние превышает обменное. Содержание стронция-90 в указанных формах в каштановых (серо-коричневых) гажевых, каштановых (серо-коричневых) почвах сухих степей Малого Кавказа, солончаках, сероземно-луговых и других типах почв аридной зоны составляет соответственно 70 и 30%; желтоземно-подзолистых глеевых почвах гумидной зоны (низменная часть Ленкоранской области) содержание этих форм равно 60 и 40% соответственно. При этом содержание обменного стронция-90 и цезия-137 в изучавшихся почвах, в основном, увеличивается с глубиной (рис. 12). Аналогичное обогащение нижележащих слоев подвижными формами было показано для цезия-137 И.В.Молчановой и Л.Н.Михайловской (1979). В отличие от обменной формы количество кислоторастворимой формы стронция-90 и цезия-137 в наших исследованиях закономерно снижалось с глубиной.

Содержание различных форм соединений стронция-90 в почвах Азербайджана имеет определенную специфику по сравнению с почвами гумидных зон Российской Федерации, обусловленную высоким содержанием карбонатов и сульфатов кальция, которые значительно снижают подвижность стронция-90 в почвах и его накопление в растениях. Этим, по-видимому, объясняется и узкое отношение цезий-137:стронций-90 в растениях, выращенных на этих почвах.

Следует отметить, что во всех изученных типах почв содержание суммарного количества (обменная + кислоторастворимая формы) цезия-137 меньше, чем стронция-90 (табл. 26). Отношение цезий-137:стронций-90 меньше единицы.

Таблица 26

**Содержание суммарного количества
(обменная + кислоторастворимая формы)
стронция-90 и цезия-137 в почвах в слое 0-30 см,
Бк/кг**

| Почва | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|-------|--|-------------------|-------------------------------------|
| | обменная + кислотораствори- мая | | |

При гамма-спектрометрическом методе определения цезия-137 в почвах это отношение изменяется в пределах 1,2-2,6 (табл. 3, 7, 10, 19). Приведенные данные свидетельствуют о том, что большая часть цезия-137 в почвах Азербайджана находится преимущественно в необменной форме. Очевидно, цезий-137, войдя в кристаллическую решетку глинистых минералов, не извлекается полностью даже при двухразовом выщелачивании из почв кипящей бн HCl.

ГЛАВА 4. ОСОБЕННОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В РАСТЕНИЯ

В общей проблеме загрязнения окружающей среды радиоактивными продуктами деления представляет интерес изучение путей поступления радионуклидов в растения, особенно в сельскохозяйственные. Знание этих путей необходимо для прогнозирования возможного накопления стронция-90 и цезия-137 в пищевых и кормовых цепочках, а также в организме человека. На рис. 13 показаны основные пути поступления искусственных радионуклидов в организм человека.

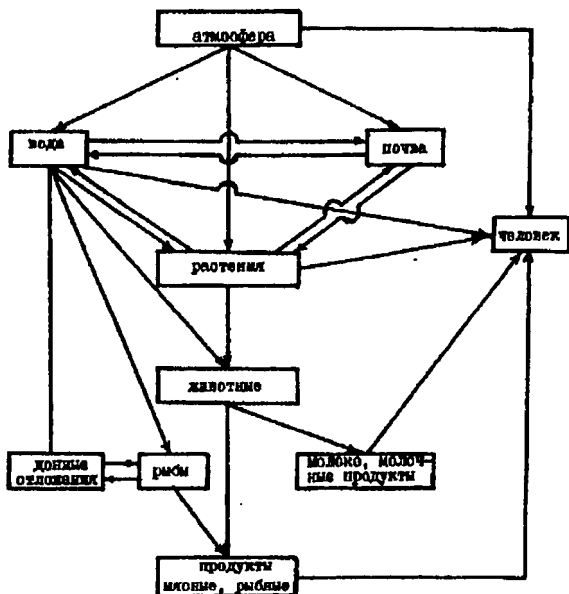


Рис. 13. Основные пути поступления искусственных радионуклидов в организм человека (Шведов и др., 1962)

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 (1926) 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 фитомассы, т.е. от ее поверхности, экспонируемой к выпадениям, шероховатости и т.п. Наиболее эффективно радионуклиды задерживаются надземными органами лесных биогеоценозов (Алексахин, 1963, 1979; Алексахин, Тихомиров, 1971; Тихомиров, Алексахин, 1971; Тихомиров и др., 1971, 1972; Тюрюканова, 1971, 1974; Auerbach et al., 1966; Franklin et al., 1967). Выпадающие на лесные биогеоценозы радионуклиды первоначально задерживаются древесной фитомассой (Алексахин, Нарышкин, 1977; Демкив, 1967; Тюрюканова, 1974).

Спустя некоторое время концентрация радионуклидов в почве под лесом увеличивается за счет смывания их с атмосферными осадками с деревьев, а также из-за поступления с опадом. Оба эти процесса во многом зависят от типа леса (Алексахин, 1979; Алексахин, Нарышкин, 1977; Алексахин, Тихомиров, 1971; Тихомиров, 1976; Тихомиров, Алексахин, 1971; Тюрюканова, 1968, 1971, 1972, 1974, 1976; Franklin et al., 1967). Например, в период активных выпадений из атмосферы почвы под смешанными лесами характеризовались большим содержанием стронция-90 и цезия-137, чем под хвойными лесами. Обычно хвойные 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 неопавшей ранее хвоей, а также из-за меньшей способности хвойной подстилки к разложению. С 1970 г. ситуация изменилась в связи с меньшей выраженностью элювиальных процессов в почвах под лиственными породами (Тюрюканова, 1971).

На содержание и распределение радионуклидов в геохимическом ландшафте значительное влияние оказывают также травянистая растительность и моховой покров. Содержание стронция-90 и цезия-137 в растениях варьирует в широких пределах в зависимости от уровня выпадений радионуклидов и видовых особенностей растений. В годы со сравнительно активным выпадением стронция-90 и цезия-137 их концентрация в травянистой и моховой растительности значительно выше, чем в годы с небольшим поступлением этих радионуклидов из атмосферы. Вообще отмечено, что моховая растительность характеризуется более высоким содержанием стронция-90 и цезия-137, чем травянистая, что связано со способностью мхов задерживать атмосферные осадки. Мхи отличаются повышенным содержанием стронция-90 и цезия-137 даже в годы с невысоким уровнем их выпадений (Тюрюканова, 1971, 1974).

В общей проблеме радиологии растений актуально изучение особенностей загрязнения сельскохозяйственных растений искусственными радионуклидами. В годы со сравнительно большим выпадением их из атмосферы загрязнение надземных частей растений аэральным путем было больше, чем корневым (Auerbach et al., 1966; Menzel et al., 1961; Morgan, 1959). В работе Ф.И.Павлоцкой с сотр. (1965) показано, что в 1961 г. доля непосредственного загрязнения надземных частей сельскохозяйственных растений аэральным путем колебалось 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 аэральным путем, за счет непосредственного загрязнения надземных органов растений. При уменьшении количество выпадающих из атмосферы радионуклидов возрастает значимость почвенного усвоения их из кумулятивных запасов в почве (Павлоцкая и др., 1966; Auerbach et al., 1966; Ichikawa et al., 1961).

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 (Алексахин,

Нарышкин, 1977; Марей, 1971), 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. (1968), в период активных глобальных выпадений листья чая содержали стронция-90 в несколько раз больше, чем однолетние растения. Листья чая в последующие периоды (как до аварии на ЧАЭС, так и после нее) также содержали значительное количество стронция-90, а также цезия-137 (Абдуллаев, 1977; Гюлалиев, 1991; Кипиани и др., 1977).

Наиболее показательным примером кумуляции долгоживущих искусственных радионуклидов, осаждающихся из атмосферы на поверхность многолетней растительности, может служить накопление стронция-90 и цезия-137 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 по почвенному пути. При уменьшении интенсивности выпадений радионуклидов значимость аэрального пути поступления их для растений снижается, а вклад почвенного пути соответственно возрастает.

В отличие от аэрального пути загрязнения растений, в результате которого в растениях могут накапливаться почти все содержащиеся в выпадениях радионуклиды, при почвенном пути поступления в следствие почвенной сепарации в растения могут переходить лишь некоторые наиболее биологически подвижные радионуклиды. По данным А.Н.Марей (1971), количество стронция-90 глобального происхождения, переходившего за один год в сельскохозяйственные растения, колебалось от 0,2 до 3% от 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, 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 (Павлоцкая, Бабичева, 1973).

Было показано, что стронций-90 и цезий-137 интенсивнее поглощаются растениями из легких песчаных почв с низкими значениями pH, бедных органическими веществами, кальцием и калием. На тяжелых по механическому составу почвах, насыщенных кальцием и калием, растения усваивают значительно меньше стронция-90 и цезия-137 (Гулякин, Юдинцева, 1962, 1973; Гулякин и др., 1978; Даускурдис, Новиков, 1973; Клечковский, 1966; Клечковский, Целищева, 1956; Юдинцева, 1964; Юдинцева, Бакунов, 1965; Юдинцева, Гулякин, 1968).

Из этих рассмотренных работ видно, что основная часть посвящена вопросам перехода стронция-90 и цезия-137 в урожай растений в зависимости от физико-химических свойств почв и других почвенных условий. В значительно меньшей степени изучены особенности такого перехода в растения, относящиеся к разным таксономическим единицам: семействам, родам, видам, разновидностям и сортам. Информация такого рода необходима, в частности, для подбора культур, характеризующихся наименьшим накоплением радионуклидов в условиях ведения сельского хозяйства на почвах с повышенным их содержанием.

Накопление стронция-90 в сельскохозяйственных растениях зависит от их биологических особенностей. Среди 75 изученных сортов зерновых и бобовых культур, выращенных на одной и той же почве, разница в концентрациях стронция-90 составляла 85 раз, а у 170 сортов корнеплодов и овощных культур - 350 раз (Архипов и др., 1975). Наибольшие накопители стронция-90 - кальцийлюбивые виды (в частности такие известные кальциефилы, как бобовые растения). Даже в пределах одного вида растений среди различных сортов наблюдаются значительные колебания в содержании стронция-90. Например, среди 54 сортов пшеницы концентрация стронция-90 изменялась в 2-4 раза (Корнеева и др., 1974). Накопление цезия-137 сельскохозяйственными растениями также зависит от их биологических особенностей. Например, зерновые культуры (пшеница, овес) накапливают цезия-137 в 3-5 раз менее интенсивно, чем

зернобобовые (фасоль, горох) (Моисеев и др., 1973). В другой работе И.Т.Моисеева с сотр. (1977), наряду с межвидовыми различиями в накоплении цезия-137 растениями, указывается на существование межсортовых различий в пределах одной сельскохозяйственной культуры. В зависимости от биологических особенностей изученных сортов гороха и пшеницы величина отношений крайних значений содержания цезия-137 в зерне в абсолютных единицах достигают 2 и более.

Считается, что поступление цезия-137 в растения из почв незначительно. При наличии аэрального и почвенного путей поступления загрязнение растений цезием-137 обусловлено в основном аэральным путем. Отмечается, что поступление цезия-137 в растения зависит от типа почв, их физико-химических свойств и т.д. (Алексахин и др., 1977; Гулякин, Юдинцева, 1962, 1973; Гулякин и др., 1978; Ключковский, 1966; Ключковский, Целищева, 1956; Марей и др., 1976, 1979; Юдинцева, 1964; Юдинцева, Гулякин, 1968, Delmas, 1977).

Для цезия-137 почвы характерен его переход в фиксированное состояние, т.е. в форму, в которой он не обменивается с ионами почвенного раствора. Фиксированный цезий-137 недоступен для корневого усвоения растениями. Механизм его фиксации окончательно не выяснен. Наиболее часто используемой гипотезой для объяснения фиксации цезия-137 в почвах является предположение о его вхождении во внутрикристаллическую решетку вторичных глинистых минералов почвы. Явление фиксации цезия-137, иногда называемое также "старением" самого радионуклида, обуславливает постепенное уменьшение его мобильности в почвах и доступности растениям.

За последние годы на фоне общего снижения содержания цезия-137 в растениях и пищевых продуктах существенно возростала его доля, мигрирующая по почвенному субстрату. Это явление обусловлено уменьшением плотности глобальных выпадений и соответственно снижением вклада воздушного пути в суммарное загрязнение растений цезием-137. Наряду с этим в отдельных областях Российской Федерации, Украины, Белоруссии и некоторых других зарубежных странах за последние годы выявлены повышенные (по сравнению со средними) уровни содержания цезия-137 в растениях, молоке и мясе. В Российской Федерации миграция цезия-137 из почвы в растения

впервые установлена на территории Припятско-Деснинского Полесья (Марей и др., 1970, 1974). В последующем подобные явления, но с меньшей скоростью миграции, были обнаружены в отдельных пунктах Мещеры, Верхневолжской и Камско-Вятской низин (Марей и др., 1970, 1974; Новикова, 1978; Тюрюканова, 1976).

В работах А.Н.Марей и др. (1974), Н.Я.Новиковой (1978) указывается, что цезий-137 из дерново-подзолистых и торфяных песчаных почв района Белорусского Полесья поступает в травянистые растения интенсивнее, чем стронций-90. На исследовавшихся почвах наблюдается большее (в среднем в 10 раз) по сравнению со стронцием-90 поступление цезия-137 в растения, о чем свидетельствует увеличение отношения цезия-137:стронцию-90 (до 16 раз). Считается, что основной причиной значительного поступления цезия-137 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 цезия-137 в почвах Полесий объясняется также высокой их гидроморфностью. Показано, что доступен растениям не только цезий-137, находящийся в обменной форме, но и радионуклид в необменном состоянии.

Были также выявлены другие регионы мира, где особенности почвенного покрова способствовали большому переходу цезия-137 в растения и в пищевую рацион; например, в Швеции - в местах с почвенным покровом, богатым органическими веществами (Lindell, Magi, 1965), на территории отдельных штатов США (Roessler et al., 1969), в Новой Зеландии и на Фарерских островах (Источники и действие ионизирующей радиации, 1978).

Очень интересную работу провел А.Н.Ратников с сотр. (1989). За восемь лет экспериментальных работ резкого уменьшения содержания цезия-137, доступного для растений с течением времени они не наблюдали. Показано, что под действием погодно-климатических, физико-химических свойств почв, биологических, микробиологических и других природных процес-

сов переход радионуклидов может меняться в довольно широких пределах. Накопление цезия-137 в пастбищных травах разных типов лугов различается до двух порядков. Отмечено, что при одних и тех же уровнях содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах, стронций-90 может накапливаться в генеративных органах растений в 2-47 раз, а в вегетативных - 18-160 раз больше, чем цезий-137.

Таково было состояние изученности поступления искусственных радионуклидов в различные растения до аварии на Чернобыльской АЭС. После аварии на территориях Украины и Белоруссии открылись новые центры радиоэкологических исследований. Задача этих центров наряду с проведением радиационного мониторинга почвенно-растительного покрова, заключалась в создании на загрязненных территориях системы земледелия, с помощью которых можно было получить сельскохозяйственную продукцию с наименьшими концентрациями радионуклидов. Рассмотрим некоторые из них.

Летом 1986 г. Г.А.Андриановой с сотр. (1989) на территории Украины, загрязненной выпадениями радиоактивных продуктов Чернобыльской аварии, была заложена сеть агроэкологических полигонов, в составе которых имелись опытные поля севооборота. На этих полях проводились и проводятся систематические наблюдения за переходом чернобыльских радионуклидов в биомассу основных сельскохозяйственных культур. Цель мониторинга состояла в изучении закономерностей загрязнения сельскохозяйственных растений в зависимости от факторов внешней среды и последующем прогнозе радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства на территории Украины и прилегающих районов Белоруссии и России. Одной из основных задач была попытка выделить метаболическое поступление на общем фоне радиоактивного загрязнения биомассы.

Анализ полученных результатов показал, в частности, что в сезон 1986 г. основную роль в загрязнении надземных органов растений играл механизм поверхностного (аэрального) первичного загрязнения от выпавших продуктов аварии, что обусловило высокий уровень инкорпорации радионуклидов. Уже на следующий сезон (1987 г.) отмечено резкое снижение загрязнения надземных частей растений и значительная его доля приходилась на корневое поглощение.

В работе Н.В.Елиашевич с сотр. (1989) изучено накопление стронция-90 и цезия-137 в травянистых растениях в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. Исследовано 74 вида 32 семейств покрыто-семянных растений, представляющих собой кормовые, лекарственные и технические культуры. Полученные результаты дали возможность авторам по способности растений накапливать радионуклиды выделить их три группы семейств: концентраторы - лютиковые, дербенниковые, норичниковые, ирисовые; дискриминаторы - горечавковые, ослинниковые, вонтичные, зверобойные; семейства с широким разбросом значений коэффициентов накопления (КН) - бобовые, злаковые, сложноцветные, маревые и др. Семейства последней группы перспективны для дальнейшего поиска растений-дискриминаторов, для изучения механизма поглощения радионуклидов, пригодных для введения в культуру в зоне радиоактивного загрязнения.

Исследования, проводимые И.М.Булавик (1989) в сосновых и смешанных лиственных насаждениях, показали, что концентрация цезия-137 в хвое и листьях в 1988 г. была выше, чем в 1987 г. Это говорит о миграции радионуклида в почвенный слой, наиболее насыщенный корневой системой, и, как следствие, усиливается его поглощение древесными породами. Загрязненность хвои и листьев складывается из поглощенного цезия-137 корневым и внесорневым путем, а также из осевших на поверхность ассимиляционного аппарата радиоактивных частиц (пыли), содержащих цезий-137. Результаты анализа промывной и отмытой хвои в 1988 г. показали, что поглощенный цезий-137 в среднем составляет около 80% от общей загрязненности хвои, и около 20% приходится на поверхностное загрязнение.

4.1. Концентрация стронция-90 и цезия-137 в растениях произрастающих в Азербайджане

4.1.1. Накопление стронция-90 и цезия-137 в естественных растениях

Концентрация стронция-90 в естественной растительности в зоне сухих степей Малого Кавказа до аварии на ЧАЭС варьировало в широких пределах (от 1,3 до 17,7 Бк/кг), составляя в среднем 7,8 Бк/кг. Максимальным содержанием

стронция-90 отличается молочай, минимальным - дикая дыня. Последовательность растений по накоплению стронция-90 в зоне сухих степей Малого Кавказа следующая: молочай > подорожник > полынь > гармала > пастушья сумка > сурепка > дикая дыня. Сильная изреженность растительного покрова в зоне не способствует значительному выносу стронция-90 растениями (табл. 27).

Таблица 27

**Содержание стронция-90 в естественной
растительности до аварии на ЧАЭС
(в пересчете на воздушно-сухую массу)**

| Растительность | Стронций-90 | | Вынос расте- ниями, % | КБН |
|--|-------------|-------------------|--------------------------|-------|
| | Бк/кг | Бк/м ² | | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Сухая степь Малого Кавказа | | | | |
| Гармала (Peganum harmala) | 7,3 | 0,15 | 0,004 | - |
| Дикая дыня (Cucumis melo var. gergensis) | 1,3 | 0,15 | 0,004 | - |
| Пастушья сумка (Capsella bursa pastoris) | 6,6 | 0,15 | 0,004 | - |
| Молочай (Euphorbia sp.) | 17,7 | 0,15 | 0,004 | - |
| Полынь (Artemisia meyeriana) | 7,4 | 0,22 | 0,010 | 0,009 |
| Подорожник (Plantago lanceolata L.) | 9,2 | 0,19 | 0,008 | 0,004 |
| Сурепка (Barbarea sp.) | 6,3 | 0,19 | 0,006 | - |
| Колебания | 1,3-17,7 | - | - | - |
| Среднее | 7,8 | - | - | - |
| Кура-Араксинская низменность | | | | |
| Солерос европейский (Salicornia europaea L.) | 20,8 | 1,11 | 0,027 | 0,003 |
| Лебеда татарская (Atriplex tatarica) | 19,9 | 1,11 | 0,027 | 0,003 |

Продолжение табл. 27

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--|----------|------|-------|-------|
| Солодка (<i>Glycyrrhiza glabra</i> L.) | 2,9 | 0,15 | 0,004 | 0,001 |
| Кермек (<i>Limonium gmelinii</i> welld) | 2,3 | 0,15 | 0,004 | 0,001 |
| Мимозка (<i>Lagonychium farctum</i>) | 2,3 | 0,15 | 0,004 | 0,005 |
| Верблюжья колючка (<i>Alhagi pseudoalhagi</i>) | 2,3 | - | - | - |
| Колебания | 2,3-20,8 | - | - | - |
| Среднее | 8,4 | - | - | - |
| Горная зона Малого Кавказа | | | | |
| Эспарцет | 7,5 | 1,48 | 0,10 | 0,010 |
| То же | 6,2 | - | - | - |
| Разнотравье: | | | | |
| 2200 м над ур. моря | 34,0 | 5,00 | 0,135 | 0,050 |
| 1000 м над ур.моря | 14,0 | 3,70 | 0,100 | 0,040 |
| 800 м над ур.моря | 6,3 | - | - | - |
| Колебания | 6,3-34,0 | - | - | - |
| Среднее | 13,6 | - | - | - |
| Ленкоранская область | | | | |
| Колючка желтая | 8,6 | 0,33 | 0,015 | - |
| Колючка розовая | 8,9 | 0,33 | 0,015 | - |
| Бузина | 0,8 | - | - | - |
| Синеголовник | 18,2 | - | - | - |
| Бурачниковое | 16,7 | - | - | - |
| Зонтичное | 4,8 | - | - | - |
| Колебания | 0,8-18,2 | - | - | - |
| Среднее | 9,8 | - | - | - |

Среднее содержание стронция-90 в естественной растительности в Кура-Араксинской низменности несколько выше, чем

таковой в зоне сухих степей Малого Кавказа. Максимальной концентрацией этого радионуклида отличается солерос европейский. По степени накопления стронция-90 в Кура-Араксинской низменности исследованные культуры располагались в следующий убывающий ряд: солерос европейский > лебеда татарская > солодка > кермек > мимозка. Вынос стронция-90 с растительностью в Кура-Араксинской низменности по сравнению с сухими степями Малого Кавказа увеличен почти в 2 раза (см. табл. 27).

В горной зоне Малого Кавказа средняя концентрация стронция-90 в естественной растительности (в разнотравье) составляет 18,8 Бк/кг. Разница между максимальной и минимальной концентрацией стронция-90 колеблется в 5 с лишним раз. На содержание стронция-90 в разнотравье влияет высота над уровнем моря. Чем она больше тем больше концентрация стронция-90 в растительности (см. табл. 27). Значительные количества стронция-90 накапливаются в эспарцете (6,2-7,5 Бк/кг).

Концентрация стронция-90 в естественной растительности Ленкоранской области варьирует в пределах от 0,8 до 18,2 Бк/кг, в среднем составляет 9,8 Бк/кг. Максимальной концентрацией стронция-90 отличается синеголовник, а минимальной - бузина.

Различия в содержании стронция-90 в естественной растительности обусловлены как видовыми особенностями растений, так и влиянием физико-химических свойств почв. Сильная изреженность естественного растительного покрова, особенно в зоне сухих степей Малого Кавказа, наряду с малым содержанием стронция-90 в нем способствует незначительному вовлечению этого радионуклида в биологический круговорот. В целом вынос стронция-90 с естественной растительности понижен, по сравнению с естественной растительностью Центральной части Российской Федерации и Украинского Полесья (Тюрюканова, 1976; Марей и др., 1974).

В таблице 28 приведены результаты концентраций стронция-90 и цезия-137 в естественной растительности после аварии на ЧАЭС. Среднее содержание стронция-90 в естественной растительности составляет 6,6 Бк/кг, при колебаниях от 2,7 до 14,4 Бк/кг. Наименьшее его количество содержится в верблюжьей

колючке. Концентрация цезия-137 в естественной растительности изменяется в пределах от 1,1 до 6,8 Бк/кг, при среднем содержании 2,2 Бк/кг. Следует отметить, что в естественной растительности стронций-90 накапливается интенсивнее, чем цезий-137.

Таблица 28

**Концентрация стронция-90 и цезия-137
в естественной растительности после
аварии на ЧАЭС
(в пересчете на воздушно-сухую массу)**

| Растительность | Стронций-90 | | Цезий-137 | |
|-------------------|-------------|-----------------------------|-----------|-----------------------------|
| | Бк/кг | КН, п · 10 ⁻² | Бк/кг | КН, п · 10 ⁻² |
| Гармала | 7,8 | 87,6 | 1,9 | 22,8 |
| Солодка | 6,2 | 69,6 | 2,3 | 27,7 |
| Рута | 14,4 | 161,7 | 6,8 | 81,9 |
| Верблюжье ухо | 4,2 | 47,1 | 1,3 | 15,6 |
| Полынь | 7,0 | 78,6 | 1,1 | 13,2 |
| Верблюжья колючка | 3,7 | 41,5 | 1,1 | 13,2 |
| То же | 2,7 | 30,3 | 1,2 | 14,4 |
| Колебания | 2,7-14,4 | - | 1,1-6,8 | - |
| Среднее | 6,6 | - | 2,2 | - |

**4.1.2. Накопление стронция-90 и цезия-137
в культурных растениях**

Полученные результаты, характеризующие содержание стронция-90 и цезия-137 в зерне и соломе пшеницы до аварии на ЧАЭС, выращенной в различных регионах Азербайджана, а также в листьях чая, представлены в таблице 29.

Таблица 29

**Концентрация стронция-90 и цезия-137 в урожае
различных сельскохозяйственных культур
до аварии на ЧАЭС**

| Регионы | Виды растений | Части растений | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--------------------------------|---------------|----------------|------------------|-------------------|-------------------------------------|
| | | | сБк/кг | | |
| Сухая степь Малого Кав-каза | Пшеница | Зерно | 68,0 ± 3,2 | 58,0 ± 12,0 | 0,85 |
| | | Солома | 1140 ± 70 | 920 ± 130 | 0,81 |
| Кура-Арак-синская низ-менность | Пшеница | Зерно | 62,0 ± 1,0 | 60,0 ± 7,0 | 0,97 |
| | | Солома | 1050 ± 70 | 970 ± 100 | 0,93 |
| Горная зона Малого Кав-каза | Пшеница | Зерно | 81,0 ± 1,4 | 78,0 ± 15,0 | 0,96 |
| | | Солома | 1160 ± 60 | 990 ± 30 | 0,85 |
| Ленкоранс-кая область | Пшеница | Зерно | 63,0 ± 2,3 | 53,0 ± 1,4 | 0,84 |
| | | Солома | 1100 ± 100 | 750 ± 20 | 0,68 |
| | Чай | Листья | 4160 ± 370 | 3920 ± 410 | 0,94 |

При поступлении этих радионуклидов из почв отмечается более интенсивное накопление их в вегетативных частях растений по сравнению с репродуктивными органами. Количество стронция-90 в зерне в исследуемый период колебалось от 62,0 до 81,0 сБк/кг, в соломе - от 1050 до 1160 сБк/кг. В этот же период содержание цезия-137 в зерне пшеницы изменялось в пределах от 53,0 до 78,0 сБк/кг, а в соломе от 750 до 990 сБк/кг. Наблюдаемые колебания в концентрациях стронция-90 и цезия-137 связаны с различиями в физико-химических и агрохимических свойствах почв, с неодинаковым содержанием в них этих радионуклидов, а также с сортовыми особенностями пшеницы. Значительные количества стронция-90 и цезия-137 поступают и накапливаются в листьях чая (до 4160 сБк/кг).

Отношение этих радионуклидов в зерне в зависимости от региона выращивания изменяется в пределах от 0,84 до 0,97, а в соломе от 0,68 до 0,93 (см. табл. 29). Эти данные показывают, что из различных типов почв цезий-137 поступает в растения менее интенсивно, чем стронций-90.

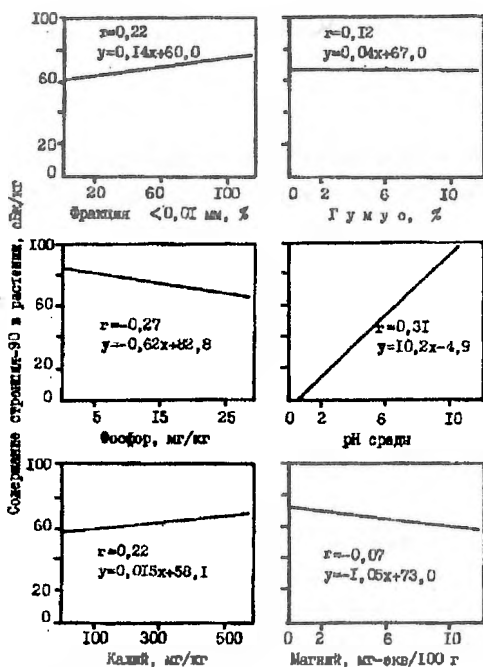


Рис. 14. Зависимость поступления стронция-90 в растения от механического состава, содержания гумуса, фосфора, pH почвы, содержания в ней подвижного калия и обменного магния.

Несмотря на относительное разнообразие физико-химических и агрохимических свойств исследуемых почв, на которых выращивали пшеницу, нам не удалось обнаружить четкую зависимость между накоплением стронция-90 и цезия-137 в зерне и соломе пшеницы и вышеуказанными свойствами почв (рис. 14). Однако в модельных опытах установлена четкая зависимость между отмеченными выше показателями (Гулякин, Юдинцева, 1962, 1973, 1978; Моисеев и др., 1976; Тихомиров и др., 1978; Юдинцева, Гулякин, 1968).

Следует отметить, что пшеница, выращенная в пределах одного региона, характеризуется различным содержанием этих радионуклидов (табл. 30). Это связано с разницей по их содержанию в пахотном слое почв, что обусловлено многочис-

ленными процессами, происходящими в почвенно-растительном покрове (миграция стронция-90 и цезия-137 по почвенному профилю, переход в необменное состояние, вынос с растениями, поверхностный сток и т.д.).

Таблица 30

Содержание стронция-90 и цезия-137 (сБк/кг) в зерне и соломе пшеницы, выращенной в зоне сухих степей Малого Кавказа

| Пункт выращивания | Стронций-90 | | Цезий-137 | |
|---|-------------|----------|------------|----------|
| | Зерно | Солома | Зерно | Солома |
| Тер-терская зона- льная опытная станция | 56,2 ± 3,7 | 850 ± 37 | 51,8 ± 5,5 | 796 ± 56 |
| Карабахская научно- экспериментальная база (КНЭБ) | 70,7 ± 3,3 | 890 ± 56 | 59,2 ± 7,4 | 814 ± 74 |
| Аг-дарьинский район, с.Ашагы Ортаг | 75,9 ± 5,2 | 925 ± 74 | 66,6 ± 9,3 | 850 ± 93 |

Сопоставление результатов, представленных в таблице 31, свидетельствует о том, что пшеница, выращенная в горной зоне Малого Кавказа, характеризуется несколько большим содержанием стронция-90 в зерне и соломе, чем пшеница, выращенная в других регионах Азербайджана.

Таблица 31

Содержание стронция-90 и цезия-137 в урожае пшеницы (числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Регионы | Тип почвы | ⁹⁰ Sr, сБк/кг | Ca, г/кг | ⁹⁰ Sr:Ca, с.е. |
|-------------------------------|---------------------------------|--------------------------|-------------|---------------------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Сухая степь Малого Кавказа | Каштановая (серо-коричневая) | 66,6 ± 1,5 | 0,80 ± 0,08 | 83 |
| | | 1170 ± 115 | 4,40 ± 0,07 | 266 |

Продолжение табл. 31

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|------------------------------|------------------------------|----------------|-----------------|------|
| Кура-Араксинская низменность | Сероземно-луговая | $61,4 \pm 0,4$ | $0,80 \pm 0,13$ | 77 |
| | | 1080 ± 63 | $3,40 \pm 0,11$ | 318 |
| Горная зона Малого Кавказа | Горно-коричневая остепненная | $84,0 \pm 5,6$ | $0,40 \pm 0,07$ | 210 |
| | | 1243 ± 59 | $1,20 \pm 0,09$ | 1036 |
| Ленкоранская область | Коричневая выщелоченная | $64,4 \pm 1,5$ | $0,80 \pm 0,10$ | 81 |
| | | 1100 ± 48 | $3,20 \pm 0,15$ | 344 |

Сходство в поведении стронция-90 и кальция в процессах обмена веществ у растений, животных и человека, а также при перемещении их по миграционным цепочкам привели к тому, что при оценке загрязнения биосферы стронцием-90 принято рассматривать не только абсолютное содержание его в биологических объектах, но и отношение к кальцию.

Для выражения содержания стронция-90 относительно кальция используют понятие "стронциевые единицы" (с.е.), 1 с. е. равна 37 мБк стронция-90 на 1г кальция. Эти отношения в исследуемых почвах приведены в таблице 32.

