

Д. А. АЛИЕВ, М. А. АБДУЛЛАЕВ

ИСКУССТВЕННЫЕ
И ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ
В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ
АЗЕРБАЙДЖАНА

Москва—1996



АЛИЕВ ДЖАЛАЛ АЛИРЗА ОГЛЫ, 1928 г. р. 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 Института земледелия МСХ Азербайджана и Института ботаники АН Азербайджана.

Автор более 350 научных работ, более 10 монографий. Основные направления 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, 1941 г. р., окончил Азербайджанскую сельскохозяйственную академию в 1962 г., кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник отдела физиологии растений АЗНИИЗемледелия. Автор ряда статей и монографий (в соавторстве) по проблемам радиозкологии. Область научных интересов — миграция искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение.



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 ^{90}Sr и ^{137}Cs , быстро включающиеся в биологические циклы миграции, накапливающиеся в скелете и мягких тканях и являющиеся одними из основных дозобразующих нуклидов.

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 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 (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 ^{90}Sr придется $(7,4—9,3) \cdot 10^{20}$ Бк, а ^{137}Cs — $(11,8—14,8) \cdot 10^{20}$ Бк (Sousselier, Pradel, 1971).

Закономерностям поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных природных средах посвящена обширная литература, в частности, экспериментальные данные о распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных компонентах биосферы регулярно анализируются в публикациях Научного Комитета ООН по действию атомной радиации (Источники и действие ионизирующей радиации, 1978). Результаты исследований поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове обобщены в ряде работ, посвященных проблеме загрязнения внешней среды (Алексахин, 1963; Алиев и др., 1988; Алексахин, Нарышкин, 1977; Павлоцкая, 1974; Поляков, 1970; Радиоактивность и пища человека, 1971; Тихомиров, 1976; Тюрюканова, 1976; Юдинцева, Гулякин, 1968; Francis, 1978).

После аварии на Чернобыльской АЭС весной 1986 г. интерес к миграции искусственных радионуклидов и особенно ^{137}Cs 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 атмосфере, ряд аспектов этой проблемы требует дальнейшего изучения. В частности, необходимо исследование многолетней динамики поведения таких 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 возрастать 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 внимание к вопросам поведения ЕРН в почвах, их переход в сельскохозяйственные растения, распространение в почвах аридных и горных южных регионов, включая республики Закавказья, а также поступление указанных радионуклидов в возделываемые в этих зонах растения остается пока слабоизученным.

В этой связи нами проведены комплексные исследования основных закономерностей распределения и миграции искусственных радионуклидов (^{90}Sr и ^{137}Cs), как до аварии на Чернобыльской АЭС, так и после нее и ЕРН (^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{232}Th , ^{228}Th и ^{40}K) в почвах различных природных зон Азербайджанской республики и выявление факторов влияющих на размеры накопления этих радионуклидов в диких и культурных растениях.

Кроме того нами разработан 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 ^{90}Sr в ряде продуктов и объектах, подлежащих ветеринарному надзору, а также в почвах (Алекперов, 1963; Кичибекков, 1972), и распределению ^{238}U в их отдельных типах почв (Баева и др., 1969).

Для достижения поставленной цели были решены следующие задачи:

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

2. Определение соотношений различных химических форм ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U и ^{232}Th в почвах.

3. Оценка влияния физико-химических и агрохимических свойств почв и биологических особенностей растений на поступление ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U и ^{232}Th в различные сельскохозяйственные культуры.

4. Изучение влияния органических и минеральных удобрений на накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U и ^{232}Th в урожае зерновых колосовых (пшеница и ячмень) и зернобобовых (соя и нут) культур.

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

Авторы искренне признательны редактору книги доктору биологических наук, профессору, академику РАСХН Р. М. Алексахину за ценные замечания и помощь при подготовке рукописи к печати.

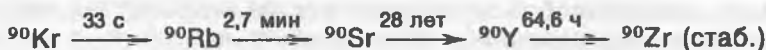
Глава 1. ПОВЕДЕНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ВО ВНЕШНЕЙ СРЕДЕ

1.1. Образование искусственных радионуклидов 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}Sr и ^{137}Cs (Радиоактивные загрязнения внешней среды, 1962; Кириллов, Черкасов, 1982).

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

В большинстве случаев при расчетах, не требующих большой точности, выход ^{90}Sr принимают округленно равный $3,7 \cdot 10^{12}$ Бк на 1 тыс. т тринитротолуола. Известно, что ^{90}Sr — чистый β -излучатель с максимальной энергией 0,54 МэВ, имеет период полураспада 28 лет. При распаде он образует дочерний радионуклид ^{90}Y с периодом полураспада 65 ч. Последний является β -излучателем с максимальной энергией 2,27 МэВ. По данным (Martell, 1959) схематически образование ^{90}Sr можно представить следующим образом:



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

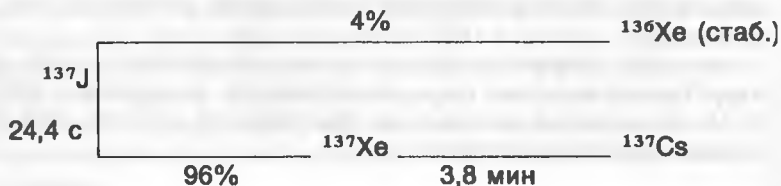


Схема радиоактивного распада ^{137}Cs показана на рис. 1.