Таблица 32

Содержание стронция-90 и обменного кальция в пахотном горизонте почв

| Регионы | Тип почвы | ^{90}Sr , сБк/кг | Ca, г/кг | $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$, с.е. |
|------------------------------|------------------------------|---------------------------|----------------|-----------------------------------|
| Сухая степь Малого Кавказа | Каштановая (серо-коричневая) | 925 ± 57 | $10,0 \pm 0,4$ | 93 |
| Кура-Араксинская низменность | Сероземно-луговая | 814 ± 37 | $6,7 \pm 0,1$ | 122 |
| Горная зона Малого Кавказа | Горно-коричневая остепненная | 1000 ± 74 | $3,6 \pm 0,2$ | 278 |
| Ленкоранская область | Коричневая выщелоченная | 777 ± 93 | $6,1 \pm 0,5$ | 127 |

В почвах сухих степей Малого Кавказа и Кура-Араксинской низменности значение этого отношения узкое, в почвах горной зоны оно шире. Следовательно, малое содержание кальция в почвах обеспечивает высокое отношение стронция-90 к кальцию, что соответствует относительно большому накоплению стронция-90 в урожае растений. Очевидно, это является одной из основных причин сравнительно высокой концентрации стронция-90 в зерне и соломе пшеницы в горной зоне Малого Кавказа.

Количество накапливающегося в растениях, организме животных и человека стронция-90 находится в зависимости от концентрации сопровождающего его при миграции кальция, поэтому степень опасности потребления загрязненной стронцием-90 сельскохозяйственной продукции, в том числе и растительной определяется не только его абсолютным количеством в ней, но и относительным его содержанием. Если содержание стронция-90 в растениях выражать в отношении к кальцию, то различия между вегетативными и генеративными органами несколько сглаживаются (см. табл. 31), поскольку в соломе накапливается значительно больше кальция, чем в зерне. Это явление имеет большое значение при анализе включения стронция-90 в пищевые цепочки. Несмотря на относительно низкую абсолютную концентрацию стронция-90 в зерне пшеницы, этот радионуклид с зерном может активно поступать в организм человека из-за малого содержания в нем кальция.

После аварии на ЧАЭС закономерность накопления стронция-90 и цезия-137 в культурных растениях сохранялась. Более интенсивное их накопление наблюдалось в вегетативных частях растений по сравнению с репродуктивными органами. Отмечено некоторое снижение концентраций стронция-90 и цезия-137 в зерне и соломе пшеницы после аварии на ЧАЭС. Резкое снижение содержания цезия-137 наблюдается как в соломе, так и в зерне пшеницы, о чем свидетельствует отношение цезий-137:стронций-90 (табл. 33).

Таблица 33

**концентрация стронция-90 и цезия-137 в урожае
различных сельскохозяйственных культур
после аварии на ЧАЭС**

| Регионы | Вид растений | Часть растений | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ¹³⁷ Cs: ⁹⁰ Sr |
|--|--------------|----------------|------------------|-------------------|-------------------------------------|
| | | | сБк/кг | | |
| Сухая степь Малого Кав-каза | Пшеница | Зерно | 64,3 | 10,0 | 0,16 |
| | | Солома | 682,4 | 23,5 | 0,03 |
| | Ячмень | Зерно | 112,5 | 13,9 | 0,12 |
| | | Солома | 553,0 | 44,6 | 0,08 |
| | Соя | Зерно | 207,7 | 28,0 | 0,13 |
| | | Солома | 970,0 | 66,7 | 0,07 |
| | Хлопчат-ник | Целое | 313,0 | 24,0 | 0,08 |
| Б о л ь ш о й Кавказ | Пшеница | Зерно | 43,8 | 15,2 | 0,35 |
| | | Солома | 424,0 | 46,5 | 0,11 |
| | Ячмень | Зерно | 129,6 | 25,0 | 0,19 |
| | | Солома | 488,2 | 55,3 | 0,11 |
| | Соя | Зерно | 134,7 | 30,5 | 0,23 |
| | | Солома | 880,0 | 95,3 | 0,11 |
| | Нут | Зерно | 183,0 | 28,0 | 0,15 |
| | | Солома | 696,0 | 79,0 | 0,11 |
| Ленкоран-ская область | Пшеница | Зерно | 73,0 | 6,3 | 0,09 |
| | | Солома | 355,5 | 35,4 | 0,10 |
| | Ячмень | Зерно | 121,3 | 8,0 | 0,07 |
| | | Солома | 626,0 | 44,0 | 0,07 |
| В среднем: по репродуктивной массе по вегетативной массе | | | 118,9±17,9 | 18,3±3,2 | - |
| | | | 598,0±68,3 | 51,4±7,0 | - |

Причиной этого явления могут быть сортовые различия озимой пшеницы. Дело в том, что до аварии на ЧАЭС в Азербайджане выращивали, в основном, интродуцированные сорта озимой пшеницы (такие как, Кавказ, Безостая-1 и др.). В этот период, образцы на радиохимический анализ брались именно от этих сортов. После аварии основная часть посевных площадей были заняты сортами озимой пшеницы местной селекции (такие как, Гарагылчыг-2, Вугар и др.). Следует отметить, что сорта озимой пшеницы местной селекции отличаются более высокой урожайностью по сравнению с интродуцированными сортами. Таким образом, доказано, что сорта озимой пшеницы местной селекции накапливают значительно меньше радионуклидов, чем интродуцированные.

Аналогичное явление отмечено в исследованиях Н.В.Корневой (1974) в которых показано, что в зависимости от сортовых особенностей растения пшеницы различаются между собой по накоплению стронция-90 на единицу веса зерна в 2-3 раза, а в соломе 2,3 раза.

Таким образом, можно высказать идею о целесообразности проведения селекционной работы, целью которой является выведение новых более продуктивных сортов пшеницы, характеризующихся пониженным накоплением радионуклидов из почвы. Так, В.А.Кальченко (1971) с помощью химических мутагенов получил несколько мутантных семей из сорта пшеницы Искра, накопление стронция-90 в которых по сравнению с родительскими формами было меньше в 2 раза.

Наблюдаются видовые различия в накоплении стронция-90 и цезия-137 в урожае растений. Различно накопление стронция-90 в зерновых колосовых и зернобобовых культурах. Наибольшая концентрация стронция-90 в зерне и соломе отмечена у зернобобовых (сои), наименьшая - у зерновых колосовых (ячменя и пшеницы). Минимальное и максимальное значения концентрации стронция-90 в зерне исследованных культур различаются более чем в 2 раза, а в соломе - более чем в 1,5 раза. Максимальная концентрация стронция-90 наблюдалась в вегетативных органах. Различия в накоплении стронция-90 в вегетативных и генеративных органах пшеницы составляла более чем в 7,2 раза, ячменя и сои - в 4,9 и 4,7 раза соответственно (см. табл. 33).

Различно также накопление цезия-137 в зерновых колосовых и зернобобовых культурах. Максимальная концентрация цезия-137 в зерне и соломе отмечена у зернобобовых (сои), а минимальная - у зерновых колосовых (ячменя и пшеницы). Крайние значения концентрации цезия-137 в зерне и соломе изученных культур различаются более чем в 2 раза.

Аналогичные результаты были получены в исследованиях М.А.Кузьмича (1988) при изучении интенсивности поглощения радиоактивных продуктов деления растениями в зависимости от их биологических особенностей. По данным автора при прочих равных условиях наибольшие количества стронция-90 накапливают бобовые (в среднем в четыре раза больше), чем злаковые растения.

По степени накопления стронция-90 и цезия-137 исследованные культуры можно располагать в следующий убывающий ряд; чай > соя > нут > ячмень > пшеница > хлопчатник.

Таким образом, подбирая не только различные виды, а также различные сорта в пределах одного вида растений, можно добиться значительного снижения содержания стронция-90 и цезия-137 в продукции растениеводства без дополнительных материальных затрат.

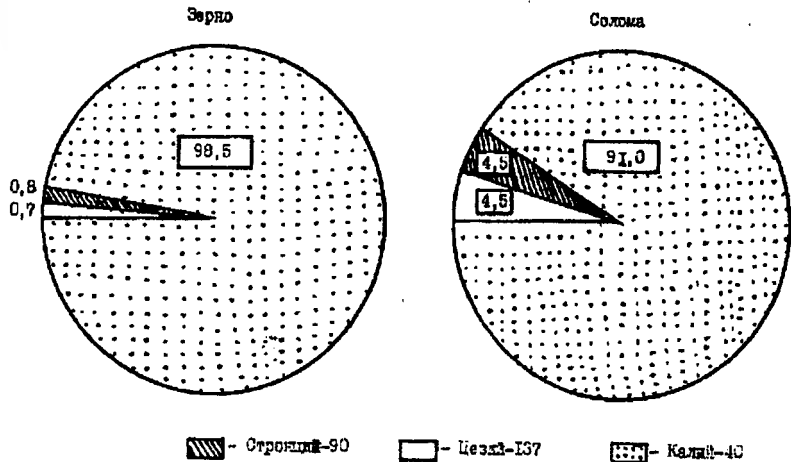


Рис. 15. Вклад стронция-90, цезия-137 и калия-40 в суммарное содержание β -излучающих нуклидов в пшенице, выращенной в Азербайджане (%).

На рисунке 15 представлены данные о процентном содержании основных долгоживущих радионуклидов - стронция-90, цезия-137 и калия-40 от суммарной β -активности растений, без учета вклада урана-238, тория-230 и протактиния-231. Выявлено, что основной вклад в содержание β -излучающих нуклидов у растений в исследуемый период вносит калий-40.

Аналогичные данные получены и другими исследователями. Показано, что концентрация радиоактивных продуктов деления в компонентах внешней среды значительно ниже, чем концентрация калия-40 (Szabolcs et al., 1978). В работе Ф.И.Павлоцкой и Е.В.Бабичевой (1973) для периода интенсивных выпадений из атмосферы показано, что даже при наличии радиоактивных выпадений основной вклад в содержании β -излучающих нуклидов вносит калий-40.

4.2. Коэффициенты перехода стронция-90 и цезия-137 из почв в растения

4.2.1. Коэффициент накопления

Для сравнительной характеристики способностей растений к накоплению стронция-90 и цезия-137 через корневые системы часто пользуются коэффициентом накопления, или коэффициентом концентрации. Коэффициентом накопления называют отношение между содержанием стронция-90 или цезия-137 в растениях (в Бк) на единицу сухой массы и содержанием этих радионуклидов в почве, измеренным также 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 (Алексахин, 1979; Алиев и др., 1979; Дибобес и др., 1967; Источники и действие ионизирующей радиации, 1978; Марей и др., 1974; Моисеев и др., 1974; Моисеев и др., 1976, 1977, 1978; Новикова, 1978; Радиоактивность и пища человека, 1971; Шутов и др., 1982; Юдинцева, Гулякин, 1968; Heine, Wicchen, 1979).

В вегетационных опытах И.Ф.Зубаревой (1975) с проростками пшеницы выявлена связь между коэффициентами накопления

в них стронция-90 и его содержанием в почве. Заметный рост коэффициента его накопления в проростках пшеницы с ростом концентрации радионуклида в почве обнаруживается при высоких уровнях радиоактивного загрязнения почвы.

Результаты наших исследований показывают, что до аварии на ЧАЭС, коэффициент накопления стронция-90 и цезия-137 в зерне во всех изучавшихся регионах Азербайджана значительно меньше единицы (табл. 34).

Таблица 34

**Коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137
в пшенице и листьях чая до аварии на ЧАЭС**

| Регионы | Виды растений | Коэффициенты накопления, $\text{п} \cdot 10^{-2}$ | | | |
|--|-----------------|---|------------------|---------------|------------------|
| | | Стронций-90 | | Цезий-137 | |
| | | Зерно | Солома | Зерно | Солома |
| Сухая степь Малого Кав- каза | Пшеница | $7,2 \pm 0,6$ | $120,0 \pm 9,0$ | $5,0 \pm 1,0$ | $70,0 \pm 9,0$ |
| Кура-Арак- синская низ- менность | Пшеница | $7,6 \pm 0,5$ | $130,0 \pm 4,0$ | $4,4 \pm 0,4$ | $70,0 \pm 6,0$ |
| Горная зона Малого Кав- каза | Пшеница | $8,6 \pm 2,0$ | $140,0 \pm 13,0$ | $6,0 \pm 0,4$ | $80,0 \pm 4,0$ |
| Ленкоранс- кая область | Пшеница | $8,2 \pm 0,4$ | $130,0 \pm 19,0$ | $3,8 \pm 0,8$ | $50,0 \pm 1,0$ |
| | Чай (листья) | - | $450,0 \pm 20,0$ | - | $280,0 \pm 40,0$ |

В соломе эти радионуклиды накапливаются интенсивнее, чем в зерне. Отмечено повышенное их накопление в листьях чая. Коэффициенты накопления в обоих случаях больше единицы. Такое относительно высокое поступление радионуклидов из почвы в листья чая обусловлено, во-первых, тем что их содержание в почвах (желтоземно-подзолистые глеевые почвы), несколько выше, чем в других почвах; во-вторых, это связано с выпадением большого количества атмосферных осадков (до 2000 мм/год), а также сравнительно малым содержанием обменных кальция и калия в почвах; в-третьих, немаловажную

роль играет, по-видимому, и низкий pH почвы (pH 5,1-6,0). Известно, что при прочих равных условиях из кислой и нейтральной сред радионуклиды в растениях накапливаются интенсивнее, чем из щелочной среды (Гулякин, Юдинцева, 1973, 1978; Гулякин и др., 1977).

Причиной значительного накопления стронция-90 и цезия-137 листьями чая также может быть связано дополнительным их поступлением из кумулятивных запасов, накопившихся в ветвях чайного куста в период интенсивных радиоактивных выпадений. Вообще для многолетних растений характерен многолетний кумулятивный тип накопления радионуклидов, т.е. постепенное возрастание концентрации радионуклида, поступающего через корневые системы из почвы (Алексахин, Тихомиров, 1971).

4.2.2. "Наблюдаемое отношение"

Термин "наблюдаемое отношение" введен для установления взаимосвязи между отношением стронция-90 и кальция в биологической системе и отношением этих же ионов в источнике, откуда эти ионы поступают в биологическую систему (Comar et al., 1957). В нашем исследовании источником является почва, а биологической системой - растение. При расчете "наблюдаемых отношений" в звене почва-растение нами были использованы данные по содержанию кислоторастворимой формы стронция-90 и обменного кальция, хотя, по мнению некоторых исследователей, обменные формы стронция-90 и кальция более соответствуют тем их количествам, которые поступают из почв в растения (Roberts, Menzel, 1965). С.И.Иванов с сотр. (1971, 1974) 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. (1965) также были взяты кислоторастворимые и обменные формы стронция-90 и кальция. Отмечается возможность поглощения нуклидов 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 таблице 35 приведены "наблюдаемые отношения" для стронция-90 и кальция в системе почва-растение. Для звена зерно-почва "наблюдаемые отношения" везде меньше единицы. Следовательно, в данном случае можно говорить о дискриминации стронция-90 относительно кальция. Для звена солома-почва этот показатель больше единицы, т.е. в этом случае наблюдается преимущественное накопление стронция-90 относительно кальция.

Таблица 35

Величины "наблюдаемых отношений" в системе почва-растение для стронция-90 и кальция

| Регионы | "Наблюдаемое отношение" | | |
|------------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|
| | зерно — почва | солома — почва | зерно — солома |
| Сухая степь Малого Кавказа | $0,9 \pm 0,1$ | $2,9 \pm 0,4$ | 0,31 |
| Кура-Араксинская низменность | $0,7 \pm 0,1$ | $2,6 \pm 0,3$ | 0,24 |
| Горная зона Малого Кавказа | $0,7 \pm 0,1$ | $3,7 \pm 0,9$ | 0,20 |
| Ленкоранская область | $0,7 \pm 0,1$ | $2,8 \pm 0,7$ | 0,24 |

Известно, что стронций и кальций при перемещении вверх по растению участвуют в серии обменных процессов, в каждом из которых стронций удерживается более прочно, чем кальций (Martin et al., 1957). По дискриминации стронция-90 и кальция, по образному выражению Р.Расселла (Радиоактивность и пища человека, 1971), стебель можно сравнить с ионообменной колонкой, через которую пропущен большой объем раствора.

Аналогичные результаты были получены в вегетационных опытах Р.А.Ширшовой (1973). Коэффициенты дискриминации на разных почвах колеблются для овса при полной спелости: для семян в пределах от 0,14 до 0,70, для стеблей от 1,06 до

1,89, т.е. для семян наблюдается дискриминация стронция-90 относительно кальция, а для стеблей - дискриминация кальция относительно стронция-90.

В полевых исследованиях Н.В.Корнеевой (1974) показано, что при перемещении стронция-90 и кальция из почвы в зерно яровой пшеницы наблюдается его дискриминация по отношению к кальцию. "Наблюдаемые отношения" для пары стронций-90-кальций 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 стронцием-90. Отмечено, что виды пшеницы, которые характеризуются относительно большими размерами накопления стронция-90 в зерне, имеют и более высокие "наблюдаемые отношения", по сравнению с видами 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. (1966а) показывают, что коэффициенты дискриминации стронция-90 относительно кальция зависят от типа почвы и видовых особенностей растений, с преобладанием дискриминации радионуклида. Однако в ряде случаев наблюдается дискриминация кальция по отношению к стронцию-90. Это можно объяснить большей степенью поступления радионуклида в растения за счет сравнительно большей его подвижности в почвах и непосредственного внекорневого поглощения. Дискриминация кальция по отношению к стронцию-90 отмечена также в работах и других исследователей (Иванов и др., 1971; Vose, Koontz, 1959, 1960).

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.

Следует также отметить, что, помимо указанных выше факторов, колебания в "наблюдаемых отношениях" могут быть обусловлены неравномерным распределением стронция-90 и стабильного кальция в пределах корнесобитаемого слоя почв и

трудностью точного определения содержания этих нуклидов в состоянии, доступном растениям.

4.3. Прогнозирование накопления стронция-90 и цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур

Для разработки мероприятий по снижению загрязнения радионуклидами продуктов растениеводства необходимо знать радиационную обстановку на территории их выращивания. В предыдущих разделах нами были показаны некоторые закономерности поведения стронция-90 и цезия-137 в системе почва-растение, позволяющие с известным приближением оценить радиационную обстановку на территории Азербайджанской республики. При поступлении радионуклидов из почвы в растения наибольшую опасность загрязнения растительной продукции представляют стронций-90 и цезий-137, поэтому прогнозирование возможного накопления этих радионуклидов в растениях является весьма важным.

Существует несколько методов приближенного определения возможного загрязнения урожая стронцием-90 и цезием-137 (Гулякин, Юдинцева, 1973). Описаны различные количественные показатели для определения размеров накопления стронция-90 и цезия-137 в сельскохозяйственных растениях на основе экспериментальных коэффициентов пропорциональности между их содержанием в почве и растениях. Одним из наиболее широко используемых показателей перехода этих радионуклидов в растения является коэффициент накопления, или коэффициент концентрации.

Для прогнозирования возможного накопления стронция-90 и цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур при поступлении их через корневую систему нами использован коэффициент накопления радионуклидов растениями. Суть метода в том, что на основании радиометрического измерения загрязнения почвы рассчитываем содержание этих радионуклидов в 1 кг пахотного слоя почвы, а затем умножаем данные величин на соответствующие коэффициенты накопления (см. табл. 34) устанавливаем возможное содержание радионуклидов в 1 кг растительной продукции при загрязнении почвы 1 ГБк/км².

При указанной плотности загрязнения почв наибольшее содержание стронция-90 и цезия-137 ожидается в листьях чая желтоземно-подзолистых глеевых почвах Ленкоранской области. Меньшие количества этих радионуклидов поступают в солому и зерно пшеницы в различных регионах Республики (табл. 36).

Таблица 36

**Прогноз содержания стронция-90 и цезия-137
в урожае растений при плотности загрязнения почвы
1 ГБк/км²**

| Почва | Культура | Часть растений | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs |
|--------------------------------|----------|----------------|------------------|-------------------|
| | | | сБк/кг | |
| Каштановая (село-коричневая) | Пшеница | Зерно | 24±2 | 17±2 |
| | | Солома | 410±30 | 240±45 |
| Сероземно-луговая | Пшеница | Зерно | 25±2 | 15±1 |
| | | Солома | 430±14 | 240±20 |
| Горно-коричневая остепненная | Пшеница | Зерно | 27±2 | 24±4 |
| | | Солома | 450±60 | 260±20 |
| Коричневая выщелоченная | Пшеница | Зерно | 27±1 | 13±1 |
| | | Солома | 410±40 | 180±10 |
| Желтоземно-подзолистая глеевая | Чай | Листья | 1500±70 | 860±130 |

4.4. Влияние минеральных и органических удобрений на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения

Разработка мероприятий, устраняющих или уменьшающих опасность загрязнения продуктов растениеводства стронцием-90 и цезием-137, 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 содержание стронция-90 и цезия-137 в продукции растениеводства: механические,

биологические, химические, агрохимические и др. (Гулякин, Юдинцева, 1957, 1962, 1973; Калишина, 1975; Алиев, Абдуллаев, 1983; Кварацхелиа, Арнаутов, 1969; Мамонтова, 1977; Моисеев, 1970; Моисеев, Рыдкий, 1969; Моисеев и др., 1976; Поляков, 1970; Санжарова, 1978; Фирсакова, Ширшов, 1971; Delmas, 1977; Milbourn, 1960; Russell, Milbourn, 1957).

Одним из приемов, снижающих поступление искусственных радионуклидов в сельскохозяйственные растения, является применение минеральных и органических удобрений под посевы. В модельных, вегетационных опытах, а также в природных условиях было показано, что применение минеральных удобрений, особенно фосфорных и калийных, снижает накопление стронция-90 и цезия-137 в урожае растений (Гулякин и др., 1978; Кварацхелиа, Арнаутов, 1969; Ширшова, 1962; Юдинцева, Фоломкина, 1968; Nishita et al., 1956, 1960).

Большое количество работ посвящено изучению влияния минеральных, и органических удобрений и отдельных химических веществ (Гулякин, Коровкина, 1956; Гулякин, Юдинцева, 1956; Мельникова и др., 1960; Garden, Green, 1959; Gulyakin, Yudinseva, 1957; Nishita et al., 1956, 1960, 1961; Schulz et al., 1959; Tensho et al., 1961; Uhler, Hungate, 1960) на поступление в растения искусственных радионуклидов, в частности стронция-90.

Азотные удобрения несколько повышают накопление стронция-90 в урожае растений, а фосфорные, наоборот, снижают его поглощение растениями (Гулякин, Коровкина, 1956; Гулякин, Юдинцева, 1959). Поступление цезия-137 в растения значительно уменьшается под влиянием калийных удобрений. Добавление в почву органического вещества (Гулякин, Коровкина, 1956; Nishita et al., 1956, 1960, 1961) уменьшает накопление радиоактивных продуктов деления в урожае растений. Применение органических удобрений (Гулякин, Коровкина, 1956) 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 (1962) показано, что внесение минеральных удобрений оказывало заметное влияние на поступление радиоактивных продуктов деления из почвы в растения. Длительное применение навоза совместно с полным минеральным удобрением на фоне известкования усиливает прочность закрепления поглощенных

почвой стронция-90 и других радионуклидов и тем самым снижает накопление радиоактивных продуктов деления в урожае овса. Содержание стронция-90 в растениях овса снижается под влиянием фосфорных удобрений, а накопление цезия-137 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 стронция-90 на единицу массы соломы в 5 раз, а на единицу массы 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 почвы доломитом, накопление стронция-90 и величина стронциевых единиц (с.е.) в урожае зерновых колосовых культур и картофеля снижались в 5-8 раз по сравнению с содержанием этого радионуклида в растениях, выращенных без доломита, с более низкими дозами фосфорных удобрений на фоне шлаков содержание цезия-137 в соломе и зерне ячменя снижалось в 5-7 раз (Жигарева и др., 1979).

В.Г.Маликов с сотр. (1979) отметили, что под действием минеральных удобрений (NPK и NP) не изменяется поступление стронция-90 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 цезия-137 и не влияло на усвоение стронция-90.

И.Т.Моисеев с сотр. (1979) показали, что внесение NPK повышает содержание цезия-137 в злаковых травах на 27-60%. Концентрация цезия-137 в бобовых растениях - люцерне синегибридной, желтогибридной и клевере красном - при добавлении PK была на 17-30% ниже.

В 1990-1993 гг., после аварии на ЧАЭС, в Брянской области В.Ф.Дричко с сотр. (1994) проводили полевой опыт с кострцом безостым. Ежегодно вносили возрастающие дозы калийных удобрений, на фоне одинаковых доз азотных и фосфорных удобрений (90 кг/га). Авторы наблюдали снижение коэффициентов накопления цезия-137 как с увеличением концентрации калия в почве и увеличением массы растений, так и во времени (по укосам). В среднем за 3 года при дозах калийных удобрений 300-360 кг/га коэффициент накопления цезия-137 снизился в 3 раза, а в 1992 году - в 10 раз.

Известно, что после аварии на Чернобыльской АЭС на загрязненных радионуклидами землях, уничтожение естественной дернины путем многократного дискования с последующей ее перепашкой и посевом многолетних трав является кординальным средством повышения продуктивности малоценных естественных кормовых угодий и эффективным средством для ограничения поступления их в растения луговых трав. Результаты с этой целью проведенных опытов на дерновой оподзоленной супесчаной почве в 1988 г. в зоне Полесья Киевской области показывают, что при поверхностном улучшении сенокоса по сравнению с коренным (путем многократного дискования с последующей вспашкой на глубину 20 см, каткованием и посевом смеси тимopheевки 16 кг/га, ежи сборной и райграса пастбищного 4 кг/га) удельная активность цезия-137 в зеленой массе снижалась: без внесения удобрений в 1,5 раза, на фоне N60P60K60 на 10%, при внесении 1,5 нормы извести по г. к. на 28%, а при сочетании извести + РК на 63% (Витриховский и др., 1989).

В полевом опыте на дерново-подзолистой глинисто-песчаной почве, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС Б.С. Пристер с сотр. (1989) изучали влияние минеральных удобрений и химических мелиорантов на поступление цезия-137 в растения картофеля. Наибольшее действие на его поступление оказало внесение двойной нормы калия и навоза. Удельная активность клубней снижалась в 4,3 и 5,0 раза соответственно. Полные дозы извести и гипса по фону N90P90K120 уменьшили накопление радионуклида в 2,3 и 1,6 раз, эффективность же двойных доз мелиорантов была ниже. Цеолит уменьшил удельную активность цезия-137 в 1,6 раза по сравнению с контролем, а глауконит практически не проявил своего действия.

С момента появления искусственных радионуклидов в биосфере начались интенсивные поиски путей, ограничивающих поступление их в сельскохозяйственные растения. Одним из путей стало внесение органических удобрений под посевы. Имеющиеся литературные данные по этому поводу противоречивы. По данным некоторых исследователей применение таких удобрений снижают, по другим - повышают накопление стронция-90, цезия-137 и других искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур. Данные отдельных исследователей показывают, что подобный агротехнический

прием не оказывает никакого влияния на накопление растениями радионуклидов глобального происхождения. До начала наших исследований в Азербайджане подобные исследования не проводились. Поэтому была поставлена цель - рассмотреть влияние органического и минеральных удобрений на поступление стронция-90 и цезия-137 в урожай различных сельскохозяйственных культур.

В начале экспериментов, в 1977 и 1978 гг., на серо-бурых почвах Апшерона мы изучали влияние оптимальной дозы полного минерального удобрения на продуктивность и поступление стронция-90 и цезия-137 в урожай трех сортов озимой пшеницы. Опыты показали, что применение полного минерального удобрения в оптимальных дозах 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 и 23-30% по соломе (табл. 37). Внесение тех же удобрений в указанных дозах привело к существенному снижению концентраций стронция-90 и цезия-137 в зерне и соломе озимой пшеницы (табл. 38).

Таблица 37

Влияние минеральных удобрений на урожайность пшеницы на серо-бурых почвах Апшерона (числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Варианты опыта | 1977 г. | | 1978 г. | |
|----------------------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| | Урожай, ц/га | * t _{0,5} | Урожай, ц/га | * t _{0,5} |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Сорт: СЕВИНДЖ | | | | |
| Контроль | 26,0±1,4 | 2,5 | 29,0±0,8 | 2,5 |
| | 102,0±8,9 | 2,5 | 110,0±5,8 | 2,5 |
| N100P120K60 | 31,0±0,8 | 3,3 | 35,0±1,7 | 3,3 |
| | 132,0±4,5 | 3,0 | 140,0±5,8 | 3,6 |
| Сорт: ШАРК | | | | |
| Контроль | 29,0±1,3 | 2,5 | 32,0±1,1 | 2,5 |
| | 91,0±3,6 | 2,5 | 95,0±5,8 | 2,5 |

Продолжение табл. 37

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------|-----------|-----|-----------|-----|
| N100P120K60 | 34,0±0,9 | 3,3 | 40,0±2,7 | 2,7 |
| | 119,0±4,5 | 4,9 | 122,0±7,4 | 2,8 |
| Сорт: КАВКАЗ | | | | |
| Контроль | 37,0±1,0 | 2,5 | 40,0±0,8 | 2,5 |
| | 82,0±4,1 | 2,5 | 84,0±2,1 | 2,5 |
| N100P120K60 | 43,0±1,4 | 3,5 | 50,0±3,6 | 2,7 |
| | 101,0±5,1 | 6,5 | 109,0±5,8 | 4,1 |

* $t_{0,5}$ - Критерий существенности.

Таблица 38

**Влияние минеральных удобрений на поступление
стронция-90 и цезия-137 (сБк/кг) в пшеницу
на серо-бурых почвах Апшерона**

| Варианты опыта | Стронций-90 | | Цезий-137 | |
|----------------|-------------|-----------|-----------|----------|
| | 1977 г. | 1978 г. | 1977 г. | 1978 г. |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Сорт: СЕВИНДЖ | | | | |
| Контроль | 67,0±3,0 | 58,0±6,0 | 53,0±4,0 | 48,0±4,0 |
| | 1150±110 | 1050±60 | 610±50 | 610±40 |
| N100P120K60 | 38,0±4,0 | 49,0±10,0 | 30,0±2,0 | 42,0±6,0 |
| | 770±30 | 730±40 | 520±50 | 450±40 |
| Сорт: ШАРК | | | | |
| Контроль | 115,0±9,0 | 94,0±7,0 | 68,0±3,0 | 63,0±4,0 |
| | 1240±90 | 1110±60 | 780±60 | 720±40 |
| N100P120K60 | 85,0±11,0 | 83,0±9,0 | 50,0±3,0 | 48,0±5,0 |
| | 930±40 | 850±40 | 620±70 | 580±40 |

Продолжение табл. 38

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------|-----------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Сорт: КАВКАЗ | | | | |
| Контроль | $80,0 \pm 11,0$ 1220 ± 110 | $71,0 \pm 4,0$ 1060 ± 50 | $52,0 \pm 6,0$ 670 ± 50 | $47,0 \pm 4,0$ 680 ± 50 |
| N100P120K60 | $60,0 \pm 10,0$ 1080 ± 50 | $53,0 \pm 3,0$ 810 ± 40 | $39,0 \pm 3,0$ 570 ± 50 | $38,0 \pm 3,0$ 600 ± 40 |

Примечание: Числитель - зерно, знаменатель - солома.

Снижение количества стронция-90 в зерне составляет 12-44, а в соломе - 12-34%. Большое снижение концентраций стронция-90 в зерне и соломе (в среднем за два года) наблюдается у пшеницы высокорослого сорта Севиндж. Снижение содержания цезия-137 в зерне колеблется в пределах 13-44%, а в соломе - 12-27%. Максимум снижения концентраций цезия-137 как в зерне, так и в соломе, наблюдается у пшеницы этого сорта.

В дальнейшем опыты были продолжены на коричневых выщелоченных почвах Джалилабадского района, где изучали влияние органического и минеральных удобрений на урожайность и поступление стронция-90 и цезия-137 в зерно и солому низкорослой озимой пшеницы сорта Кавказ. Применение навоза и полного минерального удобрения в 1978-1980 гг. привело к значительному повышению урожая пшеницы. При этом в варианте, где применяли навоз, был получен наибольший эффект. Прибавка по зерну в среднем за три года колебалась в пределах 40-55%, по соломе—40-61% (табл. 39).

Таблица 39

Влияние органического и минеральных удобрений на урожайность пшеницы на коричневых выщелоченных почвах Джалилабадского района

| Варианты опыта | Урожай, ц/га | | | |
|----------------|----------------|-------------|----------------|-------------|
| | Зерно | * $t_{0,5}$ | Солома | * $t_{0,5}$ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 1978 г. | | | | |
| Контроль | $25,0 \pm 0,7$ | 2,8 | $34,0 \pm 0,7$ | 2,8 |

| Продолжение табл. 39 | | | | |
|----------------------|----------|------|----------|------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Навоз, 40 т/га | 35,0±0,2 | 14,2 | 55,0±0,9 | 19,0 |
| N100P120K60 | 33,0±0,1 | 11,4 | 48,0±0,9 | 12,7 |
| 1979 г. | | | | |
| Контроль | 29,0±1,1 | 2,8 | 42,0±1,0 | 2,8 |
| Навоз, 40 т/га | 42,0±1,0 | 8,6 | 59,0±0,9 | 12,1 |
| N100P120K60 | 40,0±0,9 | 7,8 | 53,0±0,5 | 10,0 |
| 1980 г. | | | | |
| Контроль | 29,0±1,2 | 2,8 | 41,0±1,2 | 2,8 |
| Навоз, 40 т/га | 45,0±1,5 | 8,8 | 59,0±1,3 | 10,0 |
| N100P120K60 | 42,0±1,8 | 7,2 | 53,0±1,5 | 6,3 |

* $t_{0,5}$ - Критерий существенности

Внесение в почву навоза и полного минерального удобрения в оптимальной дозе существенно уменьшает поступление стронция-90 и цезия-137 в пшеницу, при этом наибольшее снижение перехода радионуклидов в растения наблюдается в варианте, где вносился навоз (табл. 40).

Таблица 40

Влияние органического и минеральных удобрений на поступление стронция-90 и цезия-137 в урожай пшеницы на коричневых выщелоченных почвах (сБк/кг)

| Варианты опыта | Стронций-90 | | | | Цезий-137 | | | |
|----------------|-------------|--------|--------|----------|-----------|--------|--------|----------|
| | 1978г. | 1979г. | 1980г. | Среднее | 1978г. | 1979г. | 1980г. | Среднее |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| Контроль | 89,0 | 78,0 | 78,0 | 81,7±3,7 | 41,0 | 44,0 | 52,0 | 45,7±3,3 |
| | 1840,0 | 1390,0 | 1150,0 | 1460±202 | 390,0 | 300,0 | 440,0 | 377±41 |

Продолжение табл. 40

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|-------------------|-------|-------|--------|----------|-------|-------|-------|----------|
| Навоз, 40 т/га | 41,0 | 30,0 | 48,0 | 39,7±5,2 | 22,0 | 26,0 | 30,0 | 26,0±2,3 |
| | 870,0 | 740,0 | 670,0 | 760±59 | 190,0 | 210,0 | 300,0 | 233±34 |
| N100P120 К60 | 59,0 | 44,0 | 67,0 | 56,7±6,7 | 30,0 | 33,0 | 37,0 | 33,0±2,0 |
| | 980,0 | 930,0 | 1060,0 | 990±38 | 230,0 | 240,0 | 370,0 | 280±45 |

Примечание: Числитель - зерно, знаменатель - солома.

В последние годы для повышения урожайности сельскохозяйственных культур в сельскохозяйственной практике стали применять более высокие дозы минеральных удобрений. С целью изучения влияния более высоких доз минеральных удобрений на урожайность и накопление стронция-90 и цезия-137 в различных сельскохозяйственных культурах, опыты наряду с озимой пшеницей были продолжены с озимым ячменем, соей и нутом в 1986-1989 гг.

Результаты опытов показывают, что внесение возрастающих доз полных минеральных удобрений (особенно фосфорно-калийных) повышает урожайность зерновых колосовых (озимая пшеница и озимый ячмень) и зернобобовых (соя и нут) культур. Прибавка от внесения минеральных удобрений в среднем за 2 года составила для зерна сои 5,7-12,7 ц/га, нута - 2,7-8,3, ячменя - 9,6-26,0, пшеницы - 12,5-30,5 ц/га, а для соломы этих же культур была соответственно 12,7-17,4; 4,4-12,9; 13,3-29,3 и 11,2-28,7 ц/га (табл. 41).

Таблица 41

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на урожайность различных сельскохозяйственных культур (числитель - ц/га, знаменатель - % к контр.)

| Варианты опыта | Зерно | | Солома | |
|--------------------------|---------|---------|---------|---------|
| | 1987 г. | 1988 г. | 1987 г. | 1988 г. |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Озимая пшеница | | | | |
| Контроль | 52,6 | 54,8 | 57,4 | 59,4 |
| | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| N160P90K60 | 65,1 | 67,3 | 68,5 | 69,6 |
| | 123,8 | 122,8 | 119,3 | 117,2 |
| N240P360K240 | 82,6 | 74,7 | 75,9 | 81,0 |
| | 157,0 | 136,3 | 132,2 | 136,4 |
| N320P720K480 | 86,2 | 82,1 | 86,7 | 90,5 |
| | 163,9 | 149,8 | 151,0 | 152,4 |
| P, % | 1,5 | 2,3 | 1,5 | 1,9 |
| НСР ₀₅ , ц/га | 3,8 | 5,4 | 3,9 | 4,1 |
| Озимый ячмень | | | | |
| Контроль | 44,4 | 48,8 | 53,1 | 60,7 |
| | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| N90P90K60 | 54,2 | 58,2 | 69,7 | 70,6 |
| | 122,1 | 119,3 | 131,2 | 116,3 |
| N135P360K240 | 60,9 | 66,9 | 76,6 | 80,7 |
| | 137,2 | 137,1 | 144,2 | 132,9 |
| N180P720K480 | 68,9 | 76,4 | 83,1 | 89,3 |
| | 155,2 | 156,6 | 156,4 | 147,1 |
| P, % | 2,5 | 2,3 | 2,1 | 1,9 |
| НСР ₀₅ , ц/га | 4,9 | 4,7 | 5,2 | 4,9 |

Продолжение табл. 41

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Соя | | | | |
| Контроль | 18,5 — 100,0 | 21,9 — 100,0 | 29,0 — 100,0 | 30,6 — 100,0 |
| N90P60K30 | 23,6 — 127,6 | 28,2 — 128,8 | 41,6 — 143,4 | 42,1 — 137,6 |
| N135P240K120 | 29,7 — 160,5 | 31,8 — 145,2 | 44,9 — 154,8 | 43,9 — 143,5 |
| N180P480K240 | 30,9 — 167,0 | 34,8 — 158,9 | 46,3 — 159,7 | 48,0 — 156,9 |
| P, % | 3,1 | 4,2 | 3,9 | 3,5 |
| HCP ₀₅ , ц/га | 2,5 | 4,3 | 5,0 | 4,9 |
| Нут | | | | |
| Контроль | 20,7 — 100,0 | 17,2 — 100,0 | 29,5 — 100,0 | 22,2 — 100,0 |
| N30P60K30 | 23,2 — 112,1 | 20,0 — 116,3 | 35,5 — 120,3 | 25,0 — 112,6 |
| N45P240K120 | 27,2 — 131,4 | 22,3 — 129,7 | 41,6 — 141,0 | 26,2 — 118,0 |
| N60P480K240 | 29,4 — 142,0 | 24,9 — 144,8 | 45,4 — 153,9 | 32,1 — 144,6 |
| P, % | 3,7 | 2,0 | 3,5 | 1,5 |
| HCP ₀₅ , ц/га | 3,2 | 1,5 | 4,6 | 1,4 |

Примечание: Опыты с озимой пшеницей проводились в 1988 и 1989 гг., а с соей - в 1986 и 1987 гг.

Применение возрастающих доз минеральных удобрений снижает накопление стронция-90 и цезия-137 в урожае сои, нута, ячменя и пшеницы, причем максимальное уменьшение концентрации радионуклидов в растениях отмечено в вариан-

тах, где применяли высокие дозы фосфорно-калийных удобрений.

Внесение в почву возрастающих доз минеральных удобрений снижало концентрацию стронция-90 в среднем за два года в зерне сои на 31-60%, нута - на 36-54, ячменя - на 18-52 и пшеницы - на 24-41, а в соломе - соответственно на 15-39%, 25-38, 21-45 и 23-54%. Для цезия-137 соответствующее уменьшение накопления в зерне сои составило 22-55%, нута - 32-56, ячменя - 34-57 и пшеницы - 40-63%, а в соломе - соответственно на 21-49%, 25-47, 20-45 и 25-45% (табл. 42-45).

Таблица 42

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на концентрации стронция-90 и цезия-137 в озимой пшенице и вынос этих радионуклидов с урожаем (числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Варианты опыта | Стронций-90 | | | | Цезий-137 | | | |
|----------------------------|----------------------|--------|---------------------------|--------|----------------------|--------|---------------------------|--------|
| | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1988г. | 1989г. | 1988г. | 1989г. | 1988г. | 1989г. | 1988г. | 1989г. |
| Контроль | 38,6 | 49,0 | 20,3 | 26,9 | 13,7 | 16,7 | 7,2 | 9,2 |
| | 417,7 | 430,3 | 239,8 | 255,6 | 43,3 | 49,6 | 24,9 | 29,5 |
| N160P90K60 | 29,2 | 37,3 | 19,0 | 25,1 | 9,6 | 8,6 | 6,2 | 5,8 |
| | 312,9 | 340,3 | 214,3 | 236,8 | 34,0 | 34,9 | 23,3 | 24,3 |
| N240P360K240 | 28,1 | 34,0 | 23,2 | 25,4 | 7,5 | 8,4 | 6,2 | 6,3 |
| | 217,0 | 280,0 | 164,7 | 226,8 | 28,0 | 33,7 | 21,3 | 27,3 |
| N320P720K480 | 20,8 | 30,7 | 17,9 | 25,2 | 6,6 | 4,8 | 5,7 | 3,9 |
| | 159,7 | 227,7 | 138,5 | 206,1 | 24,0 | 26,7 | 20,8 | 24,2 |
| Р, % | 4,9 | 3,0 | - | - | 6,5 | 7,8 | - | - |
| | 3,5 | 5,5 | - | - | 1,7 | 5,0 | - | - |
| НСР ₀₅ , сБк/кг | 6,0 | 4,0 | - | - | 2,3 | 2,6 | - | - |
| | 61,0 | 61,4 | - | - | 2,0 | 6,3 | - | - |

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на концентрации стронция-90 и цезия-137 в озимом ячмене и вынос этих радионуклидов с урожаем (числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Варианты опыта | Стронций-90 | | | | Цезий-137 | | | |
|----------------------------|----------------------|--------|---------------------------|--------|----------------------|--------|---------------------------|--------|
| | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1987г. | 1988г. | 1987г. | 1988г. | 1987г. | 1988г. | 1987г. | 1988г. |
| Контроль | 149,2 | 110,0 | 66,2 | 53,7 | 25,3 | 24,6 | 11,2 | 12,0 |
| | 510,7 | 461,6 | 271,2 | 280,2 | 55,5 | 55,5 | 29,5 | 33,7 |
| N90P90K60 | 126,9 | 84,7 | 68,8 | 49,3 | 16,7 | 16,7 | 8,8 | 9,7 |
| | 416,3 | 350,7 | 290,2 | 247,6 | 43,9 | 46,2 | 30,6 | 32,6 |
| N135P360K240 | 88,0 | 63,3 | 53,6 | 42,3 | 12,3 | 15,3 | 7,5 | 10,2 |
| | 334,5 | 308,3 | 256,2 | 248,8 | 38,0 | 36,8 | 29,1 | 29,7 |
| N180P720K480 | 68,9 | 54,9 | 47,4 | 41,9 | 8,8 | 12,7 | 6,1 | 9,7 |
| | 268,0 | 264,3 | 222,7 | 236,0 | 31,7 | 28,5 | 26,3 | 25,5 |
| Р, % | 1,3 | 3,8 | - | - | 5,9 | 3,1 | - | - |
| | 0,7 | 1,4 | - | - | 4,2 | 2,1 | - | - |
| НСР ₀₅ , сБк/кг | 4,8 | 10,5 | - | - | 3,2 | 1,9 | - | - |
| | 9,5 | 16,7 | - | - | 6,1 | 3,0 | - | - |

Таблица 44

**Влияние возрастающих доз минеральных удобрений
на концентрации стронция-90 и цезия-137 в нуте и вы-
нос этих радионуклидов с урожаем
(числитель - зерно, знаменатель - солома)**

| Варианты опыта | Стронций-90 | | | | Цезий-137 | | | |
|-------------------------------|---------------------------|--------|------------------------------|--------|---------------------------|--------|------------------------------|--------|
| | Концент- рация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концент- рация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1987г. | 1988г. | 1987г. | 1988г. | 1987г. | 1988г. | 1987г. | 1988г. |
| Контроль | 197,0 | 168,7 | 40,8 | 29,0 | 26,7 | 18,3 | 5,5 | 3,1 |
| | 772,0 | 620,0 | 227,7 | 137,6 | 71,6 | 86,6 | 21,1 | 19,2 |
| N30P60K30 | 126,0 | 108,0 | 29,0 | 21,6 | 16,7 | 13,7 | 3,9 | 2,7 |
| | 519,0 | 519,6 | 184,2 | 129,9 | 62,3 | 57,7 | 22,1 | 14,4 |
| N45P240K120 | 110,0 | 90,7 | 29,9 | 20,2 | 13,4 | 10,8 | 3,6 | 2,4 |
| | 479,0 | 461,0 | 199,3 | 120,8 | 55,0 | 40,8 | 22,9 | 10,7 |
| N60P480K240 | 86,7 | 82,3 | 25,5 | 20,5 | 12,3 | 8,5 | 3,6 | 2,1 |
| | 434,0 | 433,7 | 197,0 | 139,2 | 48,0 | 35,3 | 21,8 | 11,3 |
| Р, % | 3,8 | 3,6 | - | - | 6,0 | 3,4 | - | - |
| | 2,0 | 4,1 | - | - | 2,5 | 5,0 | - | - |
| НСР ₀₅ , сБк/кг | 17,1 | 13,8 | - | - | 3,7 | 1,5 | - | - |
| | 38,9 | 72,1 | - | - | 5,2 | 13,4 | - | - |

Таблица 45

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на концентрации стронция-90 и цезия-137 в сое и вынос этих радионуклидов с урожаем
(числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Варианты опыта | Стронций-90 | | | | Цезий-137 | | | |
|----------------------------|----------------------|--------|---------------------------|--------|----------------------|--------|---------------------------|--------|
| | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. |
| Контроль | 193,0 | 182,3 | 35,7 | 39,9 | 36,0 | 25,0 | 6,7 | 5,5 |
| | 994,7 | 809,7 | 288,5 | 247,8 | 111,3 | 99,3 | 32,3 | 30,4 |
| N90P60K30 | 145,0 | 115,3 | 34,2 | 32,5 | 31,6 | 16,0 | 7,5 | 4,5 |
| | 849,7 | 690,3 | 353,5 | 290,6 | 88,7 | 77,3 | 36,9 | 32,5 |
| N135P240K120 | 101,7 | 88,0 | 30,2 | 28,0 | 25,1 | 13,0 | 7,5 | 4,1 |
| | 747,0 | 552,7 | 335,4 | 242,6 | 75,3 | 51,2 | 33,8 | 22,5 |
| N180P480K240 | 77,0 | 74,3 | 23,8 | 25,9 | 21,2 | 6,7 | 6,6 | 2,3 |
| | 643,0 | 457,3 | 297,7 | 219,7 | 65,0 | 42,7 | 30,1 | 20,5 |
| Р, % | 2,9 | 1,8 | - | - | 3,5 | 7,7 | - | - |
| | 3,3 | 0,7 | - | - | 5,6 | 3,7 | - | - |
| НСР ₀₅ , сБк/кг | 13,4 | 7,0 | - | - | 3,5 | 7,4 | - | - |
| | 93,6 | 14,7 | - | - | 17,2 | 8,6 | - | - |

Снижение концентрации стронция-90 и цезия-137 в растениях при внесении минеральных удобрений, очевидно, происходит за счет увеличения фотомассы 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 в почвенном растворе кальция и калия.

ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ АЗЕРБАЙДЖАНА

5.1. Важнейшие характеристики некоторых радиологически значимых естественных радионуклидов

Естественные радионуклиды, встречающиеся в природе разделяют на три группы. Первую - составляют радионуклиды, входящие в радиоактивные семейства урана-238, урана-235 и тория-232. Эти радионуклиды уже существовали на космогенной стадии образования Земли. Вторую группу также составляют долгоживущие радионуклиды, такие, как калий-40, рубидий-87 и др., образование которых связывают с планетарной стадией развития Земли. Третью группу образуют радионуклиды, возникающие непрерывно в биосфере под действием космического излучения, а также вследствие ядерных реакций: тритий, углерод-14, бериллий-7 и др. Вклад их в суммарную активность биосферы весьма мал (Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978; Краткий курс радиохимии, 1969).

В радиоактивные семейства, представляющие особый интерес для радиобиологов и радиозкологов, входят дочерние нуклиды со сравнительно коротким периодом полураспада которых измеряется несколькими тысячами лет. К дочерним продуктам распада урана-238, весьма распространенного в природе, относятся радий-226, полоний-210 и др.

Уран. Природный уран состоит из 3 радиоактивных изотопов - урана-238, урана-235 и урана-234, причем два первых являются родоначальниками радиоактивных семейств. Наиболее важным в радиологическом и токсикологическом отношениях по химическим свойствам является уран-238 ($T_{1/2}=4,5 \cdot 10^9$ лет), α -излучатель с энергией 4,18 МэВ; уран-235 ($T_{1/2}=7,1 \cdot 10^8$ лет), α -излучатель с энергией 4,6 МэВ (8,3%), 4,4 МэВ (61%) и 4,3 МэВ (18%); уран - 234 ($T_{1/2}=2,3 \cdot 10^5$ лет), α -излучатель с максимальной энергией 4,7 МэВ. Содержание урана-238, урана-235 и урана-234 в природной смеси изотопов урана составляет соответственно 99,28, 0,71 и 0,006% (Краткий курс

радиохимии, 1969; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991; Алексахин, 1982; Искра, Бахуров, 1981).

Основным источником урана в биосфере является земная кора. Кларковое содержание урана в земной коре составляет $3 \cdot 10^{-4}\%$ (Виноградов, 1957). Некоторое количество урана поступает на земную поверхность с вулканическими выбросами, при добыче и переработке урана (Дричко, 1983). Глобальные техногенные потоки урана-238 в биосфере в 1982 г. составляли: при функционировании предприятий топливных циклов на ядерном ископаемом органическом топливе - около $1,5 \cdot 10^{14}$ Бк, за счет использования фосфорных удобрений - $1 \cdot 10^{14}$ Бк. Запас урана-238 в пахотном слое сельскохозяйственных площадей составляет $1,4 \cdot 10^{17}$ Бк, а в пресных материковых водах - $7 \cdot 10^{17}$ Бк (Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990).

Во внешней среде уран встречается в 4- и 6-валентных формах. Он относится к классу водных мигрантов. В природных водах уран существует в виде иона уранила UO^{+2} , который образует комплексные соединения с неорганическими и органическими кислотами. Роль биогенной миграции урана при его перемещении в биосфере весьма значительна, хотя его способность поглощаться растениями характеризуется как слабая и очень слабая (Дричко, 1983). Исключительно важным фактором, определяющим поведение урана-238 является его высокая массовая концентрация в почвах, в силу чего в поведении радионуклида более существенную роль играют химические свойства самого элемента, нежели стабильных аналогов (Титаева, Таскаев, 1984).

Торий. Природный торий состоит из 6 радиоактивных изотопов, а наиболее важный в радиологическом отношении интерес представляет торий-232, долгоживущий изотоп с $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ лет, - родоначальник радиоактивного семейства тория. Он является α -излучателем с энергиями 3,98 МэВ (25%) и 4,0 МэВ (75%). Торий-230 ($T_{1/2} = 8,3 \cdot 10^4$ лет), α -излучатель с энергиями 4,68 МэВ (75%) и 4,61 МэВ (25%). Торий-228 ($T_{1/2} = 1,9$ лет), α -излучатель с энергиями 5,42 МэВ (72%) и 5,34 МэВ (28%). Торий-234 ($T_{1/2} = 24,1$ сут.), β -излучатель с энергиями 0,205 МэВ (80%) и 0,111 МэВ (20%). Торий-227

($T_{1/2} = 18,9$ сут.), α -излучатель с энергиями 6,04 МэВ (21%), 5,98 МэВ (24%), 5,76 МэВ (21%) и 5,72 МэВ (14%). Торий-231 ($T_{1/2} = 25,5$ ч.), β -излучатель с энергиями излучения 0,30 МэВ (44%) и 0,09 МэВ (45%). Природный торий в основном представлен торием-232 (99,9% по массе) с примесью тория-228, содержание последнего при радиоактивном равновесии составляет $1,37 \cdot 10^{-8}\%$. Торий-234, торий-231 и торий-227 в природе встречаются в незначительных количествах (Краткий курс радиохимии, 1969; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991; Искра, Бахуров, 1981; Алексахин, 1982).

Ведущим источником тория в биосфере является земная кора, хотя наблюдается поступление его на земную поверхность с вулканическими выбросами, при добыче и переработке тория (Дричко, 1983). Источником загрязнения внешней среды, особенно сельскохозяйственных угодий, торием-232 является широкое применение фосфорных удобрений, где содержание тория-232 колеблется от 1,5 до 25 Бк/кг. Глобальные техногенные потоки тория-232 в биосфере в 1982 г. составляли: за счет сжигания ископаемого органического топлива - около $1,6 \cdot 10^{13}$ Бк, вследствие использования фосфорных удобрений - $4 \cdot 10^{12}$ Бк. Запас тория-232 в пахотном слое земледельческих площадей составляет $1,4 \cdot 10^{17}$ Бк, а в пресных материковых водах - $2,2 \cdot 10^{15}$ Бк (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

Как и для урана-238, основным фактором, определяющим поведение тория-232, является его высокая массовая концентрация в почвах, в силу чего в поведении радионуклида основную роль играют химические свойства самого элемента, нежели стабильных аналогов (Титаева, Таскаев, 1984).

Торий в природе встречается только в 4-валентной форме. Он как и уран, относится к классу водных мигрантов, однако основным видом его передвижения является механическая миграция в составе устойчивых минералов. Интенсивность биогенной миграции тория и урана сравнительно близка (Дричко, 1983).

Радий. Природный радий имеет 4 основных радиоизотопа, основной из них - радий-226, $T_{1/2} = 1622$ года, α -излучатель с энергией 4,777 МэВ (94,3%) и 4,589 МэВ (5,7%). Кроме радия-226, определенный интерес представляют следующие

изотопы: радий-228, $T_{1/2} = 6,7$ года, β -излучатель с энергией 0,012 МэВ. Радий-223, $T_{1/2} = 11,2$ сут., α -излучатель с энергиями 5,704 МэВ (53%), 5,596 МэВ (24%) и 5,730 МэВ (9%). Радий-224, $T_{1/2} = 3,64$ сут., α -излучатель с энергиями 5,681 МэВ (95%) и 5,448 МэВ (4,6%) (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

Радий относится к щелочноземельным элементам и обладает всеми свойствами, присущими элементам второй группы. Радий во всех соединениях 2-валентен. В растворенной форме миграционная способность радия меньше, чем урана. В природных средах редко наблюдается радиоактивное равновесие между ураном-238 и радием-226 из-за различия миграционных способностей (Коган и др., 1976).

В природе радий-226 находится в рассеянном состоянии. Он не входит в состав отдельных минералов, а широко распространен в виде включений во многих образованиях. Кларковое содержание радия-226 в земной коре составляет $1 \cdot 10^{-11}\%$, а в почвах - $8 \cdot 10^{-11}\%$ (Виноградов, 1957; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

В почвах радий-226 обладает наибольшей миграционной способностью по сравнению с другими тяжелыми естественными радионуклидами. Этот радионуклид характеризуется более высоким содержанием подвижных соединений в почве: сумма водорастворимых, обменных и кислоторастворимых форм равна около 40%. Содержание прочносвязанных и связанных с полуторными оксидами соединений радия-226 значительно меньше, чем у урана-238 и тория-232 и составляет 50-60% (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

Полоний. Природный полоний является одним из членов радиоактивного семейства урана и всегда присутствует в небольших количествах в урановых рудах и старых солях урана и радия. Он имеет 7 радиоактивных изотопов: 6 короткоживущих и один - полоний-210 с $T_{1/2} = 138,4$ сут. Полоний-210 - α -излучатель с энергией 5,29 МэВ, его содержание в земной коре равно $2 \cdot 10^{-14}\%$. Концентрация полония-210 в сырье и фосфорных удобрениях составляет: в апатите 30 Бк/кг, в фосфоритной пыли - 480 Бк/кг, нитроаммонийфосфате - 10 Бк/кг (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

Полоний-210 является воздушным и водным мигрантом. Из-за сравнительно небольшого периода полураспада миграция полония-210 в природных средах практически неотделима от миграции свинца-210, и его химические свойства проявляются лишь тогда, когда время его перемещения сравнимо с периодом его полураспада. Он легко гидролизует и адсорбируется на поверхностях взвешанных частиц (Дричко, 1983).

Калий. В природе присутствуют три основных изотопа калия: два стабильных - калий-39 и калий-41 (их распространенность составляет соответственно 93,22 и 6,77%), а также один радиоактивный - калий-40. Калий-40 является β -излучателем с энергией 1,32 МэВ и $T_{1/2} = 1,28 \cdot 10^9$ лет. Содержание калия-40 в природной смеси изотопов калия составляет всего 0,0119%. Несмотря на это, активность калия-40 играет заметную роль в тепловом режиме Земли, вследствие значительно большей распространенности калия в сравнении с другими радиоактивными элементами. При распаде калий-40, испустив β -частицу, превращается в стабильный изотоп кальция-40, захватив электрон, образует - аргон-40. В каждом грамме природного калия содержится 27 Бк калия-40. В пахотном слое почв ($3 \cdot 10^8$ кг/км²) содержится калия-40 в количестве $(2,7 - 21,6) \cdot 10^{10}$ Бк/км² (0,7-5,8 Ки/км²) (Краткий курс радиохимии, 1969; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

Калий-40 - один из основных (по активности) естественных радионуклидов широко распространенных в почвах, растениях и других объектах сельскохозяйственного производства. Учитывая это, введено специальное понятие "калийный фон", отражающее вклад калия-40 в суммарное содержание радионуклидов.

Потоки калия-40 в компонентах окружающей среды в процессе хозяйственной деятельности человека, стали увеличиваться. В круговорот веществ дополнительно вовлечено $6,2 \cdot 10^{16}$ Бк калия-40. При средних нормах внесения калийных удобрений 60 кг/га в почву поступает калия-40 в количестве $1,235 \cdot 10^6$ Бк/га (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

5.2. Поведение естественных радионуклидов в почвенно-растительном покрове

После открытия радионуклидов начались их обширные поиски во всех объектах внешней среды. В России изучение уровней содержания естественных радионуклидов в различных объектах было начато по инициативе академика В.И.Вернадского примерно 80-85 лет назад. Он еще в начале XX века изучал радиоактивность отечественных вод и минералов. В дальнейшем эти работы были продолжены академиком А.П.Виноградовым.

Результатами первых исследований было установлено, что источником радиоактивности биосферы являются коренные породы, которые вследствие метеорологических, гидрологических, геохимических и вулканических процессов, непрерывно протекающих на земной поверхности, а также деятельности человека разрушаются, а содержащиеся в них естественные радионуклиды рассеиваются и постепенно включаются в круговорот веществ в биосфере.

Наиболее распространенными радионуклидами в биосфере являются уран и торий. Характерным для урана и тория является их всеобщее рассеяние. Уран и торий находятся во всех изверженных, метаморфических и осадочных породах, а также в воде рек, морей и океанов. Распределение и концентрация урана и тория в земной коре имеет особое значение, потому что уран и торий переходят вследствие распада в накапливающиеся в земной коре свинец и гелий. При распаде их постоянно выделяется тепло, имеющее решающее значение теплового режима Земли (Шведов и др., 1962).

По данным А.П.Виноградова (1957) в горных породах содержатся различные количества урана, тория и радия. Содержание урана, тория, радия в кислых, магматических породах близко к количеству их в осадочных породах, но выше чем в основных породах.

Исследованиями В.И.Баранова и С.Г.Цейтлина (1941) показано, что изверженные породы содержат больше естественных радионуклидов, нежели породы метаморфические и осадочные. В связи с этим почвы, образованные на породах изверженных, более радиоактивны, чем почвы, образованные на породах осадочных. К аналогичным выводам приходят некоторые другие

исследователи (Бурксер, 1954; Дробков, 1952). Этими же авторами показано, что из изверженных пород кислые (граниты) более радиоактивны, чем основные породы.

Наиболее систематическое, направленное и глубокое изучение естественной радиоактивности почв было выполнено В.И.Барановым с сотр. в 60-70-е годы (Баранов, 1964; Баранов, Морозова, 1966; Баранов и др., 1963; Баранов, Морозова, 1971), где был установлен ряд закономерностей. Отмечается, что содержание естественных радионуклидов в почвах зависит от их концентрации в почвообразующих породах и степени изменения материнской породы в результате почвообразования.

Основным фактором, определяющим содержание урана и тория в почве, является концентрация их в материнских породах. Среднее содержание урана в земной коре составляет $4 \cdot 10^{-4}\%$, тория почти в 2 раза больше - около $8 \cdot 10^{-4}\%$. Эти радионуклиды аккумулируются в почве в результате выветривания пород и почвообразования, что очевидно из того, что концентрация их в почвах более высокая, чем в породах, из которых они происходят (Вайсберг, Смирнов, 1976; Рубцов, 1972; Рубцов, Правдина, 1971). Урана, например, в почвах может содержаться в 10 раз больше, чем в горных породах. Иногда содержание тория в минеральной части почвенного профиля, превосходит геохимический фон в 10-30 раз (Рубцов, Правдина, 1972).

В.И.Вернадским (1934) содержание урана и тория в почвах оценивалось в среднем величиной порядка 50,0 и 32,8 Бк/кг соответственно. Эти величины приняты за геохимический фон.

В почвах Русской равнины содержание урана и тория близко к геохимическому фону и составляет $2,2 \cdot 10^{-4}\%$ и $6,0-8,0 \cdot 10^{-4}\%$, соответственно (Виноградов, 1957). Причем верхние горизонты болотных почв и глеевые отложения различных потоков и ручьев характеризуются повышенным содержанием урана.

В районах, сложенных кристаллическими породами с высоким содержанием урана, концентрация его в почвах значительно повышается (Алексеев, 1962; Григорьев, Султанбаев, 1976; Scharpenseel et al., 1975). Неодинаковы по содержанию тория разные типы почв. По убыванию радионуклидов они располагаются следующим образом: дерново-глеевые, пойменные,

песчаные, подзолистые, торфяные (Тюрюканова, Калугина, 1971).

Горно-тундровые почвы Полярного Урала характеризуются повышенным содержанием тория-232, обусловленным его аномальной концентрацией в почвообразующей породе. Содержание урана-238 в тех же почвах оказалась ниже его кларка в почвах Земного шара, за исключением торфянисто-глеевых почв, где концентрация его колеблется от 28,0 до 41,3 Бк/кг (Шуктомова, 1981).

Распределение урана и тория в почвах отдельных ландшафтных поясов определяется характером и направлением процессов почвообразования, в результате которых почвы сильно различаются по содержанию указанных радионуклидов (Архипов и др., 1984; Таусон, 1961).

В литературе встречается разноречивые мнения относительно типа распределения урана и тория по профилю почв. Д.М.Рубцов, Э.И.Правдина (1971) считают, что как для урана, так и для тория характерен элювиальный тип распределения. Согласно исследованиям других авторов, некоторые типы почв имеют свои особенности распределения естественных радионуклидов. Например, элювиальные почвы содержат более высокие концентрации тория; причем, если распределение тория носит аккумулятивный характер, то распределение урана на разных почвах неодинаково. В дерново-глеевых почвах оно равномерно, а в торфянисто-глеевых характерен аккумулятивный тип распределения (Шуктомова, 1981). А.И.Давыдов с сотр. (1981) также показали сложный характер распределения тория по почвенному профилю. Хотя и была ими отмечена тенденция увеличения содержания тория в верхнем горизонте и убывание его концентрации с глубиной, однако в типичном солончаке и светло-каштановой почве этот радионуклид распределялся равномерно. Однако, как считают многие исследователи, для естественных радионуклидов характерна аккумуляция их в верхних горизонтах почв (Вайсберг и др., 1979; Верховская и др., 1972; Rathbaum et al., 1979).

Большой вклад в изучение концентраций естественных радионуклидов внесли работы, выполненные группой авторов (Болтнева и др., 1980, 1980а), по районированию территории бывшего Советского Союза на основании данных авиа-гамма-

спектрометрической съемки. Авторы подтвердили и обосновали факт увеличения концентраций естественных радионуклидов с севера на юг, что хорошо согласуется с гипотезой ранее высказанной М.Т.Ястребовым (1958, 1959). Отмеченную широтную зональность авторы обуславливают с существенным различием в почвообразовательных процессах северных и южных регионов, а также минералогическим составом почвообразующих пород. Для западных районов основным является первый фактор, для восточных - второй. По данным Н.Д. Балясного с соавторами (1980), естественная радиоактивность горных почв не связана с их принадлежностью к определенному типу, а выявленная зональность обусловлена радиогеохимическими особенностями почвообразующих пород.

О различиях в содержании отдельных естественных радионуклидов в почвах различных типов свидетельствуют результаты многих исследователей (Балясный и др., 1980; Вайсберг, 1973; Володин и др., 1981; Гиль, 1980; Гродзинский, 1962; Жигарева и др., 1984; Перельман, 1973; Таскаев, 1983).

В семи почвенных образцах Киргизии содержание урана варьировало в пределах $(0,57-1,77) \cdot 10^{-4}\%$; причем коэффициенты варьирования в пределах одного типа почвы составляли 23-79% (Султанбаев, Григорьев, 1974). В другой работе этих же авторов (Григорьев, Султанбаев, 1976) изучалось содержание урана в горных почвах Сусамыра, где отмечается значительное накопление его в торфяно-болотных почвах. Указывается, что торфяно-болотные, темно-каштановые, горно-луговые субальпийские почвы характеризуются несколько повышенным содержанием урана в горизонте А по сравнению с нижележащим горизонтом. В исследованиях Г.Я.Стасьева (1984), также отмечено преимущественное накопление тория-232, радия-226 и калия-40 в верхнем гумусовом слое почвы в сравнении с материнской породой.

Концентрация урана и тория в верхнем слое почв обусловлена физико-химическими свойствами последних. Средняя концентрация этих радионуклидов зависит от содержания в почве органических веществ. Наличие тесной связи между содержанием урана и тория в почвах и гумусом отмечено в исследованиях ряда авторов (Султанбаев, Григорьев, 1979; Султанбаев, Кипкалова, 1979; Баева, Ахундова, 1981). В

почвах, отличающихся повышенным содержанием органического вещества (в черноземно-луговой, болотной и луговой солодах), концентрация урана 1,5-2,0 раза выше, чем в типичном черноземе (Ястребов, 1973). А в перегнойно-аккумулятивном и переходном оглееном горизонтах пойменных лугово-болотных и дерново-луговых почвах содержание этого радионуклида выше, чем в типичном черноземе в 1,8-4,0 раза (Ястребов, 1984). Кроме того, обогащение ураном верхних горизонтов пойменных почв объясняется привносом урана, а также наличием восстановительных условий, создающихся в почвах в период затопления и способствующих фиксации урана.

В гумусе почв может быть сосредоточено до 32% урана-238 от его валового содержания в верхнем горизонте. Максимальное количество урана-238 сорбируется на коллоидах гуминовых и фульвокислот и оксидов железа при pH 5-6 (Landa, 1984). Однако в некоторых почвах этой закономерности не обнаруживается. Например, в дерново-глеевых почвах наблюдается равномерное распределение урана-238 по профилю почв (Шуктомова, 1981), а в некоторых светло-бурых почвах и сероземе со средним и низким содержанием гумуса уран-238 в относительно большом количестве накапливается в нижней части профиля (Султанбаев, Кипкалова, 1979). Таким образом, для урана-238 характерен аккумулятивно-элювиальный тип накопления.

Наиболее высокие концентрации тория-232 отмечены в солодах и солонцах $(10,4-12,2) \cdot 10^{-4}\%$, что обусловлено их расположением в западинах, куда направлен местный сток поверхностных и почвенно-грунтовых вод (Ястребов, 1979).

Общеизвестно значение гранулометрических фракций в распределении радионуклидов в почвенном профиле. Илистая фракция почв характеризуется часто самым высоким содержанием урана-238 как природного, так и техногенного происхождения (Султанбаев, Кипкалова, 1979; Landa, 1984). В зависимости от механического состава почвы в некоторых случаях отмечается прямая корреляционная зависимость между содержанием в почве урана-238 и тория-232 и илистой фракцией (Баранов и др., 1963; Рубцов, Правдина, 1971; Бутник, Ищенко, 1984). Однако чаще всего основным источником урана являются более крупные фракции (0,001-0,1 мм), преоблада-

дающие в механическом составе почв (Султанбаев, Кипкалова, 1979; Шуктомова и др., 1981, 1983).

В.И.Баранов и сотр. (1941, 1963, 1966) приводят данные о содержании тория в разных типах почв, отметив корреляционную зависимость его концентрации от содержания в почвах фракций с размером $<0,01$ и $<0,001$ мм.

Обладающие тонкодисперсным механическим составом почвы, богаты также подвижными соединениями тория (Keil et al., 1974). В некоторых работах отмечено, что не всегда наблюдается возрастание содержания этого радионуклида с уменьшением размера частиц (Landa, 1984).

Согласно данным В.Ф.Дричко (1983) концентрации естественных радионуклидов в разных почвенных фракциях увеличиваются с уменьшением размера частиц менее 1 мкм по отношению к фракции частиц 250-260 мкм составляет: 3,5 - торий-234, 20 - торий-224, 13 - радий-228. Установлен высокий коэффициент корреляции (более 0,8) между площадью внешней поверхности частиц разного размера и концентрациями урана-238, тория-230, радия-226 и свинца-210 в этих фракциях (Дричко, 1983). Зависимость концентраций урана-238 и тория-232 от механического состава почвы также служит подтверждением связи между содержанием естественных радионуклидов и размером частиц в почве (Коган и др., 1976).

В работе Г.Я.Стасьева (1984) отмечено, что наибольшее количество урана-238 сосредоточено в илистой фракции. С уменьшением содержания мелкодисперсных фракций, количество тория-232 уменьшается в 10 раз, а радия-226 и калия-40 - в 3 раза. Показано также, что концентрация урана-238, радия-226 и тория-232 максимальна в илистой фракции почвы (Гродзинский, 1965).

Миграция естественных радионуклидов, попавших в почву, приводит к их перераспределению как по глубине почвы, так и в горизонтальном направлении, определяет поступление их в растения, грунтовые воды и воды водоемов. Механизмы миграции радионуклидов в почвах разнообразны по своей природе. К ним относятся фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термомперенос влаги под действием градиента температур, движение воды по поверхности почвы,

диффузия свободных и адсорбированных ионов, перемещение на мигрирующих коллоидных частицах, роящая деятельность почвенных животных, и наконец хозяйственная деятельность человека (Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990).

Распределение естественных радионуклидов по профилю подзолистых, дерново-подзолистых и черноземных выщелоченных почв примерно одинаково. Уран-238 и торий-232 распределены более равномерно, чем радий-226 и свинец-210. На всех типах почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону относительного накопления радия-226: в подзолистой почве - для пахотного горизонта, а в дерново-подзолистой и черноземе - по всему профилю. Обоedнение верхних горизонтов почвы ураном-238 объясняется более высокой растворимостью его соединений, а следовательно, и более интенсивным его выщелачиванием, чем радий-226 (Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990).

Изучение распределения урана-238 и тория-232 в торфяных почвах верховых и низинных болот показали, что торфяники верховых болот характеризуются крайне низким содержанием урана-238 $[(4-10) \cdot 10^{-6} \%$] и наоборот, торфяники низинных болот характеризуются более высоким содержанием урана-238 $[(0,4-2,0) \cdot 10^{-4} \%$]. Концентрация урана-238 в них близка к содержанию в почвообразующих породах. Содержание тория-232 в верховых и низинных болотах крайне низкое (Вайсберг, 1984).

В почвах Валдайской возвышенности содержится значительное количество (до $10 \cdot 10^{-4} \%$) урана (Володин и др., 1981). Исследованные дерново-карбонатные почвы Санкт-Петербургской области содержали до $2,6 \cdot 10^{-4}$ урана (Алексеев, 1962, 1967). Значительно больше (до $12,7 \cdot 10^{-4} \%$) содержание урана отмечено в почвах Молдавии (Стасьев, 1984).

Средневзвешенные концентрации радия-226, тория-228 и калия-40 в пахотных почвах различных природно-сельскохозяйственных зон Российской Федерации равны 27, 31 и 570 Бк/кг, соответственно (Дричко, Лисаченко, 1984).

Исследования поведения урана-238 и тория-232 в 5 разновидностях дерново-подзолистой почвы, а также в лесной почве и выщелоченном черноземе показало, что содержание урана-238 в зависимости от свойств почв колебалось в пределах 18-39 Бк/кг, а тория-232 - 13-43 Бк/кг почвы (Жигарева и др., 1984).

В почвах виноградарских районов западной Грузии (перегнойно-карбонатные, аллювиальные, подзолистые и бурые лесные почвы) содержание радия-226 колеблется в пределах $(2,3-12,0) \cdot 10^{-11}\%$, тория-232 - $(0,25-9,1) \cdot 10^{-4}\%$ и калия-40 - $(2,8-3,2) \cdot 10^{-4}\%$. Указывается, что содержание радия-226 в почвах коррелирует с содержанием в них P_2O_5 и K_2O . Содержание тория-232 в почвах коррелирует с количеством гумуса и K_2O , а концентрация калия-40 находится в зависимости только от концентрации K_2O почвы (Мгеладзе и др., 1984).

В почвах Белоруссии концентрация урана-238 колеблется в пределах 1,0-12,8 Бк/кг, в среднем 6,0 Бк/кг. Средняя концентрация тория-232 в почвах несколько выше, чем урана-238 (до 6,9 Бк/кг). Общей закономерностью распределения урана-238 и тория-232 является четко выраженное уменьшение их с севера на юго-запад. Концентрация радия-226 в почвах выше содержания урана и тория (в среднем 45,9 Бк/кг). В почвах наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону радия (Кузнецов и др., 1986).

Концентрация урана-238 в почвах Молдавии колеблется в пределах 16,2-45,7 Бк/кг, составляя в среднем 26,6 Бк/кг. Наибольшее количество радионуклида сосредоточено в илистой фракции. Концентрация тория-232 варьирует от 25,1 до 41,6 Бк/кг, составляя в среднем 34,3 Бк/кг. Концентрация радия-226 изменяется от 12,8 до 46,6 Бк/кг, а среднее значение равно 35,1 Бк/кг. Радиоактивность почв обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней калия-40, на долю которого приходится 84% (Кузнецов и др., 1986). Из представленных результатов видно, что концентрация урана-238 и тория-232 в почвах Молдавии выше, чем в почвах Белоруссии.

В последние годы в литературе большое внимание уделяется изучению миграции естественных радионуклидов в почвах, в связи с тем, что интенсивное развитие атомной энергетики, а также значительный рост химизации земледелия неизбежно ведут к увеличению концентрации естественных радионуклидов в почвенном покрове (Алексахин, 1975; Гращенко и др., 1977; Дричко, 1975; Карабаджак и др., 1981; Мель, 1979). В первом случае это происходит в результате ветрового рассеяния промышленных отходов с повышенной концентрацией естест-

венных радионуклидов, а во втором из-за повышенного содержания радионуклидов в фосфорных удобрениях при производстве их из фосфоритов (Источники и действие ионизирующей радиации, 1978; Gessel, Prichard, 1975).

В исследованиях В.С.Мгеладзе и др. (1984) отмечается, что содержание радия-226 в пахотных почвах Западной Грузии примерно 1,3-1,5 раза больше, чем на целине. Этот факт авторы связывают с внесением фосфорных удобрений.

Длительное применение минеральных удобрений в дерново-подзолистой почве увеличило содержание урана от $0,9 \cdot 10^{-4}\%$ до $1,3 \cdot 10^{-4}\%$. Содержание радия-226 также увеличивается под влиянием удобрений, но в меньшей степени, чем урана. Содержание тория в почве практически не изменяется от применения удобрений (Хомич, Марцуль, 1986).

Суммируя все вышеизложенное особо следует отметить, что в настоящее время наши знания о роли минеральных удобрений в загрязнении окружающей среды естественными радионуклидами относительно полны. Вместе с тем некоторые исследователи склонны считать, что при современных масштабах применения их они не могут быть существенным источником загрязнения окружающей среды. Однако увеличение содержания радиоактивных веществ в биосфере при неправильном использовании и применении минеральных удобрений под посевы в высоких дозах, особенно эрозионно-опасных зонах и в районах интенсивного ведения сельскохозяйственного производства, заставляет уделять серьезное внимание на указанную проблему.

Процесс поступления естественных радионуклидов, в особенности урана-238 и тория-232, в растения, очень сложный и зависит от целого ряда взаимосвязанных факторов. Немалый вклад внесли обобщающие работы Д.П.Малюги (1965), А.Л.Ковалевского (1966) и Д.М.Гродзинского (1965).

Основная часть имеющихся сведений о содержании и распределении естественных радионуклидов относится к дикорастущим видам растительности. Лишь в последние годы появились работы о накоплении естественных радионуклидов сельскохозяйственными культурами (Мордберг и др., 1976, 1977; Коновалова и др., 1979; Прохоров и др., 1979; Жигарева и др., 1984). Установлено, что наиболее миграционноспособ-

ными естественными радионуклидами в звене почва-растение являются радий-226 и уран-238, а наименее - торий-232. В вегетативных органах и корнях радионуклиды накапливаются значительно больше, чем в продуктивных частях урожая (зерно, корнеплоды).

Размеры перехода естественных радионуклидов в растения определяются концентрациями их в почве. В некоторых работах (Волкова и др., 1974; Дричко и др., 1976) указывается, что концентрация радия-226, полония-210 и тория-232 в растениях увеличивается с возрастанием их концентраций в почве. Однако в некоторых работах такой зависимости не обнаруживается. Так в работе И.Г.Кочан (1986) показано, что интенсивность накопления урана-238 картофелем достоверно убывает с увеличением валового содержания радионуклида в почве. Как указывает автор, абсолютное содержание урана в клубнях картофеля тесно связано с совокупностью подвижных форм радионуклида в почве. О наличии обратной корреляционной связи между накоплением урана-238 в растениях и его концентрацией в почвах также указывается в работе А.П.Ма-кеева и др. (1984).

Концентрация урана-238 и тория-232 в сельскохозяйственных культурах зависит не только от их концентрации в почве, но и от типа почв. В зависимости от типа почв коэффициент накопления колеблется более чем в 10 раз (табл. 46).

Таблица 46

Концентрация и коэффициенты накопления урана-238 и тория-232 в сельскохозяйственных культурах на разных типах почв (Стасьев, 1986)

| Тип, подтипы почв | Культура | Уран-238 | | Торий-232 | |
|-----------------------------------|-------------------|----------|--------------------------|-----------|--------------------------|
| | | Бк/кг | КН, $n \cdot 10^{-3}$ | Бк/кг | КН, $n \cdot 10^{-3}$ |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Серая лесная тяжелосуглинистая | Озимая пшеница | 0,04 | 0,4 | 0,02 | 0,5 |
| | | 0,42 | 4,0 | 0,17 | 4,0 |

Продолжение табл. 46

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|---|----------------|------|------|-------|------|
| " " | Кукуруза | - | - | 0,004 | 0,1 |
| | | - | - | 0,25 | 7,0 |
| Чернозем выщелоченный мощный тяжелосуглинистый | Озимая пшеница | - | - | 0,01 | 0,3 |
| | | - | - | 0,07 | 3,0 |
| Чернозем обыкновенный средний тяжелосуглинистый | Озимая пшеница | 0,10 | 1,0 | 0,02 | 0,6 |
| | | 0,30 | 2,0 | 0,49 | 14,0 |
| | Кукуруза | - | - | 0,004 | 1,0 |
| | | - | - | 0,45 | 12,0 |
| Чернозем карбонатный мощный тяжелосуглинистый | Озимая пшеница | 0,20 | 3,0 | 0,01 | 0,5 |
| | | 0,50 | 6,0 | 0,54 | 16,0 |
| | Кукуруза | - | - | 0,004 | 0,2 |
| | | - | - | 0,35 | 10,0 |
| Чернозем обыкновенный мощный тяжелосуглинистый | Кукуруза | 0,07 | 0,6 | 0,004 | 0,1 |
| | | 1,25 | 12,0 | 0,47 | 12,0 |

Примечание: Числитель - основная продукция, знаменатель - побочная продукция.

Накопление естественных радионуклидов в растениях зависит от таких агрохимических характеристик почв, как содержание органического вещества, pH среды, содержание обменного кальция. С увеличением в почве указанных характеристик концентрация естественных радионуклидов в растениях уменьшается (Архипов и др., 1984). Аналогичные результаты были получены Ю.М.Ходоровским и др. (1984), где показано, что в травостое на почвах с относительно низкой кислотностью и высоким содержанием обменного кальция накапливается более низкое содержание урана-238.

В исследованиях А.П.Макеева (1984) найдена отрицательная зависимость между концентрацией урана-238 и такими показателями почв, как емкость поглощения, содержание гумуса и pH почвенного раствора (коэффициенты корреляции соответственно равны -0,68, -0,63, и -0,54).

Накопление урана-238 и тория-232 в растениях зависит от вида последних и может изменяться в 10-100 раз. Минимальные концентрации радионуклидов в различных культурах наблюдаются, как правило, в основной продукции (табл. 47).

Таблица 47

**Концентрация и коэффициенты накопления урана-238
тория-232 в сельскохозяйственных культурах
(Стасьев, 1986)**

| Культура | Часть растений | Уран-238 | | Торий-232 | |
|----------------------------|----------------|----------|---------------------|-----------|---------------------|
| | | дБк/кг | КН, $\cdot 10^{-2}$ | дБк/кг | КН, $\cdot 10^{-2}$ |
| Озимая рожь | Зерно | 0,29 | 0,56 | 0,82 | 0,56 |
| | Солома | 1,08 | 2,13 | 2,21 | 1,05 |
| Яровая пшеница | Зерно | 0,50 | 0,83 | 0,45 | 0,30 |
| | Солома | 1,80 | 3,24 | 1,85 | 1,15 |
| Ячмень | Зерно | 0,29 | 0,70 | 0,74 | 0,53 |
| | Солома | 0,97 | 2,50 | 2,13 | 1,30 |
| Овес | Зерно | 0,43 | 0,90 | 0,41 | 0,50 |
| | Солома | 1,97 | 4,91 | 2,17 | 1,56 |
| Картофель | Клубни | 0,61 | 1,58 | 1,15 | 0,98 |
| | Ботва | 7,02 | 12,70 | 9,39 | 7,96 |
| Сахарная свекла | Корнеплоды | 4,21 | 13,50 | 2,42 | 1,70 |
| | Ботва | 13,36 | 38,60 | 14,33 | 9,68 |
| Однолетние сеяные травы | Сено | 1,58 | 3,73 | 2,50 | 2,84 |
| Многолетние злаковые травы | Сено | 2,09 | 6,36 | 1,72 | 3,27 |
| Разнотравье | Сено | 3,89 | 6,94 | 3,16 | 3,53 |
| Клевер | Сено | 2,12 | 3,92 | 3,20 | 2,41 |
| Люцерна | Сено | 4,64 | 9,50 | 1,80 | 0,97 |
| Кукуруза | Зеленая масса | 1,84 | 3,32 | 1,89 | 1,51 |

Примечание: 1 дБк/кг = 10 Бк/кг.

5.3. Концентрация естественных радионуклидов в почвах Азербайджана

В Азербайджане подобные работы проводились эпизодически. Лишь в Институте почвоведения и агрохимии, а также в Институте географии АН Азербайджана под руководством академика Г.А.Алиева велись работы по изучению концентрации отдельных естественных радионуклидов в отдельных типах почв (Баева, Ахундова, Гюльяхмедов, 1969; Алиев, Ниязов, 1981).

Наблюдения за распределением и миграцией естественных радионуклидов в почвенном покрове Азербайджана проводились в различных регионах республики: в зоне сухих степей Малого Кавказа, в горной зоне Малого Кавказа, в Ленкоранской области, на Кура-Араксинской низменности, в области Большого Кавказа и на территории Нахичеванской Автономной Республики. Указанные регионы различаются между собой по высоте расположения над уровнем моря (от нулевой горизонтали до 3000 м).

Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах сухих степей Малого Кавказа носит сложный характер. Так, содержание урана-238 в почвах изменяется в пределах 1,4-2,8 сБк/г, а средняя концентрация его составляет 2,2 сБк/г. Разница между минимальными и максимальными значениями - в 2 раза. Минимальная концентрация этого радионуклида наблюдается в каштановых (серо-коричневых) почвах, занятых под пшеницей (табл. 48, разрез 204). Максимальной концентрацией урана-238 отличаются гажевые почвы (разрезы 509 и 510). Средняя концентрация радия-226 в почвах региона равна 1,3 сБк/г, при колебаниях от 1,2 до 1,4 сБк/г. Как видно, больших различий в содержании радия-226 в почвах сухих степей не наблюдается. Концентрация полония-210 в почвах изменяется от 1,5 до 2,7 сБк/г, составляя в среднем 2,1 сБк/г. Максимальная концентрация полония-210 характерна для каштановых (серо-коричневых) почв, занятых под кукурузой (разрез 202). Содержание тория-232 в почвах сухих степей варьировало от 1,3 до 2,0 сБк/г и в среднем составляло 1,8 сБк/г. Значения концентраций тория-228 в почвах довольно близкие (1,2-1,5 сБк/г) и в среднем составляет 1,4 сБк/г.

Таблица 48

**Средняя концентрация естественных радионуклидов
в почвах сухих степей Малого Кавказа
(среднее по профилю почв)**

| Почва, уголье и № разреза | ^{238}U | ^{226}Ra | ^{210}Po | ^{232}Th | ^{228}Th | ^{40}K | ^{226}Ra | ^{228}Th |
|---|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| | сБк/г | | | | | | ^{238}U | ^{232}Th |
| Каштановая (серо-корич- невая) сугли- нистая, под кукурузой (202) | 2,1 | 1,4 | 2,7 | 1,8 | 1,5 | 25,0 | 0,66 | 0,83 |
| Каштановая (серо-корич- невая) легко- суглинистая, под пше- ницей (204) | 1,4 | 1,2 | 1,5 | 1,3 | 1,2 | 25,9 | 0,85 | 0,92 |
| Каштановая (серо-корич- невая) на карбонатном делювии, под люцерной (504) | 2,1 | - | - | 2,0 | - | 39,3 | - | - |
| Каштановая (серо-корич- невая) гаже- вая, старона- хотная (509) | 2,8 | - | - | 2,3 | - | 35,0 | - | - |
| Каштановая (серо-корич- невая) гаже- вая, под яч- менем (510) | 2,7 | - | - | 1,5 | - | 47,6 | - | - |
| Колебания | 1,4-2,8 | 1,2- 1,4 | 1,5-2,7 | 1,3-2,3 | 1,2-1,5 | 25,0- 47,6 | 0,66- 0,85 | 0,83- 0,92 |
| Среднее | 2,2 | 1,3 | 2,1 | 1,8 | 1,4 | 34,5 | 0,75 | 0,87 |

Следует отметить, что в почвах сухих степей Малого Кавказа в ряду урана радиоактивное равновесие нарушено в пользу

урана. Причиной этого явления может быть то, что многолетнее окультуривание почвы в условиях сухих степей Малого Кавказа могло приводить к некоторой припашке в пахотный слой пород из нижележащих горизонтов, в которых накапливается уран. Внесение минеральных удобрений изменяет химические свойства почвы, способствует подвижности радия-226. Все эти процессы могут приводить к накоплению в пахотном горизонте урана.

Радиоактивное равновесие также нарушено между генетически связанными радионуклидами тория (между торием-232 и торием-228). Средняя концентрация тория-228 в почвах ниже средней концентрации тория-232 на 22,3% (см. табл. 48). Из данных таблицы также следует, что концентрация калия-40 в почвах сухих степей изменяется в пределах 25,0-47,6 сБк/г. Максимальная концентрация калия-40 характерна для каштановых (серо-коричневых) гажевых почв под ячменем (разрез 510). Основной вклад в суммарную радиоактивность почвы сухих степей Малого Кавказа вносит калий-40.

На рисунке 16, на примере каштановых (серо-коричневых) почв, показано распределение естественных радионуклидов по профилю почв сухих степей Малого Кавказа. Из рисунка следует, что в вертикальном распределении урана-238 наблюдается два максимума содержания радионуклида: в верхнем гумусовом и иллювиальном горизонтах. Аналогичные максимумы наблюдаются и в распределении полония-210. Максимальное содержание радия-226 наблюдается в нижних горизонтах. Характер распределения тория-232 и тория-228 по профилю почв идентичен, т.е. максимум накопления радионуклидов происходит в верхнем 10-см слое, снижается в средней части почвенного профиля, далее их концентрация постепенно увеличивается с глубиной. Концентрация калия-40 сравнительно равномерно распределена по профилю почв.

Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах горной зоны Малого Кавказа исследовалось на примере горно-луговых дерновых почв (табл. 49). Как видно из данных таблицы, что средняя концентрация радия-226 в этих почвах составляет 1,4 сБк/г. В распределении этого радионуклида по профилю почв наблюдается два максимума. Средняя концентрация полония-210 в 2 с лишним раза выше концентрации

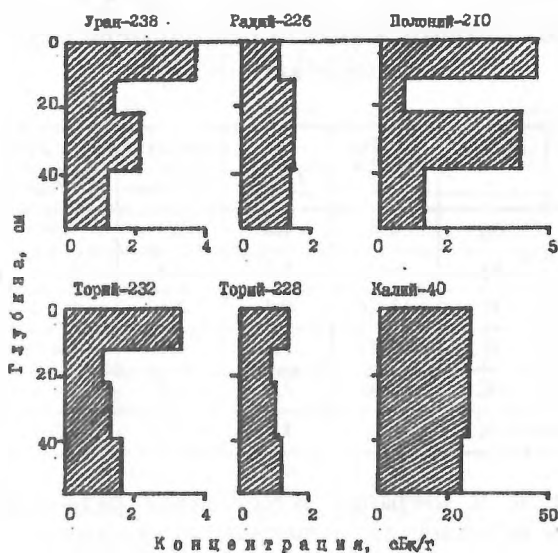


Рис. 16. Распределение естественных радионуклидов по профилю каштановых (серо-коричневых) почв сухих степей Малого Кавказа.

радия-226 и составляет 3,2 сБк/г. Максимальное его накопление наблюдается в верхнем дерновом горизонте, которое резко уменьшается с глубиной. Следует отметить, что концентрация полония-210 в верхнем дерновом горизонте почв превосходит концентрацию радия-226 в 6 раз. Отсутствие явной связи между избытком полония-210 и содержанием радия-226 в дерновом горизонте почв указывает на вероятность накопления полония-210 в дернине из атмосферных выпадений. Среднее содержание калия-40 в почвах составляет 28,3 сБк/г, которое на 16,3% ниже средней концентрации калия-40 в почвах сухих степей Малого Кавказа. Средняя концентрация калия-40 примерно в 20 раз превосходит среднюю концентрацию радия-226.

Таблица 49

Концентрация естественных радионуклидов в почвах горной зоны Малого Кавказа (на примере горно-луговых дерновых почв)

| Почва, № разреза | Горизонт | Глубина, см | Радионуклиды, сБк/г | | | |
|---------------------------------|----------------|----------------|---------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| | | | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Po | ²²⁸ Th | ⁴⁰ K |
| Горно-луговая дерновая (203) | А _д | 0-6 | 1,2 | 7,7 | 1,8 | 27,4 |
| | А ₁ | 6-15 | 1,7 | 3,5 | 2,3 | 25,5 |
| | В | 15-31 | 0,9 | 2,1 | 1,8 | 30,7 |
| | В | 31-43 | 1,7 | 1,1 | 1,4 | 30,7 |
| | ВС | 43-58 | 1,6 | 1,5 | 1,7 | 27,4 |
| Среднее | | | 1,4 | 3,2 | 1,8 | 28,3 |

Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах Кура-Араксинской низменности изучалось в лугово-болотных, сероземно-луговых пахотных почвах и луговых солончаках (табл. 50). Как видно из данных таблицы, концентрация урана-238 в почвах данного региона колеблется от 2,5 до 4,3 сБк/г. Максимальным содержанием этого радионуклида отличается луговой солончак (разрез 508). Сероземно-луговые пахотные почвы (разрез 506) характеризуются значительно меньшим содержанием урана-238, чем солончак луговой и лугово-болотные почвы. Концентрация тория-232 в почвах изменяется в пределах 1,7-2,7 сБк/г. Наименьшим содержанием тория-232 характеризуются лугово-болотные почвы и солончак луговой. Несколько повышенным содержанием этого радионуклида отличаются сероземно-луговые пахотные почвы. Причиной повышенной концентрации тория-232 может быть ежегодное внесение минеральных (особенно фосфорных) удобрений на сельскохозяйственные угодья. Содержание калия-40 в почвах исследуемой территории распределено сравнительно равномерно. Сероземно-луговые пахотные почвы характеризуются более высоким содержанием калия-40 (до 52,7 сБк/г), чем лугово-болотные почвы и луговой солончак (до 46,0 сБк/г).

Таблица 50

Средняя концентрация естественных радионуклидов в почвах Кура-Араксинской низменности (среднее по профилю почв)

| Почва, угодья и № разреза | Радионуклиды, сБк/г | | |
|--------------------------------------|---------------------|-------------------|-----------------|
| | ^{238}U | ^{232}Th | ^{40}K |
| Лугово-болотная (507) | 3,6 | 1,7 | 31,6 |
| Солончак луговой (508) | 4,3 | 2,2 | 46,0 |
| Сероземно-луговая, пашня (506) | 2,5 | 2,7 | 34,6 |
| Сероземно-луговая, под люцерной (16) | - | - | 43,7 |
| Сероземно-луговая, под пшеницей (1) | - | - | 42,3 |
| Сероземно-луговая, под ячменем (9) | - | - | 52,7 |
| Колебания | 2,5-4,3 | 1,7-2,7 | 31,6-52,7 |
| Среднее | 3,5 | 2,2 | 41,2 |

В распределении естественных радионуклидов по профилю почв наблюдается следующая закономерность: в почвах региона уран-238 концентрируется, в основном, в иллювиальном горизонте. Аналогично урану-238, максимальное количество тория-232 накапливается в нижнем иллювиальном горизонте почв. Причиной этого, очевидно, является промывной или временно-промывной водный режим лугово-болотных почв и луговых солончаков, обуславливающий миграцию этих радионуклидов из верхних горизонтов и накопление их в иллювиальном горизонте почв. В работе А.В.Кузнецова и др. (1986) также преобладающее количество урана-238 обнаруживается в нижнем иллювиальном горизонте. Концентрирование урана-238 и тория-232 в нижних горизонтах также наблюдается в сероземно-луговых пахотных почвах. В результате ежегодного внесения фосфорных удобрений и перепахивания почв на глубину 30 см, возможно, происходит накопление указанных радионуклидов в нижних горизонтах почв. Концентрация калия-40 сравнительно равномерно распределяется по профилю всех исследованных почв (рис. 17).

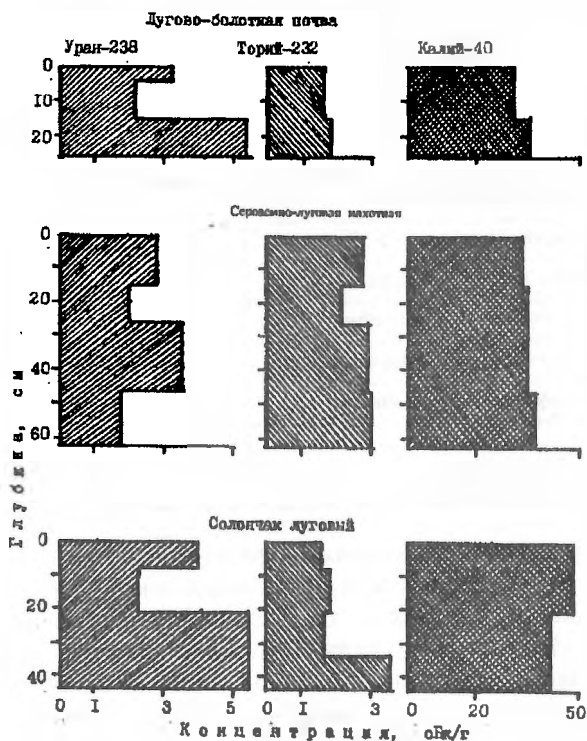


Рис. 17. Распределение естественных радионуклидов по профилю почв Кура-Араксинской низменности.

Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах Ленкоранской области изучались в коричневых выщелоченных, лугово-наносных, желтоземно-подзолистых глеевых, горно-лесных дерновых и в каштановых почвах. Концентрация урана-238 в почвах данного региона варьирует в широких пределах (от 2,0 до 7,3 сБк/г) (табл. 51). Крайние значения концентрации урана-238 в почвах различаются более чем в три раза. Максимальная концентрация этого радионуклида обнаружена в лугово-наносной почве (разрез 501). Концент-

рация тория-232 в почвах области близкие (2,9-3,8 сБк/г). Лугово-наносная почва также отличается максимальным содержанием тория-232. Почвы Ленкоранской области содержат значительно больше калия-40, нежели почвы других изученных регионов республики. Концентрация этого радионуклида в почвах области изменяется в пределах 56,3-93,8 сБк/г. Максимальной концентрацией этого радионуклида отличаются желтоземно-подзолистые глеевые почвы Ленкоранского района (разрезы 502 и 157).

Таблица 51

**Распределение естественных радионуклидов в почвах
Ленкоранской области**

| Почва, № раз- реза | Горизонт | Глубина, см | Радионуклиды, сБк/г | | |
|--|------------------|----------------|---------------------|-------------------|-----------------|
| | | | ²³⁸ U | ²³² Th | ⁴⁰ K |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Коричневая выщелоченная (500) | A _{пах} | 0-9 | 2,0 | 3,3 | 66,6 |
| | A _{пах} | 9-21 | 2,1 | 2,6 | 65,9 |
| | A _I | 21-32 | 2,2 | 3,1 | 66,2 |
| | B _I | 32-42 | 2,4 | 2,0 | 65,9 |
| | B _I | 42-53 | 2,0 | 3,4 | 67,0 |
| Среднее | | | 2,1 | 2,9 | 66,3 |
| Лугово-нанос- ная (501) | Найлок | 0-9 | 8,0 | 4,7 | - |
| | AC | 9-20 | 9,1 | 4,0 | - |
| | AC | 20-26 | 4,7 | 2,7 | - |
| Среднее | | | 7,3 | 3,8 | - |
| Желтоземно-под- золистая глее- вая (502) | A _{пах} | 0-7 | 3,1 | 2,7 | 84,0 |
| | A _{пах} | 7-18 | 2,5 | 3,2 | 89,2 |
| | A _I | 18-27 | 1,8 | 3,4 | 84,0 |
| | B | 27-37 | 2,9 | 3,4 | 71,8 |
| Среднее | | | 2,6 | 3,2 | 82,3 |

Продолжение табл. 51

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--------------------------------------|------------------|-------|---------|---------|-----------|
| Желтоземно-подзолистая глеевая (157) | A _{пах} | 0-20 | 3,2 | 2,8 | 111,7 |
| | A _I | 20-40 | 2,2 | 2,9 | 72,9 |
| | B | 40-54 | 2,3 | 3,0 | 96,9 |
| Среднее | | | 2,6 | 2,9 | 93,8 |
| Горно-лесная дерновая (158) | A _д | 0-9 | 2,4 | 3,6 | - |
| | A _I | 9-31 | 1,9 | 3,6 | - |
| | B | 31-55 | 1,9 | 4,5 | - |
| | BC | 55-70 | 1,7 | 3,2 | - |
| Среднее | | | 2,0 | 3,7 | - |
| Каштановая старопашотная (503) | A _{пах} | 0-12 | 3,3 | 3,8 | - |
| | A | 12-36 | 2,6 | 3,3 | - |
| | B | 36-52 | 3,5 | 3,5 | - |
| Среднее | | | 3,1 | 3,5 | - |
| Колебания | | | 2,0-7,3 | 2,9-3,8 | 66,3-93,8 |
| Среднее | | | 3,3 | 3,3 | 80,7 |

По профилю почв естественные радионуклиды изменяются по-разному. Максимальная концентрация урана-238 в желтоземно-подзолистых глеевых почвах (разрезы 502 и 157) содержится в верхнем гумусовом горизонте, а в коричневых выщелоченных и лугово-наносных почвах - средней части почвенного профиля. В горно-лесных дерновых почвах высокое содержание урана-238 встречается в дерновом горизонте, а в каштановых старопашотных почвах - в иллювиальном горизонте. Максимальная концентрация тория-232 в лугово-наносной почве содержится в верхнем илистом горизонте. Накопление как урана-238, так и тория-232 в верхних горизонтах лугово-наносной почвы происходит с поверхностным стоком, а также дополнительным привносом с механическими взвешями (наилками). С глубиной их концентрация в этой почве резко снижается. В коричневых выщелоченных и желтоземно-подзолистых глеевых почвах концентрация тория-232 сравнительно

равномерно распределяется по профилю. Еще более равномерно распределен по профилю коричневых выщелоченных (разрез 500) и желтоземно-подзолистых глеевых (разрез 502) почв калий-40. Самое высокое содержание калия-40 наблюдается в верхнем гумусовом горизонте желтоземно-подзолистых глеевых почв (до 111,7 сБк/г). С глубиной его концентрация в этих почвах снижается (см. табл. 51).

Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах Большого Кавказа изучались на серо-бурых почвах Апшерона и горно-лесных выщелоченных почвах Закатальского района. Концентрация урана-238 в почвах исследованного региона изменяется в пределах 1,0-2,0 сБк/г, при средней концентрации 1,4 сБк/г (табл. 52). Высокое содержание его характерно для серо-бурых почв, занятых под ячменем (разрез 201). Среднее содержание радия-226 в почвах составляет 2,2 сБк/г при небольшом варьировании (1,9-2,6 сБк/г). Высоким содержанием этого радионуклида характеризуется горно-лесные выщелоченные почвы (разрез 205). Средняя концентрация полония-210 несколько выше, чем концентрация двух предыдущих радионуклидов. Наиболее высокое содержание полония-210 также наблюдается в горно-лесных выщелоченных почвах. Концентрация тория-232 в почвах сильно варьирует (от 1,2 до 3,8 сБк/г). Аналогично предыдущим двум радионуклидам, высокое содержание этого радионуклида обнаружено в горно-лесных выщелоченных почвах. Концентрация калия-40 в почвах изменяется в пределах 35,0-63,3 сБк/г. В почвах наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону радия.

Таблица 52

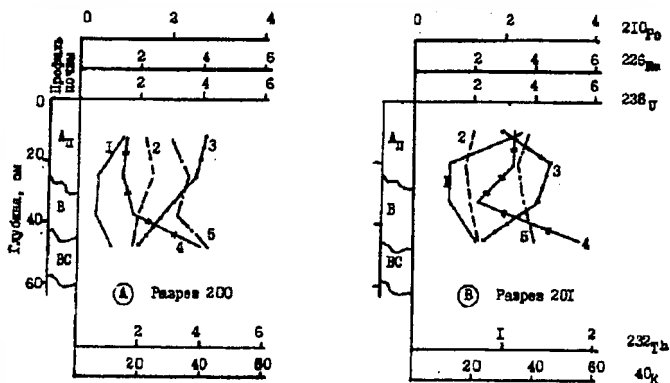
**Концентрация естественных радионуклидов в почвах
Большого Кавказа (среднее по профилю почв)**

| Почва, угодья и № раз- реза | Радионуклиды, сБк/г | | | | |
|-------------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| | ^{238}U | ^{226}Ra | ^{210}Po | ^{232}Th | ^{40}K |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Серо-бурая, под пше- ницей (200) | 1,0 | 2,1 | 1,8 | 2,2 | 35,0 |

| Продолжение табл. 52 | | | | | |
|---------------------------------|---------|---------|---------|---------|-----------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Серо-бурая, под ячменем (201) | 2,0 | 1,9 | 2,3 | 1,2 | 36,5 |
| Горно-лесная выщелоченная (205) | 1,1 | 2,6 | 2,9 | 3,8 | 63,3 |
| Колебания | 1,0-2,0 | 1,9-2,6 | 1,8-2,9 | 1,2-3,8 | 35,0-63,3 |
| Среднее | 1,4 | 2,2 | 2,3 | 2,4 | 44,9 |

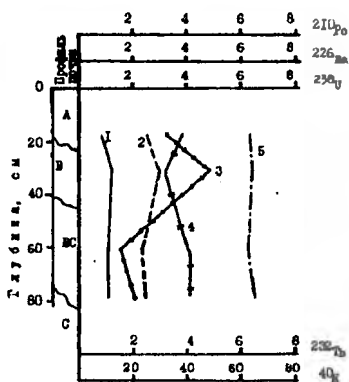
Распределение естественных радионуклидов по профилю почв носит сложный характер. Так, в серо-бурых почвах уран-238 концентрируется в верхнем гумусовом горизонте, с глубиной его содержание резко снижается. Для горно-лесных выщелоченных почв характерно некоторое обеднение верхнего гумусового горизонта этим радионуклидом. В этих почвах уран-238 накапливается в нижних горизонтах почвенного профиля. В серо-бурых пахотных почвах радий-226 распределен сравнительно равномерно по профилю, чего нельзя сказать о горно-лесных выщелоченных почвах. В последних радий-226, в основном, концентрируется в иллювиальном горизонте. Большая часть полония-210 во всех почвах региона накапливается в верхнем 30-см слое, с глубиной концентрация которого снижается постепенно. Характер распределения тория-232 по профилю почв несколько иной, чем для предыдущих радионуклидов. Он выносится их верхних горизонтов, аккумулируется в нижних. По профилю всех обследованных почв распределение калия-40 достаточно равномерное (рис. 18 и 19).

Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах Нахичеванской Автономной Республики изучалось по вертикальной зональности. Средняя концентрация урана-238 в почвах региона составляет 1,6 сБк/г, при колебаниях 1,4-1,8 сБк/г (табл. 53). Почвы низменных (разрез 150) и предгорных (разрез 151) районов содержат несколько меньшее количество урана-238, чем почвы горных районов (разрезы 152 и 153). В сероземных почвах максимальное накопление этого радионуклида наблюдается в иллювиальном горизонте, в горно-коричневых остепненных - в верхнем гумусовом горизонте (рис. 20); а в горно-лесных коричневых почвах высокое содержание



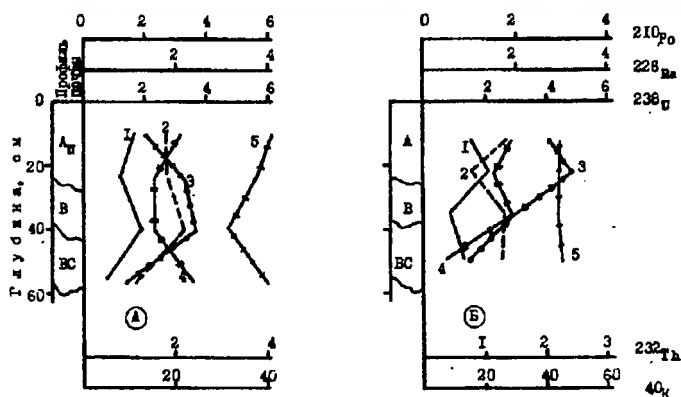
1 - Уран-238, 2 - Радий-226, 3 - Полоний-210, 4 - Торий-232, 5 - Калий-40

Рис. 18. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю серо-бурых почв Апшерона.



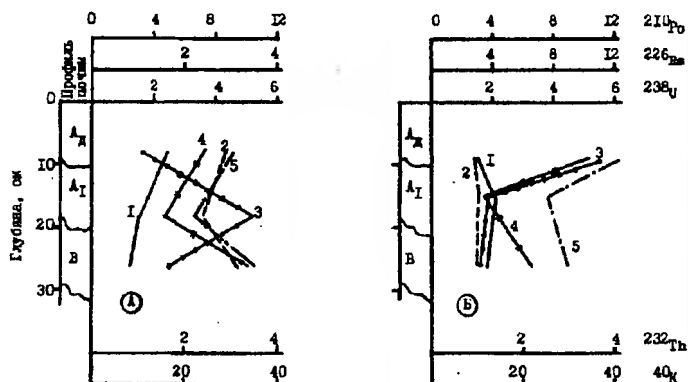
1 - Уран-238, 2 - Радий-226, 3 - Полоний-210, 4 - Торий-232, 5 - Калий-40

Рис. 19. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю горно-лесных выщелоченных почв Большого Кавказа.



1 - Уран-238, 2 - Радий-226, 3 - Полоний-210, 4 - Торий-232, 5 - Калий-40

Рис. 20. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю сероземных (А) и горно-коричневых-остепененных (Б) почв Нахичеванской Автономной Республики.



1 - Уран-238, 2 - Радий-226, 3 - Полоний-210, 4 - Торий-232, 5 - Калий-40

Рис. 21. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю горно-лесных коричневых (А) и горно-лугово-степных (Б) почв Нахичеванской Автономной Республики.

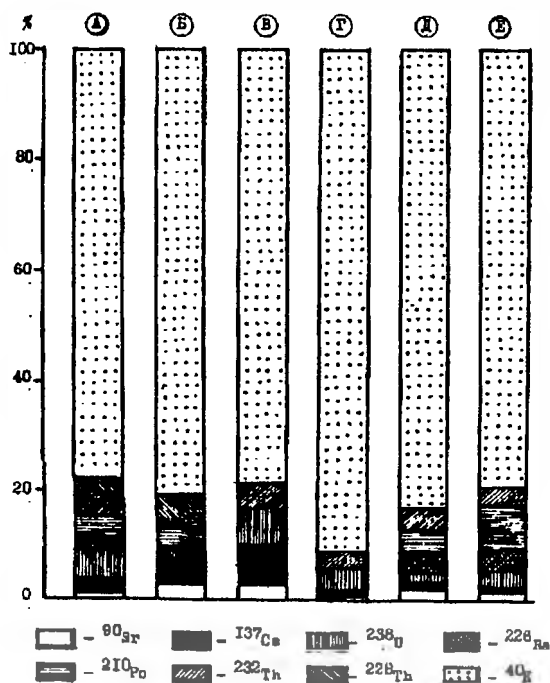
урана-238 найдено в верхнем дерновом горизонте (рис. 21). Средняя концентрация радия-226 в почвах региона колеблется примерно в 2 раза (1,5-2,9 сБк/г). Почвы горных районов также отличаются высоким содержанием этого радионуклида, чем почвы низменных и предгорных районов. Следует отметить, что на всех исследованных типах почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону относительного накопления радия.

Средняя концентрация полония-210 в почвах этого региона колеблется в пределах 2,2-6,0 сБк/г. Верхние горизонты почв, в основном, обогащены этим радионуклидом. Высоким содержанием этого радионуклида характеризуются горно-лесные выщелоченные и горно-лугово-степные почвы. Концентрация тория-232 колеблется в пределах 1,1-2,4 сБк/г. Максимальное содержание этого радионуклида обнаруживается в нижних горизонтах сероземных и горно-лесных коричневых почв. Обогащены этим радионуклидом средние горизонты горно-лесных коричневых и горно-лугово-степных почв. Средняя концентрация калия-40 в обследованных почвах близкие (31,8-44,2 сБк/г). Наибольший вклад в общую радиоактивность почв изучаемого региона вносит калий-40 (см. табл. 53).

Таблица 53

Средняя концентрация естественных радионуклидов в почвах Нахичеванской Автономной Республики (средняя по профилю почв)

| Почва, угодья и № раз-реза | Радионуклиды, сБк/г | | | | |
|------------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| | ²³⁸ U | ²²⁶ Ra | ²¹⁰ Po | ²³² Th | ⁴⁰ K |
| Серозем пахотный (150) | 1,4 | 1,7 | 2,6 | 1,8 | 37,4 |
| Горно-коричневая остеп-неная (151) | 1,4 | 1,5 | 2,2 | 1,1 | 44,2 |
| Горно-лесная коричне-вая (152) | 1,7 | 2,8 | 6,0 | 2,4 | 42,4 |
| Горно-лугово-степная (153) | 1,8 | 2,9 | 5,4 | 2,3 | 31,8 |
| Колебания | 1,4-1,8 | 1,5-2,9 | 2,2-6,0 | 1,1-2,4 | 31,8-44,4 |
| Среднее | 1,6 | 2,4 | 4,0 | 2,2 | 38,9 |



А - Сухая степь Малого Кавказа, Б - Горная зона Малого Кавказа, В - Кура-Араксинская низменность, Г - Ленкоранская область, Д - Большой Кавказ, Е - Нахичеванская Автономная Республика.

Рис. 22. Вклад искусственных и естественных радионуклидов в общую радиоактивность почв различных регионов (%).

Результаты исследований показали, что концентрация естественных радионуклидов в почвах республики колеблется в значительных пределах и не зависит друг от друга. Четких различий между пахотными и целинными почвами по содержанию естественных радионуклидов не наблюдается, хотя по литературным сведениям в пахотных почвах естественных

радионуклидов, как правило, больше, чем в целинных (Кузнецов и др., 1986).

Известно, что на концентрацию естественных радионуклидов в почве влияют некоторые агрохимические свойства почв (Кузнецов и др., 1986). Изучение связи между содержанием некоторых естественных радионуклидов агрохимическими свойствами почв в нашей лаборатории показано наличие корреляционной зависимости между этими показателями. Так, распределение урана-238 по профилю почв хорошо согласуется с распределением кальция, обменного калия и подвижного фосфора, между которыми установлена отрицательная корреляционная зависимость. Обратная зависимость также отмечена между концентрацией тория-232 и содержанием обменного калия, кальция и фосфора в профилях почв (Гюлалиев, 1991).

Обобщенные результаты изучения концентраций искусственных и естественных радионуклидов в почвах различных регионов республики приводятся на рисунке 22. Как видно из представленного рисунка, в период проведения исследований основной вклад в общую радиоактивность почв вносят естественные радионуклиды, наибольший среди которых вносит калий-40 (от 77 до 90%). Искусственные радионуклиды составляют от 2 до 10% от общей радиоактивности почв.

5.4. Формы нахождения урана-238 и тория-232 в почвах

Миграция и подвижность урана-238 и тория-232 в значительной степени определяются их состоянием в системе почва-растение. Данные, посвященные изучению различных форм урана-238 и тория-232 в почвах в существующей литературе очень скудны.

Известно, что химические элементы, а также естественные радионуклиды в почвах бывают в различных формах (в форме растворимых в воде оснований, в виде адсорбированных органических и глинистых коллоидов ионов и молекул, в форме окисных и других труднорастворимых соединений, в составе кристаллических решеток алюмосиликатов) (Возбуцкая, 1968; Русанова, 1972; Дричко, 1983; и др.).

Различают доступную и малодоступную для растений доли радионуклидов в почве, которые зависят от типа почвы, ее кислотности, обменной емкости и других свойств. Соотношение

между доступной и малодоступной долями естественных радионуклидов в почве не является постоянной величиной, так как непрерывно происходит превращение форм естественных радионуклидов (Возбуцкая, 1968; Дричко, 1983), особенно заметное в результате окультуривания почв (Гинзбург, 1981).

Для характеристики доступных долей нуклидов в почве используются сведения о количестве нуклидов, вытесняемых из почвы водой, нейтральной солью и кислотой. Эти соединения в сумме составляют собой так называемые подвижные формы (Возбуцкая, 1968; Русанова, 1972). Количество подвижных форм естественных радионуклидов в разных почвах изменяется в широких пределах: урана-238 - 0,3-50% (Ковалевский, 1966; Мордберг и др., 1976; Пристер, 1969; Султанбаев, Григорьев, 1979), радия-226 - 10-70% (Алексеев, 1967; Мордберг и др., 1976; Русанова, 1972), тория-232 - 1-10% (Алексеев, 1967; Мордберг и др., 1976).

Многими исследователями определялось содержание в почвах водорастворимых, обменных, кислоторастворимых и других форм соединений радионуклидов в естественных условиях, а также при внесении в почву удобрений (Архипов, 1994; Архипов и др., 1981).

Показано, что в различных типах почв содержание водорастворимых и обменных форм урана варьирует в пределах 1-2% и 3-8%; тория соответственно - 0,1-0,3% и 0,1-0,4% (Архипов и др., 1986). Доля кислоторастворимых форм тория-232 в почвах Азербайджана равна 12%, а количество обменных форм не превышает 1% (Алиев и др., 1984). Ланда (Landa, 1984) при выщелачивании деионизированной водой извлекал из почвы 1,5% урана-238, в раствор NaCl - 1,5%, разбавленной HCl - 30-100%. Рядом авторов отмечалась зависимость содержания подвижных форм радионуклидов от типа почв (Архипов и др., 1982; Жигарева и др., 1984; Султанбаев, Григорьев, 1979).

В лабораторных экспериментах Г.С.Ищенко и др. (1987) по определению форм нахождения урана-238 и тория-232 выявлено, что в зависимости от свойств почв в водорастворимой и обменной формах урана-238 содержится от 14,6 до 51,5%, тория-232 - от 0,7 до 1,9%. Установлена корреляционная зависимость между содержанием обменных и фиксированных

форм урана-238 и тория-232 и содержанием в почве физической глины, гумуса, кальция и калия.

В лабораторных и вегетационных опытах изучали поведение урана-238 и тория-232 в почвах Северного Кавказа (Маликов и др., 1984). Установлено, что уран-238 отличается более высокой подвижностью в почвах по сравнению с торием-232. Сорбция урана-238 почвами Северного Кавказа колебалась от 82,2 до 98,5%; тория-232 - от 98,3 до 99,9%. Количество водорастворимых и обменных форм урана-238 было в пределах 1,1-7,5 и 2,4-40,8%; тория-232 соответственно - 0,3-1,8 и 0,4-3,2%. Величина и прочность поглощения почвой урана-238 возрастает с уменьшением pH, емкости поглощения и содержания карбонатов. Для тория-232 между этими показателями отмечена прямая связь.

В работе Г.Л.Жигаревой и др. (1984) на дерново-подзолистой, серой лесной почве и выщелоченном черноземе изучались различные формы урана-238 и тория-232. Количество обменных форм урана-238 колебалось от 35 до 79%, а тория-232 - от 2,8 до 39%. В дерново-подзолистой супесчаной почве содержание урана-238 в обменной форме составляло 71%, тогда как тория-232 - 19%.

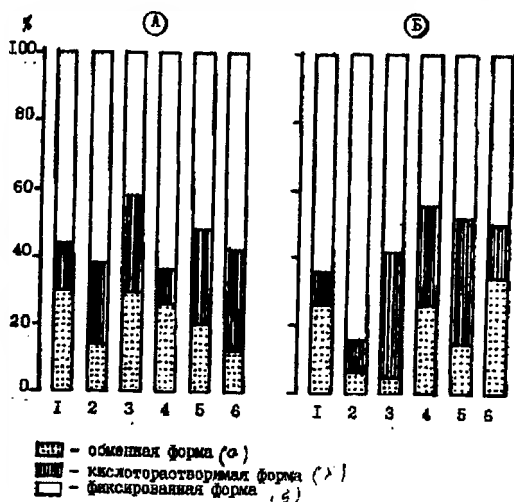
В природных условиях Д.А.Алиевым и др. (1984) изучено количество различных форм радия-226, тория-228 и калия-40 в почвах Гянджа-Казахской зоны Малого Кавказа Азербайджана. Доля кислоторастворимой формы (от валового содержания) составили: радия-226 - 44%, тория-228 - 12% и калия-40 - 12%. Количество обменных форм указанных радионуклидов не превышает 1%.

Н.П.Архиповым (1994) указывается, что в зависимости от типа почв содержание кислоторастворимых форм урана-238 в почвах колеблется в пределах 10-27%, а обменных форм - 5-20% от валового содержания. Количество же кислоторастворимых форм тория-232 значительно меньше, чем урана-238 и составляет 0,7-9,2%.

Кроме того, исследованиями ряда авторов (Мартюшин и др., 1984) показано, что систематический полив водами, не обогащенными, но с повышенными концентрациями естественных радионуклидов вызывает в почвах заметное увеличение содержания подвижных форм урана-238 и радия-226 на 10-30%,

по сравнению с их концентрацией в неполивных почвах. Аналогичные данные были получены ими на черноземах и темно-каштановых почвах. Увеличение концентрации подвижных форм естественных радионуклидов объясняется дополнительным привнесом в почву радионуклидов с поливными водами и переходом в растворимое состояние естественных радионуклидов почвенного депо в условиях повышенного увлажнения.

Изучение соотношения форм урана-238 в различных типах почв показало, что наибольшая доля радионуклида приходится на фиксированную форму (от 44,4 до 60,0%), а наименьшая - на обменную (от 10,0 до 28,0%) и кислоторастворимую (от 14,0 до 30,3%). Содержание фиксированных форм урана-238 в основном выше суммарного количества обменной и кислоторастворимой форм (рис. 23).



Типы почв: 1 - серо-бурая, 2 - коричневая выщелоченная, 3 - каштановая (серо-коричневая), 4 - горно-коричневая, 5 - желтоземно-подзолистая глеевая, 6 - горно-лесная дерновая

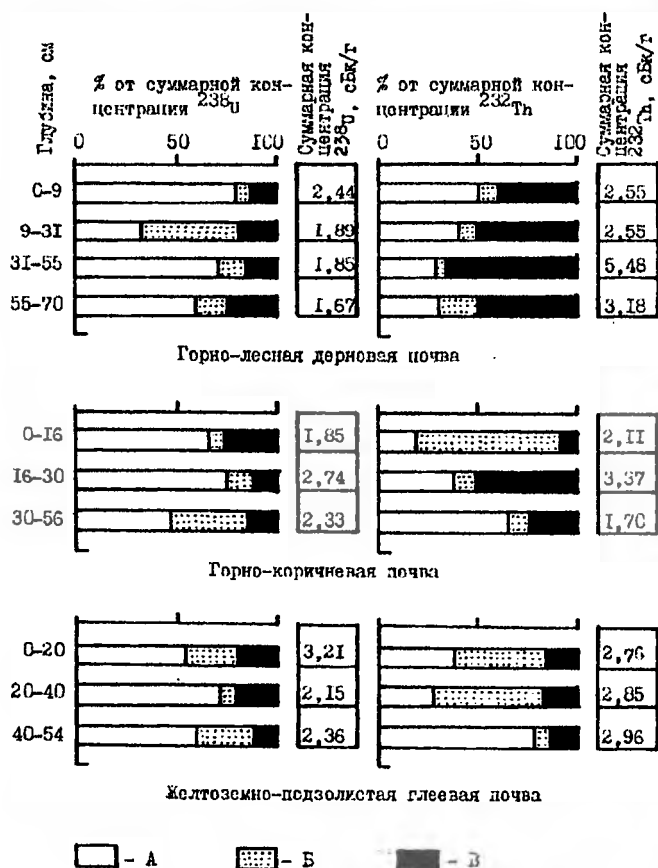
Рис. 23. Соотношение различных форм нахождения урана-238 (А) и тория-232 (Б) в некоторых типах почв.

Исследованные типы почв сильно различаются между собой по содержанию химических форм урана-238. Максимальной долей обменной формы урана-238 характеризовались серо-бурая, каштановая (серо-коричневая) и горно-коричневая почвы (30,3; 28,7 и 26,0% от валового содержания соответственно), тогда как доля указанной формы урана-238 для коричневой выщелоченной, желтоземно-подзолистой глеевой и горно-лесной дерновой почв не превышала 20%, что свидетельствует о меньшей миграционной способности урана-238 в трех последних типах почв, по сравнению с предыдущими тремя типами почв. По содержанию обменной формы урана-238 исследованные типы почв можно расположить в следующий убывающий ряд: серо-бурая > каштановая (серо-коричневая > горно-коричневая > желтоземно-подзолистая глеевая > коричневая выщелоченная > горно-лесная дерновая).

Аналогично урану-238 наибольшая доля тория-232 в почвах приходится на фиксированную форму. Максимальной долей этой формы характеризуются коричневая выщелоченная и серо-бурая почвы. Доля обменной формы в каштановой (серо-коричневой) и коричневой выщелоченной почвах незначительная. Высокое содержание обменной формы тория-232 обнаружено в горно-лесной дерновой, серо-бурой и горно-коричневой почвах. По содержанию обменной формы тория-232 исследованные типы почв можно расположить в следующий убывающий ряд: горно-лесная дерновая > горно-коричневая > > серо-бурая > желтоземно-подзолистая глеевая > коричневая выщелоченная > каштановая (серо-коричневая).

По профилю почв концентрация химических форм урана-238 и тория-232 изменяется по-разному. В горно-лесной дерновой почве концентрация обменной формы урана-238 увеличивается, а в горно-коричневой почвах уменьшается с глубиной. В желтоземно-подзолистой глеевой почве максимальная ее концентрация приходится на иллювиальный горизонт. Доля концентрации кислоторастворимой формы урана-238, в горно-лесной дерновой почве увеличивается с глубиной (с максимумом в средней части профиля), а в горно-коричневой почве постепенно увеличивается с глубиной. В желтоземно-подзолистой глеевой почве концентрация кислоторастворимой формы урана-238 в верхнем и самом нижнем горизонтах одинаковы, а в средней части профиля ее концентрация резко занижена. Концентрация фиксированной формы урана-238 то увеличива-

ется, то уменьшается с глубиной, как это видно на примере горно-лесной дерновой почвы. В горно-коричневой и желтоземно-подзолистой глеевой почвах концентрация этой формы увеличивается в средней части профиля (рис. 24).



А - Фиксированная форма, Б - Кислоторастворимая форма, В - Обменная форма

Рис. 24. Изменение соотношений различных форм урана-238 и тория-232 по профилю почв.

Концентрация обменной формы тория-232 в горно-лесной дерновой и горно-коричневой почвах увеличивается к средней части профиля, снижается в нижних горизонтах. В желтоземно-подзолистой глесвой почве концентрация этой формы тория-232 равномерно распределена по профилю. Концентрация кислоторастворимой формы тория-232 в горно-коричневой и желтоземно-подзолистой глеевой почвах резко снижается с глубиной. В горно-лесной дерновой почве концентрация ее сравнительно равномерно распределяясь в верхних горизонтах, увеличивается в нижней части профиля. Фиксированная форма тория-232 в горно-коричневой и желтоземно-подзолистой глеевой почвах в основном увеличивается, тогда как она в горно-лесной дерновой почве уменьшается с глубиной (см. рис. 24).

В исследованиях наблюдается тесная отрицательная корреляционная зависимость между обменной формой урана-238 в почвах и содержанием гумуса и обменного калия. Наоборот, между количеством фиксированных форм урана-238 в почвах и содержанием обменного калия наблюдалась положительная корреляционная зависимость. Установлена та же положительная корреляционная зависимость между содержанием гумуса и фиксированных форм тория-232, что очевидно связано с образованием прочносвязанных соединений с гумусом (Гюлалиев, 1991).

5.5. Накопление урана-238 и тория-232 в растениях

Результаты, полученные по накоплению урана-238 и тория-232 различными сельскохозяйственными культурами выращенных в различных регионах республики представлены в таблице 54. Как видно из представленного материала, что накопление урана-238 в растениях зависит от типа почв. В зависимости от типа почв концентрация урана-238 в зерне пшеницы изменяется в пределах 4,4-9,9 сБк/кг, а в соломе - от 13,2 до 16,4 сБк/кг; в зерне ячменя концентрация урана-238 колеблется в пределах 3,3-8,5 сБк/кг, а в соломе - в пределах 14,1-16,0 сБк/кг. В зависимости от типа почв концентрация урана-238 в зерне ячменя изменялась от 1,8 до 2,3 раза, а в зерне пшеницы - от 2,1 до 2,5 раза, а для соломы различия были незначительными. Коэффициент накопления урана-238

для зерна пшеницы составляли $(0,94-4,42) \cdot 10^{-3}$, а для соломы - $(2,80-7,32) \cdot 10^{-3}$; коэффициенты накопления урана-238 для зерна ячменя составляли $(0,80-3,79) \cdot 10^{-3}$, а для соломы - $(3,40-7,55) \cdot 10^{-3}$.

Таблица 54

Концентрация урана-238 и тория-232 в различных сельскохозяйственных культурах на разных типах почв

| Типы почв | Культура, часть растения | ²³⁸ U | | Са, г/кг | ²³² Th | | К, г/кг |
|------------------------------|--------------------------|------------------|--------------------------|----------|-------------------|--------------------------|---------|
| | | сБк/кг | КН, п · 10 ⁻³ | | сБк/кг | КН, п · 10 ⁻³ | |
| Каштановая (серо-коричневая) | Пшеница: | | | | | | |
| | зерно | 9,9 | 4,42 | 0,68 | 1,4 | 0,97 | 6,0 |
| | солома | 16,4 | 7,32 | 2,92 | 6,5 | 4,89 | 9,6 |
| | Ячмень: | | | | | | |
| | зерно | 8,5 | 3,79 | 0,88 | 3,6 | 2,58 | 7,2 |
| | солома | 14,2 | 6,34 | 3,90 | 8,4 | 6,02 | 16,2 |
| Коричневая выщелоченная | Пшеница: | | | | | | |
| | зерно | 8,1 | 3,82 | 0,63 | 2,0 | 0,78 | 5,2 |
| | солома | 14,6 | 6,89 | 3,10 | 5,9 | 2,25 | 10,8 |
| | Ячмень: | | | | | | |
| | зерно | 7,4 | 3,49 | 0,79 | 1,8 | 0,69 | 5,6 |
| | солома | 16,0 | 7,55 | 3,75 | 5,9 | 2,24 | 12,4 |
| Серо-бурая | Пшеница: | | | | | | |
| | зерно | 4,4 | 0,94 | 0,47 | 5,3 | 1,67 | 5,5 |
| | солома | 13,2 | 2,80 | 2,11 | 12,9 | 2,55 | 10,1 |
| | Ячмень: | | | | | | |
| | зерно | 3,3 | 0,80 | 0,67 | 5,6 | 1,14 | 8,1 |
| | солома | 14,1 | 3,40 | 2,62 | 13,3 | 2,81 | 17,1 |

Представленные в таблице 54 результаты свидетельствуют о том, что пшеница и ячмень, выращенные на каштановой (серо-коричневой) почве характеризуются в несколько раз большим содержанием урана-238 в зерне и соломе, чем пшеница и ячмень, выращенные на коричневой выщелоченной и серо-бурой почвах, хотя эти почвы содержат относительно равные количества урана-238 и доля обменных форм этого радионуклида в них почти одинакова. Такие различия в накоплении урана-238 растениями могут быть связаны с различиями в физико-химических и агрохимических свойствах почв. Использование корреляционного анализа между этими параметрами показало, что между содержанием обменного кальция в почвах и концентрацией урана-238 в вегетативной частях пшеницы и ячменя существует высокая отрицательная корреляционная зависимость. Высокая отрицательная корреляционная зависимость обнаружена также между содержанием подвижного фосфора в почвах и концентрацией урана-238 в зерне и соломе пшеницы и ячменя. Между содержанием обменного калия в почвах и концентрацией урана-238 в зерне и соломе пшеницы наблюдается слабая отрицательная корреляционная связь (табл. 55). Аналогичные результаты получены в исследованиях А.В.Кузнецова и др. (1986), где установлена высокая отрицательная корреляционная зависимость между концентрацией урана-238 в растениях пшеницы и содержанием обменных кальция, калия и фосфора в почвах.

Таблица 55

Корреляционные связи между концентрацией урана-238 (сБк/кг) в растениях и некоторыми физико-химическими свойствами почв

| Параметры | Коэфф. коррел., r |
|---|-------------------|
| 1 | 2 |
| ²³⁸ U в зерне пшеницы - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | - 0,95 |
| ²³⁸ U в соломе пшеницы - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | - 0,99 |
| ²³⁸ U в зерне ячменя - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | - 0,91 |

Продолжение табл. 55

| 1 | 2 |
|---|--------|
| ^{238}U в соломе ячменя - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | - 0,88 |
| ^{238}U в зерне пшеницы - обм. К в почве, мг/кг | - 0,59 |
| ^{238}U в соломе пшеницы - обм. К в почве, мг/кг | - 0,32 |
| ^{238}U в зерне пшеницы - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | - 0,91 |
| ^{238}U в соломе пшеницы - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | - 0,99 |
| ^{238}U в зерне ячменя - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | - 0,82 |
| ^{238}U в соломе ячменя - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | - 0,82 |

Накопление тория-232 растениями происходит в меньших количествах, чем урана-238, в частности, отражает его низкую подвижность в почве. Абсолютные концентрации тория-232 в зерне пшеницы составляют от 1,4 до 5,3 сБк/кг, в соломе - от 5,9 до 12,9; в зерне ячменя - от 1,8 до 5,6 сБк/кг, в соломе - от 5,9 до 13,3 сБк/кг. В зависимости от типа почв концентрация тория-232 в зерне пшеницы и ячменя варьировала больше, чем концентрация в их соломе. Так, концентрация тория-232 в зерне пшеницы колеблется в 3,7 раза, в зерне ячменя - в 3,1 раза; концентрация тория-232 варьировала в соломе пшеницы в 2,2 раза, в соломе ячменя - в 2,3 раза (см. табл. 54). Представленный материал показывает, что концентрация тория-232 в зерне варьирует больше, чем концентрация этого радионуклида в соломе.

Из агрохимических свойств почв, оказывающих влияние на накопление тория-232 в урожае различных культур, особое место занимает содержание обменного кальция, калия и подвижного фосфора. В отличие от урана-238 установлена положительная корреляционная зависимость между содержанием обменного кальция в почвах и концентрацией тория-232 в вегетативной и генеративной частях ячменя и пшеницы. Аналогично урану-238, между содержанием подвижного фосфора в почвах и концентрацией тория-232 в вегетативных и репродуктивных органах пшеницы и ячменя обнаружена отрицательная корреляционная зависимость. При этом высокие коэффициенты были получены для пшеницы. Высокая от-

рицательная связь обнаружена для содержаний обменного калия в почвах и концентраций тория-232 в зерне и соломе ячменя (табл. 56).

Таблица 56

Корреляционные связи между концентрацией тория-232 (сБк/кг) в растениях и некоторыми физико-химическими свойствами почв

| Параметры | Козфф. коррел., r |
|--|-------------------|
| ^{232}Th в зерне пшеницы - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | +0,89 |
| ^{232}Th в соломе пшеницы - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | +0,73 |
| ^{232}Th в зерне ячменя - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | +0,56 |
| ^{232}Th в соломе ячменя - обм. Са в почве, мг-экв/100 г | +0,43 |
| ^{232}Th в зерне пшеницы - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | -0,83 |
| ^{232}Th в соломе пшеницы - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | -0,63 |
| ^{232}Th в зерне ячменя - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | -0,31 |
| ^{232}Th в соломе ячменя - подв. P_2O_5 в почве, мг/кг | -0,43 |
| ^{232}Th в зерне ячменя - обм. К в почве, мг/кг | -0,69 |
| ^{232}Th в соломе ячменя - обм. К в почве, мг/кг | -0,58 |

Накопление радионуклидов в растениях во многом зависит от их видовых особенностей. В табл. 57 приводятся результаты, показывающие накопление их в растениях относящихся к различным видам. Как видно из данных таблицы, что наибольшим накоплением урана-238 и тория-232 характеризуются листья чая, а наименьшим - зерно пшеницы и ячменя, т.е. различия в накоплении урана-238 составляют в 17, а тория-232 - в 3,7 раза.

Таблица 57

Концентрация урана-238 и тория-232 в различных сельскохозяйственных культурах

| Культура, часть расте- ния | ²³⁸ U | | Са, г/кг | ²³² Th | | К, г/кг |
|----------------------------------|------------------|-----------------------------|-------------|-------------------|-----------------------------|------------|
| | сБк/кг | КН, п · 10 ⁻³ | | сБк/кг | КН, п · 10 ⁻³ | |
| Соя: | | | | | | |
| зерно | 8,0 | 2,27 | 2,68 | 11,2 | 2,36 | 21,9 |
| солома | 22,4 | 6,41 | 8,86 | 13,7 | 2,85 | 16,8 |
| Нут: | | | | | | |
| зерно | 7,5 | 2,66 | 1,33 | 7,8 | 2,28 | 13,3 |
| солома | 20,3 | 7,15 | 9,41 | 15,8 | 4,69 | 10,1 |
| Ячмень: | | | | | | |
| зерно | 3,3 | 0,80 | 0,67 | 5,6 | 1,14 | 8,1 |
| солома | 14,1 | 3,40 | 2,62 | 13,3 | 2,85 | 16,8 |
| Пшеница: | | | | | | |
| зерно | 4,4 | 0,94 | 0,47 | 5,2 | 1,67 | 5,5 |
| солома | 13,2 | 2,80 | 2,11 | 12,9 | 2,55 | 10,1 |
| Чай: | | | | | | |
| листья | 58,6 | 20,6 | - | 19,3 | 5,85 | - |
| Люцерна: | | | | | | |
| зел.масса | 20,0 | 3,0 | - | 9,5 | 2,50 | - |
| Хлопчатник: | | | | | | |
| зел.масса | 15,8 | 6,3 | - | 6,9 | 2,97 | - |
| Табак: | | | | | | |
| листья | 22,1 | 3,3 | - | 7,4 | 1,30 | - |

По степени аккумуляции урана-238 исследованные культуры располагаются в следующий убывающий ряд: чай > соя > табак > нут > люцерна > хлопчатник > пшеница > ячмень. А по степени аккумуляции тория-232 этот ряд выглядит

несколько иначе: чай > нут > соя > ячмень > пшеница > люцерна > табак > хлопчатник. Во всех случаях концентрация урана-238 и тория-232 в вегетативных частях растений больше, нежели в хозяйственно-ценной продукции. Так, в соломе сои, нута, ячменя и пшеницы накапливается в 2,7-4,2 раза больше урана-238, чем в зерне. Установлено также, что в зерне и соломе сои и нута накапливается соответственно в 1,7-2,4 и 1,4-2,1 раза больше урана-238 и тория-232, чем в аналогичных частях пшеницы и ячменя.

5.6. Влияние минеральных удобрений на накопление урана-238 и тория-232 в растениях

Применение минеральных удобрений в сельскохозяйственном производстве, неизбежно ведет к дополнительному вовлечению в систему почва-удобрение-растение естественных радионуклидов. Примерно 20-25% вносимого с удобрениями в почву сельскохозяйственных угодий урана-238, тория-232 и радия-226 содержатся в фосфорных удобрениях, где их концентрация колеблется от 37 до 370 Бк/кг (Архипов и др., 1982).

Ежегодное внесение минеральных удобрений на почвы сельскохозяйственных угодий значительно влияет на ее физико-химические, агрохимические свойства и изменяет скорость перехода радионуклидов из почв в растения. Основной задачей агрохимии радионуклидов является изучение влияния внесения различных видов и норм удобрений на круговорот радионуклидов в земледелии. Практическое значение этих исследований заключается в необходимости количественной оценки включения радионуклидов в систему почва-растение как исходного звена передвижения радионуклидов по пищевым и кормовым цепочкам.

Проблема изучения влияния минеральных удобрений на накопление естественных радионуклидов в различных сельскохозяйственных растениях остается крайне малоизученной и имеющиеся литературные сведения свидетельствуют о противоречивости полученных результатов.

Внесение в почву с удобрениями (нитрофос) радия-226 и тория-232 не привело к увеличению концентраций этих радионуклидов в различных сельскохозяйственных растениях.

Содержание радия-226 и тория-226 в сельскохозяйственных растениях в условиях разных вариантов опыта практически не отличались друг от друга. Внесение с удобрениями в почву радионуклидов, также не увеличило содержания их в почве (Дричко и др., 1976).

Увеличение годовой нормы минеральных удобрений до N500P450K250 приводит к достоверному повышению концентраций урана и тория в почве, однако существенного влияния минеральных удобрений на поступление этих радионуклидов в растения кукурузы не оказали. Применение навоза на фоне минеральных удобрений приводит к усилению поглощения урана растениями в период образования листьев и уменьшает поступление тория в фазе спелости (Кузнецов и др., 1986). В другом опыте этих же авторов указывается, что на черноземах ежегодное внесение НРК по 120-240 кг/га не изменяет концентрацию естественных радионуклидов в растениях по сравнению с неудобренной почвой, а на сероземах даже увеличивает поступление радионуклидов в растения (Кузнецов и др., 1986а).

Длительное применение минеральных удобрений на унавоженной и известкованной дерново-подзолистой почве увеличивает содержание урана-238 и радия-226 в пахотном слое и не изменяет содержание тория-232. Поступление радионуклидов в растения в этом случае увеличивается как в основную, так и побочную продукцию овса, озимой ржи и сахарной свеклы. В целом же вынос естественных радионуклидов с единицы площади сельскохозяйственных угодий увеличивается пропорционально росту урожайности, обусловленной вносимыми удобрениями (Хомич, Марцуль, 1986).

На серой лесной почве применение минеральных удобрений в дозах N120P120K120 приводит к значительному снижению концентрации урана-238 как в зерне, так и соломе озимой пшеницы, при этом вынос урана-238 с урожаем зерна несколько увеличивается, а вынос его с урожаем соломы ощутимо снижается (Стасьев, 1986).

В связи с вышеуказанным, на серо-бурых почвах Алшерна изучали влияние как оптимальных, так и повышенных доз минеральных удобрений на продуктивность и накопление

урана-238 и тория-232 в урожае различных сельскохозяйственных культур.

Полученные результаты показывают, что внесение минеральных удобрений как в оптимальных, так и повышенных дозах привело к значительному увеличению урожая различных сельскохозяйственных культур (табл. 58). При этом концентрация урана-238 в зерне остается без изменений, а в соломе озимой пшеницы отмечается снижение его концентрации на 2,3-20,5%. Минеральные удобрения значительно снижают концентрацию урана-238 в соломе сои (на 16-26%), нута (на 9-17%), ячменя (на 6-8%) и пшеницы (на 4-13%). Однако с увеличением доз минеральных удобрений несколько возрастает вынос урана-238 с урожаем с единицы площади (см. табл. 58).

Таблица 58

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на количество урожая, концентрации и вынос урана-238 и тория-232 различными сельскохозяйственными культурами (средние данные за 2 года)

| Варианты опыта | Урожай, ц/га | Уран-238 | | Торий-232 | |
|----------------|--------------|----------------------|---------------------------|----------------------|---------------------------|
| | | Концентрация, СБк/кг | Вынос, СБк/м ² | Концентрация, СБк/кг | Вынос, СБк/м ² |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Озимый ячмень | | | | | |
| Контроль | 46,6 | 3,3 | 1,5 | 5,6 | 2,6 |
| | 56,9 | 14,1 | 8,0 | 13,3 | 7,6 |
| N90P90K60 | 56,2 | 3,3 | 1,9 | 4,6 | 2,6 |
| | 70,2 | 13,3 | 9,3 | 12,2 | 8,6 |
| N135P360K240 | 63,9 | 3,3 | 2,1 | 3,9 | 2,5 |
| | 78,7 | 13,2 | 10,4 | 11,9 | 9,4 |
| N180P720K480 | 72,7 | 3,3 | 2,4 | 3,6 | 2,6 |
| | 86,2 | 13,0 | 11,2 | 10,9 | 9,4 |

Продолжение табл. 58

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|-----------------------|------|------|-----|------|-----|
| Соя | | | | | |
| Контроль | 20,2 | 8,0 | 1,6 | 11,2 | 2,3 |
| | 29,8 | 22,4 | 6,7 | 13,7 | 4,1 |
| N90P60K30 | 25,9 | 7,8 | 2,0 | 10,0 | 2,6 |
| | 41,9 | 18,8 | 7,8 | 11,0 | 4,6 |
| N135P240K120 | 30,8 | 7,4 | 2,3 | 9,9 | 3,0 |
| | 44,4 | 19,1 | 6,5 | 9,3 | 4,1 |
| N180P480K240 | 32,9 | 7,2 | 2,4 | 8,5 | 2,8 |
| | 47,2 | 16,6 | 7,8 | 6,6 | 3,1 |
| Нут | | | | | |
| Контроль | 18,9 | 7,5 | 1,4 | 7,8 | 1,5 |
| | 25,9 | 20,3 | 5,3 | 15,8 | 4,1 |
| N30P60K30 | 21,6 | 7,2 | 1,6 | 7,3 | 1,6 |
| | 30,3 | 18,5 | 5,6 | 14,3 | 4,3 |
| N45P240K120 | 24,8 | 7,3 | 1,8 | 6,6 | 1,6 |
| | 34,9 | 17,7 | 6,2 | 13,9 | 4,9 |
| N60P480K240 | 27,2 | 7,1 | 1,9 | 5,8 | 1,6 |
| | 38,8 | 16,8 | 6,5 | 13,5 | 5,2 |
| Озимая пшеница | | | | | |
| Контроль | 53,7 | 4,4 | 2,4 | 5,3 | 2,8 |
| | 57,9 | 13,2 | 7,6 | 12,9 | 7,5 |
| N160P90K60 | 66,2 | 4,3 | 2,8 | 4,4 | 2,9 |
| | 69,1 | 12,6 | 8,7 | 11,7 | 8,1 |
| N320P720K480 | 84,2 | 3,5 | 2,9 | 3,7 | 3,1 |
| | 86,6 | 11,5 | 9,9 | 9,7 | 8,4 |

Примечание: Числитель - зерно, знаменатель - солома.

Наблюдается некоторое снижение концентрации тория-232 во всех исследованных культурах по действию минеральных удобрений, особенно в повышенных дозах. Наибольшее сниже-

ние концентрации тория-232 в растениях происходит в вариантах, где применялись максимальные дозы удобрений. Высокие дозы минеральных удобрений в среднем за 2 года уменьшали концентрацию тория-232 в зерне сои (на 11-24%), нута (на 26-24%), ячменя (на 17-36%) и пшеницы (на 17-30%) по сравнению с контролем. Аналогичное снижение концентрации тория-232 наблюдается и в соломе исследованных культур. Аналогично урана-238, несколько увеличивается вынос тория-232 с урожаем единицы площади (см. табл. 58). Результаты исследований по влиянию минеральных удобрений на накопление урана-238 и тория-232 различными сельскохозяйственными культурами по годам исследований приводятся в табл. 59-62.

Таблица 59

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на концентрации урана-238 и тория-232 в сое и вынос этих радионуклидов с урожаем
(числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Варианты опыта | Уран-238 | | | | Торий-232 | | | |
|----------------|----------------------|--------|---------------------------|--------|----------------------|--------|---------------------------|--------|
| | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| Контроль | 8,8 | 7,2 | 1,7 | 1,6 | 11,5 | 10,8 | 2,2 | 2,4 |
| | 23,1 | 21,6 | 6,7 | 6,8 | 13,8 | 13,5 | 4,1 | 4,3 |
| N90P60K30 | 8,9 | 6,6 | 2,2 | 2,0 | 10,7 | 9,3 | 2,6 | 2,5 |
| | 17,4 | 20,1 | 7,1 | 8,4 | 10,5 | 11,5 | 4,6 | 5,0 |
| N135P240K120 | 7,8 | 6,9 | 2,4 | 2,2 | 11,1 | 8,6 | 3,3 | 2,9 |
| | 17,8 | 20,4 | 8,1 | 8,8 | 8,5 | 10,0 | 4,1 | 4,4 |
| N180P480K240 | 8,1 | 6,2 | 2,5 | 2,1 | 9,0 | 8,0 | 2,8 | 2,8 |
| | 17,4 | 15,7 | 7,8 | 7,7 | 6,4 | 6,8 | 2,8 | 3,4 |
| Р, % | 4,7 | 7,7 | - | - | 4,6 | 5,7 | - | - |
| | 6,8 | 5,1 | - | - | 6,0 | 5,5 | - | - |

Продолжение табл. 59

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|---|---|
| НСР ₀₅ , | 1,4 | 2,2 | - | - | 1,8 | 1,8 | - | - |
| сБк/кг | 4,5 | 3,4 | - | - | 2,0 | 2,0 | - | - |

Таблица 60

**Влияние возрастающих доз минеральных удобрений
на концентрации урана-238 и тория-232 в нуте и вы-
нос этих радионуклидов с урожаем
(числитель - зерно, знаменатель - солома)**

| Варианты опыта | Уран-238 | | | | Торий-232 | | | |
|-------------------------------|---------------------------|--------|------------------------------|--------|---------------------------|--------|------------------------------|--------|
| | Концент- рация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концент- рация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. |
| Контроль | 8,5 | 6,4 | 1,8 | 1,1 | 7,5 | 8,0 | 1,6 | 1,4 |
| | 21,8 | 18,8 | 6,6 | 4,2 | 16,0 | 15,5 | 4,8 | 3,4 |
| N30P60K30 | 7,6 | 6,7 | 1,8 | 1,3 | 7,4 | 7,2 | 1,7 | 1,4 |
| | 19,3 | 17,6 | 6,8 | 4,5 | 14,9 | 13,7 | 5,4 | 3,5 |
| N45P240K120 | 7,6 | 6,9 | 2,1 | 1,5 | 6,9 | 6,2 | 1,9 | 1,4 |
| | 18,7 | 16,6 | 8,0 | 4,4 | 14,1 | 13,7 | 5,9 | 3,6 |
| N60P480K240 | 8,0 | 6,1 | 2,4 | 1,5 | 5,9 | 5,8 | 1,8 | 1,5 |
| | 18,0 | 15,6 | 8,2 | 5,0 | 14,2 | 12,8 | 6,4 | 4,1 |
| Р, % | 5,5 | 8,5 | - | - | 4,2 | 2,2 | - | - |
| | 9,7 | 3,4 | - | - | 2,9 | 2,2 | - | - |
| НСР ₀₅ , сБк/кг | 1,5 | 1,9 | - | - | 1,0 | 0,5 | - | - |
| | 6,5 | 2,0 | - | - | 1,5 | 1,1 | - | - |

Таблица 61

Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на концентрации урана-238 и тория-232 в озимом ячмене и вынос этих радионуклидов с урожаем (числитель - зерно, знаменатель - солома)

| Варианты опыта | Уран-238 | | | | Торий-232 | | | |
|-------------------------------|----------------------|--------|---------------------------|--------|----------------------|--------|---------------------------|--------|
| | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | | Концентрация, сБк/кг | | Вынос, сБк/м ² | |
| | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. | 1986г. | 1987г. |
| Контроль | 3,1 | 3,5 | 1,4 | 1,7 | 5,3 | 5,8 | 2,4 | 2,8 |
| | 13,0 | 15,2 | 6,9 | 9,3 | 11,8 | 14,8 | 6,3 | 9,0 |
| N90P60K30 | 3,0 | 3,7 | 1,6 | 2,2 | 4,6 | 4,6 | 2,5 | 2,7 |
| | 13,5 | 13,1 | 9,5 | 9,2 | 10,4 | 13,9 | 7,3 | 8,9 |
| N135P240K120 | 3,1 | 3,4 | 1,8 | 2,3 | 4,1 | 3,8 | 2,4 | 2,6 |
| | 12,6 | 13,8 | 9,8 | 11,2 | 10,9 | 12,8 | 8,5 | 10,5 |
| N180P480K240 | 2,9 | 3,7 | 2,1 | 2,8 | 3,4 | 3,7 | 2,3 | 2,8 |
| | 12,6 | 13,4 | 10,5 | 11,9 | 9,3 | 12,4 | 7,7 | 11,1 |
| P, % | 7,0 | 4,6 | - | - | 5,3 | 3,9 | - | - |
| | 5,3 | 4,5 | - | - | 4,0 | 5,2 | - | - |
| HCP ₀₅ , сБк/кг | 0,7 | 1,2 | - | - | 0,8 | 0,6 | - | - |
| | 2,4 | 2,2 | - | - | 1,8 | 4,8 | - | - |

Таблица 62

**Влияние возрастающих доз минеральных удобрений
на концентрации урана-238 и тория-232 в урожае
озимой пшеницы
(числитель - зерно, знаменатель - солома)**

| Варианты опыта | Уран-238 | | Торий-232 | |
|----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | сБк/кг | | | |
| | 1988 г. | 1989 г. | 1988 г. | 1989 г. |
| Контроль | 4,5±0,17 | 4,2±0,18 | 5,8±0,05 | 4,8±0,35 |
| | 13,2±0,40 | 13,2±0,27 | 12,9±0,09 | 12,9±0,09 |
| N160P90K60 | 4,4±0,20 | 4,1±0,14 | 5,1±0,04 | 3,7±0,13 |
| | 12,1±1,22 | 13,0±0,44 | 11,8±0,24 | 11,6±0,21 |
| N320P720K480 | 3,6±0,16 | 3,4±0,10 | 4,0±0,19 | 3,4±0,16 |
| | 11,4±1,27 | 11,7±0,50 | 10,1±0,30 | 9,3±0,28 |

Таким образом, внесение минеральных удобрений в оптимальных, а также в повышенных дозах наряду с увеличением урожая, привело к значительному снижению накопления урана-238 и тория-232 в различных сельскохозяйственных культурах. По нашему мнению, одной из возможных причин снижения концентрации урана-238 и тория-232 в урожае является, то что при внесении минеральных удобрений (особенно в повышенных дозах) снижается доля водорастворимых и обменных форм и увеличивается доля кислоторастворимых и фиксированных форм этих радионуклидов в почве.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Комплексное изучение поведения искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение, охватывающее широкий круг вопросов, касающихся распределения и миграции биологически опасных радионуклидов, поступления их в различные виды растения, форм нахождения их в почвах, влияния минеральных удобрений на накопление их в различных сельскохозяйственных растениях легло в основу радиозкологических исследований в Азербайджанской Республике. Результаты многолетних исследований в конкретном регионе позволили сделать следующее заключение, имеющие приоритетный характер:

Изучение поведения стронция-90 и цезия-137 глобального происхождения в почвах показало, что эти радионуклиды распределены по территории неравномерно. Максимальным содержанием этих радионуклидов отличаются почвы горной зоны Малого Кавказа, Большого Кавказа и субтропической зоны Ленкоранской области. В большинстве целинных почв стронций-90 и цезий-137 концентрируется в верхних слоях, а в пахотных почвах благодаря ежегодной вспашке и поливам эти радионуклиды мигрируют до глубины 40-50 см и более.

Значительную роль играет в распределении и миграции стронция-90 и цезия-137 по территории также количество атмосферных осадков и высота местности над уровнем моря, а также ландшафтно-геохимические условия (рельеф местности, гидрологический режим, особенности растительного и почвенного покрова). Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах республики положительно коррелирует с годовым количеством атмосферных осадков и высотой местности. Высокие коэффициенты корреляции наблюдаются для цезия-137.

В зависимости от прочности закрепления и механизмов поглощения стронций-90 и цезий-137 в почвах могут находиться в различных формах. Изучение форм стронция-90 и цезия-137 показало, что в верхних горизонтах почв Азербайджана содержание кислоторастворимой формы больше, чем обменной. Вследствие этого поступления 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 Российской Федерации (до аварии на Чернобыльской АЭС). По этой же причине и коэффициенты накопления этих радионуклидов на территории Азербайджана ниже коэффициентов накопления, наблюдаемых в других регионах. Годовой вынос стронция-90 с растительностью составляет менее 1%.

Следует отметить, что содержание различных форм соединений стронция-90 в почвах Азербайджана имеет свою специфику, по сравнению с почвами гумидных зон Российской Федерации, обусловленную высоким содержанием карбонатов и сульфатов кальция, которые значительно снижают подвижность стронция-90 в почвах и его накопление в растениях.

Несмотря на то, что в почвах Азербайджана (до аварии на Чернобыльской АЭС) концентрация стронция-90 и цезия-137 в два-три раза выше, чем в почвах Украинского и Белорусского Полесья, поступление их в растительность в два-три раза меньше, чем в Украинском и Белорусском Полесье. Причиной этого является нахождение большей части стронция-90 и цезия-137 в почвах Азербайджана в необменной форме. Высокое содержание обменного кальция и калия в почвах также способствует малому поступлению стронция-90 и цезия-137 в растения.

После аварии на Чернобыльской АЭС концентрация стронция-90 в некоторых почвах республики, по сравнению с доаварийным периодом, увеличилась примерно в три раза, особенно это заметно в почвах Ленкоранской области, что очевидно связано с большим количеством атмосферных осадков в этой зоне. Несмотря на это, концентрация стронция-90 в пшенице несколько снизилась, по сравнению с доаварийным периодом, что возможно связано с сортовыми различиями выращенной пшеницы.

Изучение распределения естественных радионуклидов в почвах различных регионов республики показало, что оно носит рассеянный характер. Четких различий между типами почв по содержанию в них естественных радионуклидов не отмечается. Лишь только лугово-наносная почва отличается высокой концентрацией урана-238 и тория-232, что связано с дополнительным привносом их с механическими взвесями (наилками).

В большинстве типах обследованных почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону радия. В целом, концентрация естественных радионуклидов в почвах республики очень близка к концентрациям их в каштановых почвах Поволжья.

Обобщенные результаты изучения концентраций искусственных и естественных радионуклидов в почвах различных регионов республики показали, что в период проведения исследований основной вклад в общую радиоактивность почв вносят естественные радионуклиды, наибольший среди которых вносит калий-40 (от 77 до 90%). Искусственные радионуклиды составляют от 2 до 10% от общей радиоактивности почв.

Определение соотношения различных форм урана-238 и тория-232 в почвах показало, что большая часть этих радионуклидов находится в фиксированной форме. Содержание подвижных форм урана-238 в почвах выше, чем тория-232. По этой причине поступление тория-232 в растения пониженное, по сравнению с ураном-238.

Изучение поведения искусственных и естественных радионуклидов в различных типах почв и поступления их в растения позволит разработать меры снижения их перехода в биологический круговорот веществ, и в частности в пищевые продукты. Одним из таких приемов является применение минеральных удобрений. Внесение полного минерального удобрения под посевы в оптимальных и более высоких дозах наряду с увеличением урожая, приводит к значительному снижению перехода искусственных и естественных радионуклидов в зерно и солому зерновых колосовых и зернобобовых культур.

Снижение концентрации искусственных и естественных радионуклидов в растениях при внесении минеральных удобрений, 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 радионуклидов в растениях за счет повышения концентрации в почвенном растворе кальция и калия, а также за счет снижения долей водорастворимых и обменных форм, и увеличением долей кислоторастворимых и фиксированных форм радионуклидов в почве.

Всестороннее изучение поведения искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение, в частности локализация в различных частях растений и накопления их в отдельных частях урожая, в зависимости от условий внешней среды дает возможность определить пути попадания их в организм человека. Результаты такого рода исследований могут служить хорошей основой для разработки практических рекомендаций по ведению сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения территории искусственными и естественными радионуклидами; 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

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.

АБДУЛЛАЕВ М.А. Особенности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Азербайджанской ССР: Автореф. дисс. канд. биол. наук. -М., 1980. 25 с.

АБДУЛЛАЕВ М.А., ТАГИЕВ А.Т. Некоторые закономерности поведения глобального ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове Азербайджана. -Темат. сб. тр. АзНИИЗемледелия. Баку: 1981 - Т.17. С.80.

АЗИЗБЕКОВ Ш.А. Геология и петрография северо-восточной части Малого Кавказа. - Баку: Изд-во АН АзССР. 1947.

АКИМЦЕВ В.В. Почвенно-географический очерк Агбулагского района // Изв. Тифлис. политехн. ин-та. 1928. Вып.3. С.81.

АЛЕКПЕРОВ К.А. Эрозия почв в Азербайджанской ССР и меры борьбы с нею // Труды н.-и. сектора эрозии. - Баку: 1970. Т.4. С.7.

АЛЕКПЕРОВ Э.Б. Осколочный стронций-90 в скелете и премолярах зебувидного и малокавказского крупного рогатого скота низинных и горных районов Азербайджана: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - Л., 1968.

АЛЕКСАХИН Р.М. Радиоактивное загрязнение почв и растений. - М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.

АЛЕКСАХИН Р.М. Некоторые актуальные вопросы почвенной химии естественных и искусственных радионуклидов и их накопления сельскохозяйственными растениями// Почвоведение. - 1975. - N 11. - С.32.

АЛЕКСАХИН Р.М. История лесной радиэкологии, ее достижения и некоторые нерешенные задачи. Проблемы лесной радиэкологии. - Тр. Ин-та прикл. геофизики. 1979. Вып.38. С.6.

АЛЕКСАХИН Р.М. Ядерная энергия и биосфера. - М.: Энергоиздат, 1982. 216 с.

АЛЕКСАХИН Р.М., МОИСЕЕВ И.Т., ТИХОМИРОВ Ф.А. Агрохимия цезия-137 и его накопление сельскохозяйственными растениями// Агрохимия. - 1977 - N 2. - С.129-142.

АЛЕКСАХИН Р.М., НАРЫШКИН М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. - М.: Наука, 1977.

АЛЕКСАХИН Р.М., ТИХОМИРОВ Ф.А. Миграция радиоактивных нуклидов в лесных биогеоценозах. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т.2. Радиэкология. М.: Атомиздат, 1971. С.145.

АЛЕКСЕЕВ Ю.В. Уран в почвах и некоторых сельскохозяйственных растениях Ленинградской области// Тр. Ленинградского СХИ. Л.:1962.-Т.128.-С.21-26.

АЛЕКСЕЕВ Ю.В. Торий в сельскохозяйственных растениях и почвах Ленинградской области// Зап. Ленинградского СХИ.Л.:1967.-Т.105.-Вып.5.-С.12-18.

АЛИЕВ Г.А. Почвы Азербайджанской ССР. -Баку: Изд-во АН АзССР, 1953.

АЛИЕВ Г.А. Почвы Большого Кавказа (в пределах Азербайджанской ССР). -Баку: Элм, 1978.

АЛИЕВ Г.А., НИЯЗОВ А.К. Результаты изучения распространения естественных радионуклидов в почвах и растениях Азербайджана// Тез. докл. 6 делегат. съезда Всесоюз. об-ва почвоведов. -Тбилиси, 1981. Т.2. С.117.

АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А. Стронций-90, цезий-137 и калий-40 в почвах и растениях Азербайджанской ССР//Изв. АН АзССР. Сер. биол. наук-1976.-N 2.-С.15.

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: Тез. докл. II респ. конф. "Химия и сельское хозяйство". Баку. 1977. С.178.

АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А. Глобальный стронций-90 и цезий-137 в почвах Азербайджанской ССР//Экология.-1977а. -N 4.-С.91.

АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А. Стронций-90 и цезий-137 в почвенно-растительном покрове Азербайджана. -М.: Наука, 1983. 101 с.

АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А. Искусственные и естественные радионуклиды в почвенно-растительном покрове Азербайджана. -М.: Изд-во "Аграрная наука", 1996. 159 с.

АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А., АЛЕКСАХИН Р.М. Общие закономерности миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Азербайджанской ССР. Москва - ЦНИИатоминформ - 1988. 28 с.

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.-N 7.-С.34.

АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А., ТАГИЕВ А.Т. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана и поступление их в растения//Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. -М.: 1979. С.158.

АЛИЕВ Д.А., ЛИСАЧЕНКО Э.П., АБДУЛЛАЕВ М.А., ДРИЧКО В.Ф. Содержание естественных радионуклидов в пахотных почвах Азербайджана//Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. -Обнинск: 1984. Т.1. С.87.

АЛЛАХВЕРДИЕВ М.А. Почвы, земельный фонд Джалилабадского района и их агропроизводственные особенности: Автореф. дисс. канд. с.-х. наук. -Баку, 1975.

АНДРИАНОВА Г.А., ВЕТРОВ В.А., ОЛЕЙНИК Р.Н. Мониторинг загрязнения сельскохозяйственных культур Чернобыльскими радионуклидами на территории Украины. - Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. Пушино: 1989. Т.11. С.407.

АРХИПОВ Н.П. Роль природных и антропогенных факторов в миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове различных зон: Диссертация д-ра биол. наук. Обнинск, 1994.

АРХИПОВ Н.П., ФЕДОРОВ Е.А., АЛЕКСАХИН Р.М., БОНДАРЬ П.Ф., КОЖЕВНИКОВА Т.Л., СУСЛОВА В.В. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений//Почвоведение.-1975.-N 11.-С.40.

АРХИПОВ Н.П., ФЕДОРОВА Т.А., ФЕДОРОВ Е.А., ФЕВРАЛЕВА Л.Т., ПОЛЕНИЕВА Л.М. Изменение содержания естественных радионуклидов в почвах при систематическом внесении фосфорных удобрений//Почвоведение.-1981.-N 12.-С.52-61.

АРХИПОВ Н.П., ФЕВРАЛЕВА Л.Т., БОБРИКОВА Е.Т. Основные закономерности накопления естественных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур// Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск: 1984. Т.1. С.117-118.

АХВЛЕДИАНИ Г.К. Генезис и агропроизводственные свойства маломощных перегнойно-сульфатных почв Самгорской равнины в связи с их освоением под виноградники и плодовые насаждения: Автореф. дисс. канд. с.-х. наук. - Тбилиси, 1954.

БАБАЕВ М.П. Орошаемые почвы Кура-Араксинской низменности и их производительная способность. Баку: Элм, 1984. 176 с.

БАЕВА А.И., АХУНДОВА А.Б., ГЮЛЬАХМЕДОВ А.Н. Содержание урана в горно-лесных желтоземных почвах бассейна реки Виляшчай. - В кн.: Матер. юбил. конф. АзНИИЗ. Баку: 1969. - С.310-311.

БАЛЯСНЫЙ Н.Д., ВАСИЛЕНКО В.Н., ПЕГОЕВ А.С., ФРИДМАН Ш.Д. Естественная радиоактивность почв в горных районах СССР//Тр. Ин-та прикл. геофиз. -М.: 1980. Вып.43. С.116-152.

БАКУНОВ Н.А. Влияние свойств почв и почвообразующих минералов на поступление цезия-137 в растения: Автореф. дисс. канд. биол. наук. -М., 1967. 20 с.

БАРАНОВ В.И. Естественная радиоактивность почв//Изв. АН СССР. - Сер. биол. наук.-1964.-N 1.-С.159-163.

БАРАНОВ В.И., ЦЕЙТЛИН С.Г. Содержание радиоактивных элементов в некоторых почвах Союза ССР//Докл. АН СССР - 1941. -Т.30.- N 4.- С.13-41.

БАРАНОВ В.И., МОРОЗОВА Н.Г. Радиоактивные методы и их применение в исследованиях почв. - В кн.: Физико-химические методы исследования почв (Адсорбционные и изотопные методы). М., 1966. С.5-20.

БАРАНОВ В.И., МОРОЗОВА Н.Г. Поведение естественных радионуклидов в почвах. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Радиоэкология. М.: 1971. Т.2. С.13-41.

БАРАНОВ В.И., МОРОЗОВА Н.Г., КУНАШЕВА К.Г., ГРИГОРЬЕВ Г.И. Геохимия некоторых естественных радиоактивных элементов в почвах//Почвоведение.-1963.-N 8.-С.11-20.

БАРАНОВ В.И., ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ФЕДОСЕЕВ Г.А., ТЮРЮКАНОВА Э.Б., РОДИОНОВА Л.М., БАБИЧЕВА Е.В., ЗАЦЕПИНА Л.Н., ВОСТОКОВА Т.А. Распределение стронция-90 в поверхностном горизонте почв Советского Союза 1959-1960 гг.// Атом. энергия.-1965.-Т.18.-Вып. 3.-С.246.

БЕЛОВА Е.И.; АНТРОПОВА З.Г. Сравнительное распределение стронция-90 и цезия-137 в различных типах почв. - Тр. Ин-та экспериментальной метеорологии. М., 1971. Вып.21.

БЕЛОВА Е.И., ПОГОДИН Р.И., КОГОТКОВ А.Я. Роль диффузии в перемещении стронция-90//Радиобиология: Информ. бюлл. 1971. Вып.13. С.62.

БЕЛОВА Е.И., ШАРОНОВ Г.Е., МОИСЕЕВ А.А. К вопросу о поведении цезия-137 в дерново-подзолистых почвах Украинского Полесья. М.: Атомиздат, 1972.

БОЛТНЕВА Л.И., ИЗРАЭЛЬ 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.

БОЛТНЕВА Л.И., ИОНОВ В.А., КУЗНЕЦОВА З.В., НАЗАРОВ И.М. О связи полей концентрации радиоактивных элементов в поверхностных образованиях с геологическим строением.//В кн.: Фоновая радиоактивность почв и горных пород на территории СССР. М.: 1980. С.37-55 (Тр. Ин-та прикл. геофизики, вып.43).

БОЛТНЕВА Л.И., ИОНОВ В.А., КУЗНЕЦОВА З.В., НАЗАРОВ И.М. Региональные закономерности в распределении естественных радиоактивных элементов на территории Советского Союза// В кн.: Фоновая радиоактивность почв и горных пород на территории СССР. М.: 1980а. - С.23-36 (Тр. Ин-та прикл. геофизики, вып.43).

БОЧКАРЕВ В.М., АНТРОПОВА З.Г., БЕЛОВА Е.И. Миграция стронция-90 и цезия-144 в почвах различного механического состава//Почвоведение. 1964. N 9. С.56.

БРЕНДАКОВ В.Ф., ДАВЫДОВ Е.Н., ГАЗИЕВ А.И., МАЛАХОВ С.Г., НАЗАРОВ Л.Е., СИЛАНТЬЕВ А.Н., МАХОНЬКО К.П., ЧУРКИН В.Н., ШУЛЕПКО Э.С. Уровни радиоактивного загрязнения слоя атмосферы и поверхности Земли продуктами ядерных взрывов в 1963-1965 гг. в Подмоскovie. М.: Атомиздат, 1967.

БУДАГОВ Б.А. Геоморфология северного склона Юго-Восточного Кавказа (АзССР)//Тр. Ин-та географии АН АзССР, 1957. Т.7. С.5.

БУЛАВИК И.М. Суммарное содержание цезия-137 и цезия-134 в ассимиляционном аппарате древесных пород при различной плотности загрязнения. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. Пушино: 1989. Т.11. С.417.

БУРКСЕР Е.С. Как определяется возраст горных пород земли. Киев: Изд-во АН УССР, 1964.

БУТНИК А.С., ИЩЕНКО Г.С. Поведение ^{238}U и ^{232}Th в почвах Средней Азии. - В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск: 1984. С.122.

ВАЙСБЕРГ Б.И. Естественная радиоактивность почв лесной зоны и северной лесостепи среднего Поволжья: Автореф. канд. дисс. -М., 1973. 23 с.

ВАЙСБЕРГ Б.И. Сравнительная характеристика естественной радиоактивности верховых и низинных болот Среднего Поволжья. - В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск: 1984. С.88-89.

ВАЙСБЕРГ Б.И., СМЕРНОВ В.Н. Об особенностях распределения урана в пойменных почвах Марийской АССР. - Тез. докл. симп. по с.-х. радиобиологии: Теоретические и практи-

ческие аспек. использ. иониз. излуч. в с.-х. Кишинев: 1976. С.178.

ВАЙСБЕРГ Б.И., СМИРНОВ В.Н., ЩЕТИНИНА А.С. Естественная радиоактивность серых лесных почв Мордовии // Геогр. и плодородие почв. Саранск, 1979. - N 2. - С.157-171.

ВЕРНАДСКИЙ В.И. Биосфера. Л., 1926. Т.1,2.

ВЕРНАДСКИЙ В.И. Очерки по геохимии. М.-Л.: Горнонефтеиздат, 1934. 217 с.

ВЕРХОВСКАЯ И.Н., ВАВИЛОВ П.П., МАСЛОВ И.И. Распределение и перераспределение урана, радия и тория в природных биогеоценозах. - В кн.: Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. С.243-254.

ВИНОГРАДОВ А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. Изд. 2-е. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 239 с.

ВОЗБУЦКАЯ А.Е. Химия почвы. М.: Высшая школа, 1968. 427 с.

ВОЛКОВА М.П., ДРИЧКО В.Ф., ПОНИКАРОВА Т.М., ЛИСАЧЕНКО Э.П., МИХАЙЛОВА О.В., ШУТОВ В.Н. Поступление Ra-226 и его дочерних изотопов из почвы в растения. - В кн.: Пути регулирования питания растений. Л.: Пушкин, 1974. С.95-99 (Зап. ЛСХИ, Т.245).

ВОЛОДИН А.М., ТОЙККА М.А., ЯСТРЕБОВ М.Т. Природная радиоактивность шунгитовых почв Южной Карелии // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение.-1981.-N 1.-С.30-34.

ВОЛОБУЕВ В.Р. Почвы и климат. Баку: Изд-во АН АзССР, 1953.

ГЕДЕОНОВ Л.И., ВИНОГРАДОВА В.К., РОСЯНОВ С.П., ГРИТЧЕНКО 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.

ГЕДЕОНОВ Л.И., РОСЯНОВ С.П., ВИНОГРАДОВА В.К. О распределении и миграции стронция-90 в почвах. - В кн.: Ядерная метеорология. Гидрометеиздат, 1971. С.80 (Тр. Ин-та эксперим. метеорологии. Вып. 21).

ГЕОРГИЕВА Л., ДИМЧЕВ Т. Върху самоочистването на почвите в България от всяка дъждоживеещи продукти на ядрения взрив // Почвоведение и агрохимия.-1977.-Т.12.-N 3.-С.46.

ГЕРАЙЗАДЕ А.П. Преобразования энергии в системе почва-растение-атмосфера. Баку: Элм, 1989. 160 с.

ГИЛЬ Т.В. Содержание естественных радиоактивных элементов в почвах и почвообразующих породах южной части Коми АССР // Тр. Коми фил. АН СССР: Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Сыктывкар, 1980. N 46. С.52-57.

ГИНЗБУРГ К.Е. Фосфор основных типов почв СССР. М.: Наука, 1981. 244 с.

ГРАЩЕНКО С.М., ДРИЧКО В.Ф., ПОПОВ Д.К., ШАМОВ В.П. Нуклиды уранового и ториевого рядов и калий-40 в ноосфере. М.: Атомиздат, 1977. 10 с.

ГРЕШИЛОВ Л.А., КОЛОБАШКИН В.М., ДЕМЕНТЬЕВ С.И. Продукты мгновенного деления U^{235} , U^{238} , Pu^{239} в интервале 0-1ч: Справочник. М.: Атомиздат, 1969. 131 с.

ГРИГОРЬЕВ А.Ф., СУЛТАНБАЕВ А.С. Содержание урана в почвах и растениях Сусамырской впадины. - В кн.: Тр. мол. уч. Киргиз. НИИ Земледелия. Фрунзе, 1976. Вып.5. С.44.

ГРОДЗИНСКИЙ Д.М. Естественная радиоактивность почв УССР и методы ее изучения. - В кн.: Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. Изд-во Ростов. ун-та, 1962. С.169-173.

ГРОДЗИНСКИЙ Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. Киев: Наук. думка, 1965. 216 с.

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.

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.

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.

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.

ГУЛЯКИН И.В., ЮДИНЦЕВА Е.В. Радиоактивные продукты деления в почвах и растениях. М.: Госатомиздат, 1962.

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.

ГУЛЯКИН И.В., ЮДИНЦЕВА Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология // М.: Колос, 1973. 272 с.

ГУЛЯКИН И.В., ЮДИНЦЕВА Е.В. К вопросу агрохимии радиоактивных продуктов деления // Агрохимия. - 1978. - N 1. - С.145.

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.-N 4. -С.112.

ГУЛЯКИН И.В., ЮДИНЦЕВА Е.В., МАКАРЕВИЧ К.И. Поступление стронция-90 в горох из дерново-подзолистых почв // Агрохимия.-1977.-N 4.-С.112.

ГУСЕВ Н.Г. Защита от гамма-излучения продуктов деления: Справочник. М.: Атомиздат, 1968.

ГЮЛАЛИЕВ Т.Д. Закономерности распределения и миграции естественных и искусственных радионуклидов в системе почва-растение в условиях Азербайджана: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - Обнинск, 1991. 26 с.

ДАВЫДОВ А.М., АСВАРОВА Т.А., КУКУЛИЕВА Э.Н. Содержание и миграция валового тория в почвенном покрове

Ногайской степи. - В кн.: Микроэлементы в почвах Терско-Кумской низменности Дагестана. Махачкала, 1981. С.202-205.

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.

ДЕМКОВ О.Т. Накопление радиоактивных изотопов горными растениями: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - Киев, 1967.

ДИБОБЕС И.К., ПАНТЕЛЕЕВ Л.И., ЗАЙДМАН С.Я., СКРЯБИН А.М., АНТРОПОВА З.Г., ЛЕБЕДЕВ В.М., МЕШАЛКИНА Н.Г., ПЕРМЫСЛОВА Л.М., ПОГОДИН Р.И. Глобальные выпадения стронция-90 на территории Урала в период 1961-1966 гг. - М.: Атомиздат, 1967.

ДОКУЧАЕВ В.В. Учение о зонах природы. СПб., 1899.

ДОСПЕХОВ Б.А. Методика полевого опыта. - М.: Колос, 1967.

ДРИЧКО В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов // Итоги науки и техники. Сер. Радиационная биология. Т.4. -М.: ВИНТИ, 1983. - С.66-98.

ДРИЧКО В.Ф., ЛИСАЧЕНКО Э.П. Возможные формы зависимости между концентрациями естественных радионуклидов в почве и растениях в пределах фоновой вариации концентраций. - В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск, 1984. С. 70-71.

ДРИЧКО В.Ф., ЛИСАЧЕНКО Э.П., МИХАЙЛОВА О.А., ПОНИКАРОВА Т.М., ПОПОВ Д.К. Переход некоторых естественных радионуклидов из почвы в растения. М.: 1976.

ДРИЧКО В.Ф., ПОНИКАРОВА Т.М., ЕФРЕМОВА М.А. Поступление ^{137}Cs в кострец безостый из торфяной почвы при поверхностном внесении калийных удобрений.-В матер. международной конф. "Радиоэкология торфяных почв". Санкт-Петербург, 1994.-С.75-77.

ДРОБКОВ А.А. Естественные радиоактивные элементы и их биологическая роль. - В кн.: Микроэлементы в жизни растений и животных. Изд-во АН СССР. М.: 1952. - С.449-514.

ЕЛИШАЕВИЧ Н.В., ИВАНОВА Т.Г., МОРОЗОВА Т.К., СУРМАЧ Н.Г., НЕОКЛАДНОВА Л.Н. Накопление радионуклидов хозяйственно полезными растениями. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. радиобиолог. съезда. Пущино, 1989. Т.2. - С.441.

ЕРМОЛАЕВА-МАКОВСКАЯ А.П., ЛИТВЕР Б.Я. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. -М.: Атомиздат, 1978. - 160 с.

ЖИГАРЕВА Т.Д., МАМОНТОВА Л.А., ЮДИНЦЕВА Е.В., СОКОЛОВА-СИДОРОВА Е.Д. Изменение доступности радионуклидов растениями при химизации сельского хозяйства. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. - М.: 1979. - С.150.

ЖИГАРЕВА Т.Л., ЮДИНЦЕВА Е.В., ПЕТРОВ Е.В., ХОДОРОВСКИЙ Ю.М. Поведение ^{238}U и ^{232}Th в системе почва-растение // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1984. - Т.1. - С.93.

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.

ЗАХАРОВ С.А. Почвы виноградных совхозов Ганджинского района Гостреста "Азвин". - Баку: Гострест Азвин, 1929.

ЗАХАРОВ С.А. Почвы Нахичеванской АССР. - Баку: АзФАН, 1939.

ЗАЦЕПИНА Л.Н. Формы соединений стронция-90 в атмосферных осадках и почвах и методы их определения: Автореф. дисс. канд. с.-х. наук. -М., 1973.

ЗАЦЕПИНА Л.Н., УСПЕНСКАЯ А.А., НАЗАРОВА Л.Ф. Необменный стронций-90 в почвах Дарвинского заповедника // Тр. Дарвин. заповедника. Вологда, 1973. - Вып. 13. - С.45.

ЗУБАРЕВА И.Ф. Влияние концентрации ^{90}Sr в почве на коэффициенты накопления радиостронция в проростках пшеницы // Агрохимия. - 1975. - N 10. - С.135.

ЗЫКОВА А.С., Телушкина Е.Л., Рублевский В.П., Ефремова Г.П., Кузнецова Г.А. Скорость выпадения аэрозолей цезия-137 и стронция-90 из атмосферы // Тр. Ин-та эксперим. метеорологии, 1971. - Вып. 21. - С.63.

ИВАНОВ С.Н., ШАГАЛОВА Э.Д., ШИФРИНА С.С. О некоторых особенностях определения величины коэффициенты дискриминации стронция-90 относительно кальция в системе "почва-растение" // Докл. АН БССР. - 1974. - Т.18. - N 1. - С.66.

ИСКРА А.А., БАХУРОВ В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. - М.: Энергоатомиздат, 1981. - 124 с.

ИСТОЧНИКИ и действие ионизирующей радиации: Докл. НКДАР ООН. Нью-Йорк, 1978. Т.1.

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.

КАЛЬЧЕНКО В.А. Экспериментальное получение мутаций у яровой пшеницы сорта Искра по признаку накопления Sr^{90} // Генетика. - 1971. - Т.7. - N 2. - С.33-38.

КАРАБАДЖАК И.Г., НЕДЯЛКОВ С.И., СТАСЬЕВ Г.Я., ЗАГОРЧА К.Л. Содержание и миграция естественных радиоактивных элементов в системе удобрение-почва-растение // В кн.: Токсикологический и радиологический контроль состояния почв и растений в процессе химизации с.-х. М.: 1981. - С.140-149.

КАРОЛЬ И.Л., МАЛАХОВ С.Г. Глобальное распределение в атмосфере и выпадение радиоактивных продуктов ядерных взрывов. - В сб.: "Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии". М.: Атомиздат, 1965. - 244 с.

КВАРАЦХЕЛИА Н.Т., АРНАУТОВ Г.Н. Влияние органических и минеральных удобрений на вынос радиостронция из некоторых почв Грузинской ССР. - В кн.: Радиоактивные изотопы в почвах и растениях: Тр. по агро. физике. М.-Л.: Колос, 1969. - Вып. 18. - С.104.

КВАРАЦХЕЛИА Н.Т., ГЛОНТИ Г.Г. О миграции стронция-90 в почвах Грузии // Почвоведение. - 1965. - N 10. - С.64.

КИПИАНИ Р.Я., ТВАЛЧРЕЛИДЗЕ Э.В., ЗОИДЗЕ Д.Ш., МОДЗМАНИШВИЛИ Г.Г. Некоторые закономерности загрязне-

ния растений стронцием-90 в Грузии // Радиобиология. - 1977. - Т.17. - Вып.3. - С.450.

КИРИЛЛОВ В.Ф., ЧЕРКАСОВ Е.Ф. Радиационная гигиена: Учебник. Под ред. Ф.Г.Кроткова. М.: Медицина, 1982. - 248 с.

КИЧИБЕКОВ Б.С. Концентрация стронция-90 в продуктах питания населения различных почвенно-климатических районов Азерб. ССР за 1966-1969 гг. - Учен. зап. Азерб. гос. мед. ин-та, 1972. - Т.36. - С.40.

КЛЕЧКОВСКИЙ В.М. Миграция радионуклидов в биосфере // Вест. АН СССР. - 1966. - N 5. - С.93.

КЛЕЧКОВСКИЙ В.М., ГУЛЯКИН И.В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение. - 1958. - N 3. - С.17.

КЛЕЧКОВСКИЙ В.М., СОКОЛОВА Л.Н., ЦЕЛИЩЕВА Г.Н. Сорбция микроколичеств 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.3.

КЛЕЧКОВСКИЙ 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.

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. - N 1. - С.11.

КРАТКИЙ курс радиохимии: Учебник. Под ред. А.В.Николаева. М.: Изд-во "Высшая школа". 1969. - 334 с.

КОВАЛЕВ Р.В. Почвы Ленкоранской области. Баку: Изд-во АН АзССР, 1966.

КОВАЛЕВСКИЙ А.Л. Естественные радиоактивные элементы в растениях Сибири. Улан-Удэ. Бурятское книжное изд-во. 1966. - 96 с.

КОГАН Р.М., НАЗАРОВ И.М., ФРИДМАН Ш.Д. Основы гамма-спектрометрии природных сред. М.: Атомиздат, 1976. - 363 с.

КОКОТОВ Ю.А., ПОПОВА Р.Ф., УРБАНИЮК А.П. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами // Радиохимия. - 1961. - Т.3. - N 2. - С.199.

КОНОВАЛОВА М.Е., ПАКИНА И.Г., ОДАЕВА Н.Л. Содержание естественно-радиоактивных элементов в системе удобрение-почва-растение. - Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М.: 1979. - С.165-166.

КОРНЕЕВА Н.В. Влияние видовых и сортовых особенностей растений на накопление стронция-90 в урожае яровой пшеницы и гороха: Автореф. дисс. канд. биол. наук. -М.: 1974. - 18 с.

КУЗНЕЦОВ С.С. Вопросы геоморфологии Закавказья // Изв. ГГО. - 1938. - Т.70. - N 3.

КУЗНЕЦОВ А.В., АГИШЕВ М.Х., МГЕЛАДЗЕ В.С., НЕДЯЛКОВ С.И. Естественные радиоактивные нуклиды в системе почва-удобрение-растение. - В кн.: Влияние интенсификации с.-х. на накоп. естеств. радионуклидов в почве и продукции растениеводства. М.: 1986. - С.3-18.

КУЗЬМИЧ М.А. Пути уменьшения радиоактивного загрязнения почв и растений // Химизация с.-х. - 1988. - N 2. - С.33-35.

КУЛИКОВ Н.В., КАРАВАЕВА 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.

КУРГАНСКАЯ В.М., БРЕНДАКОВ В.Ф. Влияние атмосферных осадков на уровни загрязнения почвенного покрова продуктами ядерных взрывов. - Радиобиология: Информ. бюл., 1971. - Вып. 13. - С.8.

ЛАВРЕНЧИК В.Н. Распределение концентраций Ce^{144} и Ru^{106} над Атлантическим океаном в 1958 г. // Атомная энергия. - 1962. - Т.13. - Вып.1. - С.72.

ЛАВРЕНЧИК В.Н. Глобальное выпадение продуктов ядерных взрывов. М.: Атомиздат, 1965.

ЛИСТ Д., МАХТА Л., АЛЕКСАНДЕР Т., АЛЛЕН Д., МЕЙЕР М., ВЭЛАСИС В., ХАРДИ Э. Стронций-90 на земной поверхности. - В кн.: Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов. М.: Атомиздат, 1968.

МАКЕЕВ А.П., ПЯТНОВ Ю.Н., ПОВАЛЯЕВ А.П. Накопление урана дикорастущими и сеянными травами в условиях Казахстана. - В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. 1984. Обнинск: Т.1. - С.87-88.

МАЛАХОВ С.Г., ДАВЫДОВ Е.Н., НЕХОРОШЕВА М.П. Временные колебания концентрации продуктов деления в приземном слое атмосферы в Подмоскowie и на о-ве Зейса Земли Франца Иосифа в 1956-1963 гг. - В сб.: Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии. М.: Атомиздат, 1965.

МАЛЮГА Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М., 1965.

МАМЕДОВ Р.Г. Агрофизические свойства почв Азербайджанской ССР. Баку: Элм, 1989. - 244 с.

МАМОНТОВА Л.А. Поведение в почвах радиостронция и радиоцезия и накопление их в урожае растений и зависимости от применения торфа, карбонатов и фосфатов кальция и калия. Автореф. дисс. канд. биол. наук. - М., 1977. - 16 с.

МАРЕЙ А.Н., БАРХУДАРОВ Р.М., ЧУМАК В.К., ПЕТУХОВА Э.В., ТЮРЮКАНОВА Э.Б., КУЗНЕЦОВА Г.А., НОВИКОВА Н.Я., ПОЖИВИЛОВА С.Б., БОГДАНОВИЧ Г.А. Особенности поступления глобальных цезия-137 и стронция-90 по пищевым цепям населению Полесья // Гигиена и санитария. - 1970. - N 1. - С.61.

МАРЕЙ А.Н. Радиоактивное загрязнение внешней среды и человек. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т.2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971. - С.164.

МАРЕЙ А.Н., БАРХУДАРОВ Р.М., НОВИКОВА Н.Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: Атомиздат, 1974. - 168 с.

МАХОНЬКО К.П., МАЛАХОВ С.Г., НЕХОРОШЕВА М.П. Вымывание из атмосферы продуктов деления. - В кн.: Радиоактивные изотопы в атмосфере и их использование в метеорологии. М.: Атомиздат, 1965.

МГЕЛАДЗЕ В.С., БОЛКВАДЗЕ И.И., ПЕРАДЗЕ К.И. Естественные радиоактивные элементы в основных типах почв виноградарских районов Западной Грузии. - В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск. 1984. - С.86.

МЕЛЬНИКОВА М.К., ДОЦЕНКО Л.С., КУДЕЛЯ А.Д. Возможности уменьшения поглощения растениями радиоактивного стронция из почв. М.: Изд-во АН СССР, 1960.

МЕЛЬ И. Уровни естественного и техногенного облучения человека // Атомная техника за рубежом. - 1979. - N 5 - С.40-45.

МЕТОДИЧЕСКИЕ указания по определению естественных радионуклидов в почвах и растениях. - М.: 1985. - 22 с.

МИНАШИНА Н.Г., ЕГОРОВ В.В. Мелиоративные особенности и классификация гипсоносных почв // Почвоведение. - 1975. - N 10. - С.74.

МОВСУМОВ З.Р. Азот в земледелии Азербайджана. Баку: Элм, 1978. - 162 с.

МОИСЕЕВ А.А., РАМЗАЕВ П.В. Цезий-137 в биосфере. - М.: Атомиздат, 1975. - 182 с.

МОИСЕЕВ И.Т. Влияние различной обработки почвы, внесения удобрений и некоторых химических веществ на поступление Sr^{90} в растения и его накопление в урожае: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - М., 1970.

МОИСЕЕВ И.Т., РЫДКИЙ С.Г. Влияние внесения в почвы кремнокислого и трехзамещенного фосфорнокислого натрия на накопление стронция-90 в урожае растений. М.: Атомиздат, 1969.

МОИСЕЕВ И.Т., АЛЕКСАХИН Р.М., ТИХОМИРОВ Ф.А. Сравнительная оценка накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs пшеницей и картофелем // Вестн. МГУ. Сер. биология, почвоведение. - 1973. - N 6. - С.86.

МОИСЕЕВ И.Т., ТИХОМИРОВ Ф.А., АЛЕКСАХИН Р.М., РЕРИХ Л.А., САЛЬНИКОВ В.Г. Поведение ^{137}Cs в почвах и его накопление в сельскохозяйственных растениях // Почвоведение. - 1976. - N 7. - С.45.

МОИСЕЕВ И.Т., ТИХОМИРОВ 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. - N 3. - С.105-109.

МОИСЕЕВ И.Т., ТИХОМИРОВ Ф.А., РЕРИХ Л.А. О действии и последствии соединений кальция и органического вещества на поступление ^{90}Sr в урожай культур // Агрохимия. - 1978. - N 7. - С.119-125.

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.

МОЛЧАНОВА И.В., КАРАВАЕВА Е.Н., КУЛИКОВ Н.В. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения // Экология. - 1972. - N 3. - С.78.

МОЛЧАНОВА И.В., МИХАЙЛОВСКАЯ Л.Н. О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах. - В кн.: Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979. - С.22.

МОРДБЕРГ Е.Л., АЛЕКСАНДРУК В.М., КОВЫГИН Г.Ф., ШЕВЧЕНКО И.И., БЛЮМШТЕЙН В.М., ЮШКЕВИЧ Г.Ф. Переход изотопов уран-радиевого ряда в зерно некоторых сельскохозяйственных культур // Гигиена и санитария. - 1976. - N 2. - С.58-61.

МОРДБЕРГ Е.Л., ШЕВЧЕНКО И.И., ШАЛАЕВА М.П., БЛЮМШТЕЙН В.М. Накопление естественных радиоизотопов в картофеле, овощах и бахчевых // Гигиена и санитария. - 1977. - N 9. - С.105-107.

НАЗАРОВА Л.Ф. Поведение стронция-90 в дерново-подзолистых почвах: Автореф. дисс. канд. с.-х. наук. - М., 1975.

НОВИКОВА Н.Я. Особенности поведения цезия-137 в системе почва-растение-пищевые продукты на территории Белорусского Полесья: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - М., 1978.

НОВИКОВА С.К., ТЮРЮКАНОВА Э.Б. Распределение стронция-90 в почвах лугово-степной зоны // Почвоведение. - 1968. - N 12. - С.46.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И. Поступление и распределение радиоактивных продуктов ядерных взрывов на земной поверхности. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т.2. Радиоз экология. М.: Атомиздат, 1971. - С.41-81.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ЗАЦЕПИНА Л.Р. К вопросу об изучении форм поступления некоторых продуктов деления на земную поверхность. М.: Атомиздат, 1965. - 216 с.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ЗАЦЕПИНА Л.Н., ТЮРЮКАНОВА Э.Б., БАРАНОВ В.И. О поступлении стронция-90 в растения. М.: Атомиздат, 1965.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ЗАЦЕПИНА Л.Н., ТЮРЮКАНОВА Э.Б., БАРАНОВ В.И. О подвижности и формах нахождения Sr^{90} , стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и черноземной почвах. - В кн.: Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966а. - С.22.

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. - Информ. бюлл. Радиобиология, 1966б. - Вып.9. - С.17.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ТЮРЮКАНОВА Э.Б. О влиянии природных условий на содержание и распределение радиоактивного стронция в почвенном покрове. М.: Атомиздат, 1967.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ТЮРЮКАНОВА Э.Б. Миграция искусственных радионуклидов в природных биогеоценозах. - В кн.: Проблемы радиоз экологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976. - С.30.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ТЮРЮКАНОВА Э.Б., БАРАНОВ В.И. Глобальное распределение радиоактивного стронция по земной поверхности. М.: Наука, 1970. - 160 с.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ТЮРЮКАНОВА Э.Б., БЛОХИНА М.И. К вопросу об определении обменных кальция и стронция в почвах // Аналитическая химия. - 1966. - N 2. - С.157.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., ФЕДОСЕЕВ Г.А., БАБИЧЕВА Е.В., ЗАЦЕПИНА Л.Н., ТЮРЮКАНОВА Э.Б. К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках // Почвоведение. - 1964. - N 2. - С.105.

ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., БАБИЧЕВА Е.В. Долгоживущие искусственные и естественные радиоизотопы в зерне сельскохозяйственных культур в Подмосковье. М.: Атомиздат, 1973.

ПЕРЕЛЬМАН А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975. - 340 с.

ПОГОДИН Р.И. Физико-химические процессы, обуславливающие миграцию и биологическую доступность цезия-137 и стронция-90 в почвенной системе. - В кн.: Материалы Всесоюз. симпоз. "Теоретические и практические аспекты малых доз ионизирующей радиации". Сыктывкар, 1973. - С.120.

ПОЛЯКОВ Ю.А. Проблема "заражения" почв и сельскохозяйственных посевов продуктами радиоактивного распада // Почвоведение. - 1956. - N 8. - С.57.

ПОЛЯКОВ Ю.А. Поглощение почвами и растениями стронция. - В кн.: Вопросы физико-химии почв и методы исследований. Изд-во АН СССР, 1959. - С.114.

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.

ПОЛЯКОВ Ю.А. Радиоэкология и дезактивация почв. -М.: Атомиздат, 1970. - 304 с.

ПОЛЯКОВ Ю.А., ГРАКОВСКИЙ В.Г. Диффузия ионов стронция-90 в почвах. - В тр. Дарвин. заповедника. Вологда: 1968. - Вып.8. - С.164.

ПОЛЯКОВ Ю.А., КАЛИШИНА Л.Н., НАЗАРОВА Л.Ф. Роль физико-географических условий среды в явлениях миграции радионуклидов (β -излучателей) в почвах. - В кн.: Радиоактив-

ные изотопы в почвах и растениях: Тр. по агроном. физикс. М.: Колос, 1969. - Вып.18. - С.43.

ПОЛЯКОВ Ю.А., КАДЕР Г.И., КРИНИЦКИЙ В.В. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т.2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1970. - С.90.

ПРИЛИПКО Л.И. Растительный покров Азербайджана. Баку: Изд-во "Элм", 1970.

ПРИСТЕР Б.С. Поведение урана в биологической цепочке. Препринт. ГКИАЭ СССР. М., 1969. - 12 с.

ПРИСТЕР Б.С., ПЕРЕПЕЛЯТНИКОВА Л.В., КУНОВСКИЙ В.И. Влияние удобрений и мелиорантов на поступление радиоцезия в растения картофеля. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. М., 1989. - Т.2. - С.511.

ПРОХОРОВ В.М. О диффузии стронция-90 в почве и песке // Радиохимия. - 1962. - Т.4. - N 2. - С.205.

ПРОХОРОВ В.М. Роль диффузных процессов в миграции радиоактивных загрязнений // Атомная энергия. - 1965. - Т.18. - Вып. 6. - С.631.

ПРОХОРОВ В.М. Диффузия некоторых радиоактивных продуктов деления в почвах. - Инф. бюлл. Радиобиология, 1966. - Вып. 9. - С.46.

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.

ПРОХОРОВ В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах: (Физико-химические механизмы и моделирование): Автореф. дисс. д-ра хим. наук. Л., 1974.

ПРОХОРОВ В.М. Экспресс-метод оценки вертикального выноса элементов из пахотного слоя почвы // Почвоведение. - 1976. - N 4. - С.161.

ПРОХОРОВ В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981. - 98 с.

ПРОХОРОВ В.М., БАРАНОВА З.А., РЫЖИНСКИЙ М.В., ФРИД А.С., ШИРОКОВ В.Д. Изучение связи между ^{90}Sr и свойствами почвы методом многомерной математической статистики // Агрохимия. - 1972. - N 4. - С.101.

ПРОХОРОВ В.М., РЫЖИНСКИЙ М.В., АЛЕКСАХИН Р.М., ГОЛЬЦЕВ В.Ф. Прогноз вертикальной миграции стронция-90 в почвах с использованием математической модели // Почвоведение. - 1974. - N 1. - С.52.

ПРОХОРОВ В.М., ФРИД А.С. Влияние солевой концентрации почвенного раствора на скорость диффузии в почве микроколичеств Sr^{90} // Радиохимия. - 1965. - Т.7. - Вып.4.

ПРОХОРОВ В.М., ФРИД А.С. Влияние гумуса на скорость диффузии Sr^{90} в кварцевом песке // Почвоведение. - 1966. - N 3.

ПРОХОРОВ В.М., ФРИД А.С. Расчет вертикального перемещения стронция-90 в однородных почвах // Радиобиология. - 1970. - N 3. - С.54.

ПРОХОРОВ В.М., МОСКЕВИЧ Л.П., МОРДБЕРГ Е.Л., ШЕВЧЕНКО И.И. Количественные характеристики поступления U из почв в растения. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. М.: 1979. - С.162-163.

РАДИОАКТИВНЫЕ загрязнения внешней среды. Под ред. В.П.Шведова и С.И.Широкова. М.: Госатомиздат, 1962.

РАДИОАКТИВНОСТЬ и пища человека. Под ред. Р.С.Рас-селла. Пер. с англ. М.: Атомиздат, 1971. - 375 с.

РАЙКОВ Н., ГРАКОВСКИЙ В., БУРЕЦ Л. Диффузия на стронций-90 и цезий-137 в почвите // Почвоведение и агрохимия. - 1977. - Т.12. - N 2. - С.44.

РАТНИКОВ А.Н., ЖИГАРЕВА Т.Л., ПЛЕСЦОВ Б.М., ПОПОВА Г.И., ЮДИНЦЕВА Е.В., ПЕТРОВ К.В., КРУГЛОВ С.В., Поведение радиоактивных веществ в системе почва-растение на основных типах почв СССР. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. Т.2. Пущино: 1989. - с.519.

РЕЙНГАРД А.Л. К вопросу о следах ледникового периода на Куссарской наклонной равнине // Изв. РГО. - 1928. - Т.58. - Вып.1. - С.3.

РЕЙНГАРД А.Л. К вопросу о четвертичном оледенении Кавказа // Докл. АН СССР. - 1927. - N 19. - С.319.

РОЗАНОВ А.Н. Серо-коричневые почвы Кура-Араксинской низменности // Почвоведение. - 1952. - N 12.

РОЗАНОВ А.Н. Зональные почвы равнин и предгорий Кура-Араксинской низменности: Вопросы происхождения почв и их мелиорации // Тр. Почв. ин-та им. В.В.Докучаева, 1954. - Т.44.

РОЗАНОВ А.Н. О зональных типах почв равнин и предгорий Кура-Араксинской низменности. - В кн.: Тр. совещ. по вопросам классификации, географии и мелиорации почв Закавказья. Баку: Изд-во АН АзССР, 1955.

РОСЯНОВ С.П., ВИНОГРАДОВА В.К., ГУСТОВА Л.И., ГЕДЕОНОВ Л.И. Распределение Sr^{90} и Cs^{137} по профилю почв в природных условиях в 1964 г. М.: Атомиздат, 1967.

РОСЯНОВ С.П., ВИНОГРАДОВА В.К., ГЕДЕОНОВ Л.И. О миграции стронция-90 по профилю почв // Почвоведение. - 1971. - N 6. - С.29.

РУБЦОВ Д.М. Распределение урана и радия в горных подзолистых почвах редколесья. - В кн.: Радиозоологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. - С.42-52.

РУБЦОВ Д.М., ПРАВДИНА Э.И. Содержание и распределение естественных радиоактивных элементов (урана, радия, тория) в почвах некоторых ландшафтов Северного Урала. - Информ. бюлл. науч. совета по пробл. радиобиологии АН СССР. - 1971. Вып. 13. - С.130-134.

РУБЦОВ Д.М., ПРАВДИНА Э.И. Содержание и распределение урана, радия и тория в горных тундровых почвах. - В кн.: Радиозоологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. - С.67-85.

РУСАНОВА Г.В. Содержание радия в некоторых почвах района повышенной радиации и влияние удобрений на его подвижность. - В кн.: Радиозоологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. - С.22-32.

САБОИЕВ С. Почвенно-биогеохимическая характеристика пустынных биогеоценозов Восточного Памира: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - М., 1970.

САЛАЕВ М.Э. Почвы Малого Кавказа. Баку: Изд-во АН АзССР, 1966.

САНЖАРОВА Н.И. Влияние почвенных условий и распределения корневых систем на поступление ^{90}Sr в дикорастущие травянистые растения: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - М.: 1978.

САУРОВ М.М. Поведение радиоактивных веществ в почвах и миграция их в флору и фауну. - Сб.: Радиационная гигиена. Т.2. Медгиз, 1962.

СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ радиоэкология // Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.; Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология, 1991. - 400 с.

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.

СТАСЬЕВ Г.Я. Радиоэкология агрикультурных ландшафтов Молдавии. - В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1984. - Т.1. - С.71-72.

СТАСЬЕВ Г.Я. Естественная радиоактивность озимой пшеницы и кукурузы. - Сб.: Науч. тр. "Влияние интенсив. химизации с.-х. на накоп. естественных радиоактивных нуклидов в почве и продукции растениеводства". М.: 1986. - С.59-72.

СУЛТАНБАЕВ А.С., ГРИГОРЬЕВ А.Ф. Содержание естественного урана в почве и вынос его урожаем растений. - Науч. тр. Киргиз. НИИ Земледелия, 1974. - вып. 12. - С.197-207.

СУЛТАНБАЕВ А.С., ГРИГОРЬЕВ А.Ф. Содержание урана в почвах и растениях Тянь-Шаня. - В кн.: Соверш. технол. возделывания с.-х. культур - науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. Фрунзе, 1979. - Вып.16. - С.240-250.

СУЛТАНБАЕВ А.С., КИПКАЛОВА Р.К. Накопление урана различными видами растений Южной Киргизии. - В кн.:

Соверш. технол. возделывания с.-х. культур - науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. Фрунзе, 1979. - вып. 16. - С.232-239.

ТАСКАЕВ А.И. Распределение и геохимическое поведение изотопов урана, тория и радия в горных тундровых почвах. - Тр. Коми фил. АН СССР. 1983. - N 60. - С.66-75.

ТАУСОН Л.В. Геохимия редких элементов в гранитоидах. М.: АН СССР, 1961.

ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ Н.В., ТИТЛЯНОВА А.А., ТИМОФЕЕВА Н.А., МАХОНИНА Г.И., МОЛЧАНОВА И.В., ЧЕБОТИНА М.Я. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор. - В кн.: Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966. - С.46.

ТИМОФЕЕВА Н.А. К вопросу о миграции радиостронция в биогеоценозах // Докл. АН СССР. Сер. биол. - 1960. - Т.133. - N 2. - С.488.

ТИМОФЕЕВА Н.А., ТИТЛЯНОВА А.А. Сорбция стронция-90 почвами // Изв. АН СССР. Сер. биол. - 1959. - N 1. - С.111.

ТИТАЕВА Н.А., ТАСКАЕВ А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. - Л.: Наука, 1984. - 232 с.

ТИТЛЯНОВА А.А. О поведении цезия и рубидия в почвах // Почвоведение. - 1962. - N 3. - С.53.

ТИТЛЯНОВА А.А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями: Автореф. дисс. канд. биол. наук. - Свердловск, 1963.

ТИТЛЯНОВА А.А., ТИМОФЕЕВА Н.А. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве // Почвоведение. - 1959. - N 3. - С.86.

ТИТЛЯНОВА А.А., ТИМОФЕЕВА Н.А. Сорбция радиоактивных изотопов почвой. - Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. 1962. - Вып. 22. - С.17.

ТИХОМИРОВ Ф.А. Вопросы радиозэкологии лесных биогеоценозов. - В кн.: Проблемы радиозэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976. - С.70.

ТИХОМИРОВ Ф.А., АЛЕКСАХИН Р.М. Действие ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т.2. М.: Атомиздат, 1971. - С.228.

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, Vienna, IAEA, 1972, - vol.11. - p.675-688.

ТИХОМИРОВ Ф.А., ПРОХОРОВ В.М., МОИСЕЕВ И.Т., ЗУБАРЕВА Л.Н., РЕРИХ Л.А. Нахождение связи между поступлением ^{137}Cs в растения и свойствами почв // Агрохимия. - 1978. - N 8. - С.116.

ТИХОМИРОВ Ф.А., ЮЛАНОВ В.П., КАРАБАНЬ Р.Т., ТЕПЛЯКОВ И.Г. Распределение и миграция радиоактивного стронция в кронах древесных растений. - Информ. бюлл. Радиобиология: 1971. - Вып.13. - С.71.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б. О методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов. М.: Атомиздат, 1968.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б. Ландшафтно-геохимические аспекты миграции стронция-90. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т.2. Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971. - С.81.

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.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б. Радиогеохимия почв полесий Русской равнины. М.: Наука, 1974.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б. Экология стронция-90 в почвах (ландшафтно-геохимические аспекты). М.: Атомиздат, 1976.-128 с.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б., ПАВЛОЦКАЯ Ф.И., БАРАНОВ В.И. Распределение радиоактивного Sr^{90} в почвах различных природных зон. М.: Атомиздат, 1967.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б., БЕЛЯЕВА Л.И., ЛЕВКИНА Н.И. Sr^{90} в почвах полесий. - Тез. докл. IV съезда почвоведов. Алма-Ата, 1971.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б., АЛИЕВ Д.А., АБДУЛЛАЕВ М.А. Распределение стронция-90 в почвах Азербайджанской ССР. М.: 1978. - 18с.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б., КОНОВА Н.И., САБОИЕВ С. Радиоактивный стронций в почвенно-растительном покрове пастбищ Восточного Памира // Экология. - 1971. - N 1. - С.45.

ТЮРЮКАНОВА Э.Б., КАЛУГИНА В.А. О поведении тория в почвах // Экология. - 1971. - N 5. - С.93-95.

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.

ТЯЖЕЛЫЕ естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы // Алексахин Р.М., Архипов Н.П., Бархударов и др. Под ред. Алексахина Р.М. - М.: Наука, 1990. - 350 с.

ФИРСАКОВА С.К., ШИРШОВ В.А. О размерах загрязнения пастбищного корма стронцием-90 в 1965-1967 гг. // Агрохимия. - 1971. - N 11. - С.128.

ХОДОРОВСКИЙ Ю.М., ЮДИНЦЕВА Е.В., ИВАНОВ Ю.А., ЖИГАРЕВА Т.Л., ПОСАДСКИЙ В.И. Поступление ^{238}U в луговые травы. - Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск, 1984. - С.95.

ХОМИЧ В.К., МАРЦУЛЬ Н.Н. Накопление естественных радионуклидов в почве и растениях под влиянием длительного внесения удобрений. - В сб.: Науч. тр. "Влияние интенсив. химизации с.-х. на накоп. естественных радиоактивных нуклидов в почве и продукции растениеводства". М.: 1986. - С.85-90.

ЧУЛКОВ П.М. Содержание стронция-90 в почве и растительном покрове Московской области. М.: Изд-во АН СССР, 1960.

ЧУЛКОВ П.М., КУРЧАТОВ Л.Н., ЮЗВУК Н.А., ВОДКОВСКАЯ О.А. Содержание Sr^{90} в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы // Почвоведение. - 1957. - N 4. - С.28.

ЧУРКИН В.Н., БРЕНДАКОВ В.Ф. Обобщенные характеристики радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова Советского Союза в 1963 г. - Информ. бюлл. Радиобиология: 1966. - вып. 9. - С.11.

ШАКУРИ Б.К. Содержание валовых и подвижных форм микроэлементов в почвах Закавказья // Почвоведение. - 1981. - N 4. - С.49.

ШВЕДОВ В.П., ЖИЛКИНА М.И., ВИНОГРАДОВА В.К., ИВАНОВ Л.М. Выпадение радиоактивных изотопов в различных географических районах. - В кн.: Радиоактивные загрязнения внешней среды. М.: Атомиздат, 1962. - 275 с.

ШИРШОВА Р.А. Влияние калийных удобрений на поступление в растения радиоактивного стронция // Почвоведение. - 1962 - N 3. - С.36.

ШИРШОВА Р.А. Сравнительное поступление и распределение стронция-90 и кальция, цезия-137 и калия в разных органах сельскохозяйственных растений // Агрохимия. - 1973. - N 3. - С.89.

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.

ШИХАЛИБЕЙЛИ Э.Ш. Геологическое строение и развитие Азербайджанской части южного склона Большого Кавказа. Баку: Изд-во АН АзССР, 1956.

ШУБКО В.М., КУРЧАТОВ Б.В. Выпадение долгоживущих продуктов деления на территории СССР в 1959-1960 гг. М.: Атомиздат, 1961.

ШУКТОМОВА И.И. Особенности распределения естественных радионуклидов в некоторых почвах Полярного Урала. - Тез. докл. 9-го Симп. биол. пробл. Севера. Сыктывкар, 1981. - Ч.1. - С.329.

ШУКТОМОВА И.И., ТИТАЕВА Н.А., ТАСКАЕВ А.И., АЛЕКСАХИН Р.М. Поведение урана, радия и тория в почвах горной тундры // Почвоведение. - 1983. - N 8. - С.49-53.

ШУТОВ В.Н., МОСКЕВИЧ Л.П., ДРИЧКО В.Ф. О некоторых закономерностях поступления щелочноземельных элементов из почвы в растение // Почвоведение. - 1982. - N 3. - С.31.

ЭЙЗЕНБАД М. Радиоактивность внешней среды: Пер. с англ. Под ред. П.П.Лярского. М.: Атомиздат, 1967.

ЮДИНЦЕВА Е.В. Агрохимия стронция-90, цезия-137 и некоторых других продуктов деления: Автореф. дисс. д-ра биол. наук. - М., 1964.

ЮДИНЦЕВА Е.В., БАКУНОВ Н.А. Поступление в растения пшеницы цезия-137 из различных почв // Докл. ТСХА. - 1965. - Вып.115. - Ч.1. - С.61.

ЮДИНЦЕВА Е.В., ГУЛЯКИН И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968.

ЮДИНЦЕВА Е.В., ФОЛОМКИНА З.М. Влияние навоза и минеральных удобрений на поступление стронция-90 в пшеницу // Докл. ТСХА. - 1968. - Вып.133. - С.247.

ЯСТРЕБОВ М.Т. Естественная радиоактивность зональных почв европейской части СССР // ДАН СССР. - 1958. - Т.119. - N 3. - С.586-589.

ЯСТРЕБОВ М.Т. Естественная радиоактивность почв европейской части СССР // Изв. АН СССР. Сер. биол. - 1959. - N 3. - С.391-402.

ЯСТРЕБОВ М.Т. Содержание ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в некоторых растениях гидроморфных почвах Тамбовской области // Вестн. МГУ. Почвоведение: - 1983. - N 4. - С.28-32.

ЯСТРЕБОВ М.Т. ^{238}U и ^{232}Th в некоторых почвах, растениях и водах Тамбовской низменности. - В кн.: Тез. докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск: 1979. - С.164-165.

ЯСТРЕБОВ М.Т. Миграция некоторых естественных радионуклидов из почв водоразделов и почв речных пойм. - В кн.: Тез. докл. Всесоюз. конф. 23-25 декабря 1984 г. Почвы речных долин и дельт, их рациональн. использ. и охрана. М.: 1984. - С.83.

ADAMS W.H., CHRISTENSON C.W., FOWLER E.B. Relation ship of soil, plant and radionuclide. - Radioactive Fallout, Soils, Plant, Foods, Man. Amsterdam, London. New York: 1965.

ALEXANDER L.T. Health Safety Laboratory: Fallout Programm Quarterly Summary Report USA EC Report HASL-113, 1961, p.16.

ALPHEN J.G., F. de Los RIOS ROMERO. Gypsifereous soils (Notes on Their Characteristics and Management). Wageningen: Int. Inst. Land Reclam. Improvement, 1971.

ANDERSON W., BURTON L.K., CROOKALL J.O. Radiostontium and radiocaesium in milk during 1959 // Nature. - 1960. - Vol.187, - N 4732. - P.108.

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.

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.

BENINSON D., MIGLIORI A., MUGLIAROLI H., VANDER ELST. E. Comportamien to de productos de fision on seulos. - Informe Comis. nuc. energia atom., 1966. - N 171.

BRYANT F.I., 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.

COHEN P. Contamination radioactive des sols, Aspects et moyens de protection // Comp. rend. Acad. agric. France, 1961, - Vol. 47. - N 5.

COMAR C.L., RUSSELL R.S., WASSERMAN R.H. Strontium-calcium movement from soil to man // Science, - 1957, - Vol. 126. - N 3272. - P.485.

DELMAS J. Transfert des radionucléides aux cultures et aux produits agricoles. - Bull. informs sci. et techn. CEA. - 1977, - N 222. - P.39.

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.

ELLIS F.B., HAGUE J.M. Relative movement of Cs^{137} and Sr^{90} in soils. - Agric. Res. Council. Radiobiol. Lab. - 16, 1966.

ESSINGTON E., NISHITA H. Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns. // Plant and Soil. - 1966. - Vol. 24. - N 1.

EVANS E.J., DEKKER A.I. Fixation and release of ^{137}Cs in soils and soil separates // Canada J. Soil Sci. - 1966. - Vol. 46. - N 3. - P.217-222.

FEELY H.W. Worldwide deposition of strontium-90 through 1975. - In.: Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL. 308. New York, 1976. - P.1-137.

FRANCIS C.W. Radiostrontium Movement in Soils and Uptake in Plants. - Techn. Inform. Center U.S. Department of Energy, TID-27564, 1978.

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.

FORSGREN B. Tritium determinations in the study of palaeoformation. - Congr. ann., 1966. - Vol. 48. - N 2.

FREDRIKSSON L., ERIKSSON A., LONSJO H., HAAK E. Plant uptake and leaching of Cs^{137} . - FOA 4 Rapport C 4357-28. Stockholm, 1969.

GAILLEDREAN C. Influence of organic materials upon Sr^{90} migration in soils // Energie nucl. - 1960. - Vol.2. - N 5.

GARDEN B., GREEN J. Exchange capacities of some Sydney soils for strontium ions // Austral. J. Appl. Sci. - 1959. - vol.10. - N 2. - P.104.

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.

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 program: Quarterly summary report HASL-286. New York, 1974. - P.1-10.

HARDY E., ALEXANDER L.T. Rainfall and deposition of strontium-90 in Clallam Country, Washington // Science. - 1962. - Vol.136. - N 3519. - P.881.

HEINE K., WIECCHEN A. Untersuchungen zum Cs 137 Übergang in der Nahrungskette Boden-Bewuchs-Milch and einem gegebenen Standort. - Milchwissenschaft, 1979. Bd. 34. - N 5. - S.275.

HELF S. Environmental radioactivity in woods soil from Dover, New Jersey during 1964-1965. - Radiol. Health. Data and Repts., 1967, Vol. 8. - N 9. - P.553.

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.

KEIL R., FRANK T., SCHABES F.L. Vorkommen natürlicher Radionuclid in Boden. - Nature Strahlenex posit Menschen. Stuttgart. 1974, p.21-30.

KLOKE A. Die Wanderung von Sr^{90} in Boden // Naturwissenschaften. - 1961. - Vol. 48. - N 21.

KNOOP E., SCHROEDER D. Der ^{90}Sr - Gehalt einiger Boden Schleswig-Holsteins. - Naturwissenschaften, 1958. - Vol. 45. - N. 18. - P.436.

KULP J. Radionuclides in man from nuclear tests. - Radioactive Fallout, Soils, Plant., Foods, Man. Amsterdam, London, New York, 1965.

KURODA P.K., HODGES H.L., FRY L.M. Spring peak of strontium-90 fallout // Science. - 1960. - Vol. 132. - N 3429. - P.742.

LANDA E.R. Isolation of uranium mill tailings and their component radionuclides from the biosphere // US Geol. Surv. Circ. - 1980. - Vol. 814. - N 11. - P.14249.

LANDA E.R. Geochemical and radiological characterization of Soils from former radium processing sites // Health Phys. - 1984. - Vol.46. - N 2. - P.385-394.

LANGHAM W.H. Considerations of biospheric contamination by radioactive fallout. - In.: Radioactive fallout, soils, plants, foods, man. 1965.

LEIFER H., SCHOENBERG M., TOOKEL L. Updating stratospheric inventories to July 1975. In.: Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL-306. New York. 1976. - P.1-142.

LIBBY W.F. Benefication on soils contaminated with strontium-90: beneficial effects of potassium // Science. - 1958. - Vol. 128. - N 3332. - P. 1134.

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.

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.

MARTELL E.A. Atmospheric aspects of strontium-90 fallout // Science. - 1959. - Vol. 129. - N 3357. - P. 1197.

MARTIN R.P., NEWBOULD P., RUSSELL R.S. Discrimination between strontium and calcium in plants and soils. In.: UNESCO Intern. Conf. on the Use Radioisotopes. P., September 9-20, 1957. P.9-20.

MENZEL R.G. Transport of Sr^{90} in Runoff. // Science. - 1960. - Vol. 131. - N 3399.

MENZEL R.G., MYHRE D.L., ROBERTS H. Foliar retention of strontium-90 by wheat // Science. - 1961. - Vol.134. - N 3478. - P.559.

MILLER R., REITEMEIER R.F. Sr^{90} and Cs^{137} leaching from soils // Soil Sci. Soc. America, Proc.-1963.-Vol. 27. - N 2.

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.

MOKADY R., GAL M. Strontium fixation by lime contained in soils // Science. - 1964. - Vol. 145. - N 3628.

MORGAN A.J. The uptake of Sr^{90} by ryegrass // J. Nucl. Energy. Pt A. - 1959. - Vol. 11. - N 1. - P.8.

MORTENSEN I.L., MARCUSIN E.C., HOLOWAYCHUK N. Strontium exchange characteristics of soils // Ohio J. Sci. - 1963. - Vol. 63. - N 5.

MUIR A. Notes on the soils of Syria // J. Soil Sci. - 1951. - Vol. 2. - N 2. - P.163.

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.

NISHITA H., ESSINGTON E.H. Effect of chelating agents in the movement of fission products in soils // Soil Sci. - 1967. - Vol. 103. - N 3. - P.168.

NISHITA H., KOWALEWSKY B.W., STEEN A.J., LARSON K.H. Fixation and extractability of fission products contaminating various soils and clays: Sr^{90} , Y^{91} , Ru^{106} , Cs^{137} and Ce^{144} // Soil Sci. - 1956. - Vol. 81. - N 4. - P.317.

NISHITA H., ROMNEY E.M., ALEXANDER G.V., LARSON K.H. Influence of K and Cs on release of Cs^{137} from three // Soil Sci. - 1960. - Vol. 89. - N 3. - P. 167.

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.

PAVLOTSKAYA 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 an Intern. Symp. held in Stockholm 25-29 April 1966. Pergamon Press, 1967. - P.25.

POELSTRA P., FRISSEL K., SCHUFFELEN A. Sr^{90} survey in the Netherlands Presenting a relation between the contamination of Soil and grass // Plant and Soil. - 1965. - Vol. 23. - N 2.

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. Ld.: Pergamon Press. 1967.

RATHBAUM H.F., Mc. GARSTON D.A., WALL F., JOHNSON A.E., MALLINGLY H.G. Uranium accumulation in soil from longcontinued application in soil from Saperphosphate // J. Soil Sci. - 1979. - Vol. 30. - N 1. - P. 147-153.

REISSIG H. Der Sr^{90} Gehalt in Boden und Pflanzen auf dem Territorium DDR 1962 // Kernenergie.- 1964. - Vol. 7. - N 2.

ROBERTS H., MENZEL R. Availability of exchangeable and nonexchangeable Sr 90 to plants. - In.: Radioactive fallout, soils, plants, foods, man. Amsterdam. N.Y.; Le: Elsevier publ., 1965, p.21.

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.

RUSSELL R.S., MILBOURN G.M. Rate of entry of radioactive strontium into plants from soil // Nature. - 1957. - Vol. 180. - N 4581. - P. 322.

SAWHNEY B.L. Kinetics of Cs sorption by clay minerals // Soil Sci. Cos. Amer. Proc. - 1966. - Vol. 30. - N 5. - P.565.

SCHARPENSEEL H.W., RIETING F., KRUS E. Urankonzentration in Boden und ihre mogliche Nutzung als prospektionshilfe // Pflanzennahr und Boden K. 1975. - N 2. - P.131-139.

SCHULZ R., MOBERG J., OVERSTREET R. Some experiments on the decontamination of soils containing Strontium-90 // Hilgardia. - 1959. - Vol. 128. - N 17. - P. 457.

SCHULZ R.K., OVERSTREET R., BARSHAD J. On the soil chemistry of cesium-137 // Soil Sci. - 1960. - Vol. 89. - N 1. - P.16.

SOUSSELIER Y., PRADEL I. The management of radioactive wastes and their long-term strage. - In.: Rep. at the Conf. on the Reaceful Uses of Atomic Energy. Geneva, 1971. - N 766.

SQUIRE H.M. Changes with time in the availability of strontium-90 in soil // Nature. - 1960. - Vol. 188. - N 4749. - P. 518.

SQUIRE H. Behaviour of Sr^{90} and Cs^{137} in soils and pastures: a long-term experiment. - ARCRL - 14, 1965.

SZABOLCS L., SZABO A., BENDE E. Radiological vizsgálatox a Ferbotavon es kornyeken // Foldr. kozl. - 1978. - Vol. 26. - N 2. - P.128. .

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.

THORNTHWAITE C.W., MATHER J.R., NAKAMURA J.K. Movement of radiostrontium in soils // Science. - 1960. - Vol. 131. - N 3406. - P. 1015.

UHLER R.L., HUNGATE F.P. Relative availability of some strontium-90 compounds in soil // Nature. - 1960. - Vol. 187. - N 4733. - P. 252.

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.

VOSE P.B., KOONTZ H.V. The uptake of strontium and calcium from soils by grasses and legumes and possible significance in relation to Sr-90 fallout // Hilgardia. - 1960. - Vol. 29. - N 12. - P. 575.

WASSERMAN R.H., COMAR C.L., TWARDOCK A.R. Metabolic behaviour of ^{137}Cs - $^{137\text{m}}\text{Ba}$ in the lactating goat. - In.: J. Radiat. Biol. - 1962. - Vol. 4. - N 3. - P. 299.

WALTON A. The distribution in soils of radioactivity from weapons tests // J. Geophys. res. - 1963. - Vol. 68. - N 5. - P. 1485.

WIJKVAN H.F., BRAAMS R. Incorporation of Cs^{137} from nuclear debris into the biosphere // Nature. - 1960. - Vol. 188. - N 4754.

WIKLANDER L. Uptake, adsorption and leaching of radiostrontium in a lysimeter experiment. // Soil Sci. - 1964. - Vol. 97. - N 3. - P. 168.

ОГЛАВЛЕНИЕ

| | |
|---|-----|
| ПРЕДИСЛОВИЕ | 3 |
| ВВЕДЕНИЕ | 6 |
| ГЛАВА 1. ПОВЕДЕНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ВО ВНЕШНЕЙ СРЕДЕ | 11 |
| 1.1. Образование искусственных радионуклидов (стронция-90 и цезия-137) и их поступление во внешнюю среду | 11 |
| ГЛАВА 2. ОРГАНИЗАЦИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ | 16 |
| 2.1. Принципы организации наблюдений и исследований | 16 |
| 2.2. Методы определения искусственных и естественных радионуклидов в почвенных и растительных образцах | 23 |
| ГЛАВА 3. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ | 31 |
| 3.1. Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах сухих степей Малого Кавказа | 38 |
| 3.2. Особенности поведения стронция-90 и цезия-137 в почвах горной зоны Малого Кавказа | 54 |
| 3.3. Миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Кура-Араксинской низменности | 63 |
| 3.4. Поведение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Нахичеванской Автономной Республики | 72 |
| 3.5. Распределение стронция-90 и цезия-137 и их миграция в почвах Ленкоранской области | 80 |
| 3.6. Распределение и миграция стронция-90 и цезия-137 в почвах Большого Кавказа | 88 |
| 3.7. Влияние атмосферных осадков и высоты местности на распределение стронция-90 и цезия-137 в почвах Азербайджана | 96 |
| 3.8. Формы нахождения стронция-90 и цезия-137 в почвах Азербайджана | 100 |

| | |
|---|-----|
| ГЛАВА 4. ОСОБЕННОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В РАСТЕНИЯ | 105 |
| 4.1. Концентрация стронция-90 и цезия-137 в растениях произрастающих в Азербайджане | 113 |
| 4.1.1. Накопление стронция-90 и цезия-137 в дикорастущих растениях | 113 |
| 4.1.2. Накопление стронция-90 и цезия-137 в культурных растениях | 117 |
| 4.2. Коэффициенты перехода стронция-90 и цезия-137 из почв в растения | 126 |
| 4.3. Прогнозирование накопления стронция-90 и цезия-137 в урожае сельскохозяйственных культур | 131 |
| 4.4. Влияние минеральных и органических удобрений на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения | 132 |
| ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ АЗЕРБАЙДЖАНА | 147 |
| 5.1. Важнейшие характеристики некоторых радиологически значимых естественных радионуклидов | 147 |
| 5.2. Поведение естественных радионуклидов в почвенно-растительном покрове | 152 |
| 5.3. Концентрация естественных радионуклидов в почвах Азербайджана | 164 |
| 5.4. Формы нахождения урана-238 и тория-232 в почвах | 179 |
| 5.5. Накопление урана-238 и тория-232 в растениях | 185 |
| 5.6. Влияние минеральных удобрений на накопление урана-238 и тория-232 в растениях | 191 |
| ЗАКЛЮЧЕНИЕ | 199 |
| ЛИТЕРАТУРА | 203 |

**Редакционно-Издательский и Полиграфический
Центр "Элм" (ул. Истиглалийят)**

Директор Центра: Ш.Алышанлы

Главный редактор: Т.Керимли

Технический редактор: Т.Агаев

Компьютерное оформление: С.Сафарли, А.Керимов

**Сдано в набор 10.07.1998. Подписано к печати 24.08.1998.
Формат бумаги 60x84 1/16. Объем 15 п.л. Заказ № 99
Тираж 500. Цена договорная.**