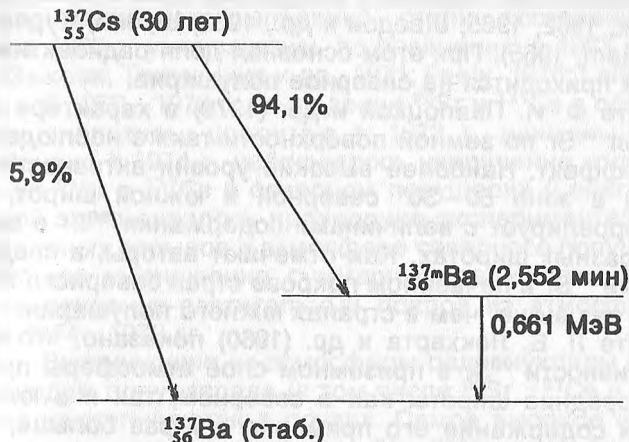


Рис. 1. Схема радиоактивного распада ^{137}Cs (Марей и др., 1974).

^{137}Cs — 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 ^{137}Cs , хотя может существовать некоторое различие в поведении этих радионуклидов в тканях животных и человека (Wasserman et al., 1962).

Выход ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs могут поступать в окружающую среду с радиоактивными отходами или с продуктами от экспериментальных ядерных взрывов.

В основном основные источники радиоактивных отходов, содержащие ^{90}Sr и ^{137}Cs , 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 обуслов-

лено 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 ^{90}Sr по земной поверхности также наблюдается широкий эффект. Наиболее высокие уровни активности наблюдается в зоне $50-30^\circ$ северной и южной широт, что хорошо коррелирует с величинами содержания ^{90}Sr в выпадениях в разных широтах. Как отмечают авторы, в среднем содержание ^{90}Sr в почвенном покрове стран северного полушария в 5 раз выше, чем в странах южного полушария.

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

В исследованиях М. Эйзенбада (1959) при изучении кумулятивного накопления ^{90}Sr в почвах был получен аналогичный ход кривой, в которой максимумы приходятся на средние широты в обоих полушариях, а минимум — на экваториальную зону. Подобные результаты позже были получены Лэнгемом (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, Малах, 1965; Лавренчик, 1962, 1965; Лист, Махта, и др., 1968). В. Н. Лавренчик (1965) отмечает, что максимальные концентрации ^{90}Sr наблюдались на широте $40-50^\circ$ 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 выпадении-

ях 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, Телушкина и др., 1971; Feely, 1976; Leifer et al., 1976).

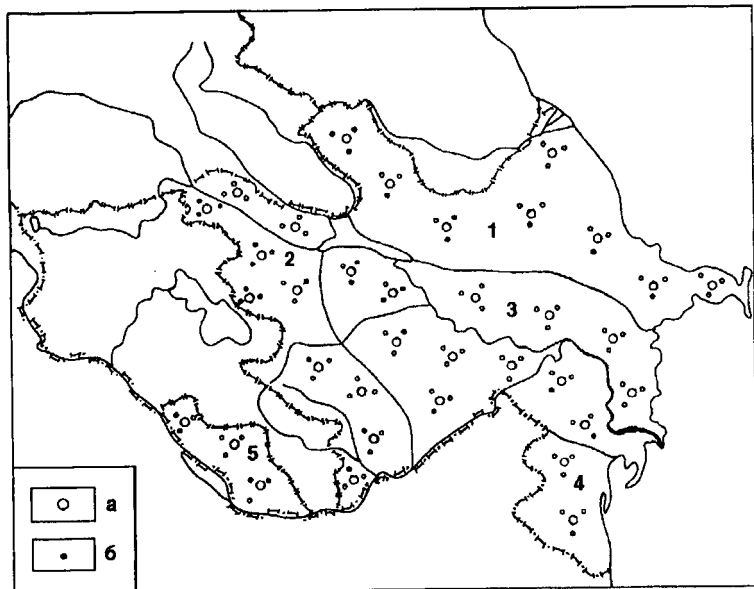
В 1970—1973 гг. выпадения ^{90}Sr и ^{137}Cs в обоих полушариях снились, достигнув в 1973 г. наименьшей величины. Однако в 1974 г. наблюдалось увеличение годового выпадения ^{90}Sr и ^{137}Cs в северном полушарии (Leifer, 1976). Причиной этого являлось проведение экспериментальных мощных ядерных взрывов 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 ^{90}Sr , ^{137}Cs и др.) постепенно накапливаются в почвах. Самое высокое их содержание в почвах отмечены 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 происходило их постепенное увеличение содержания. С 1965 г. темпы накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах начали снижаться (Дибобес, Пантелеев и др., 1967; Тюрюканова, 1971). В последующие годы при отсутствии новых поступлений из атмосферы отмечено дальнейшее уменьшение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв за счет их распада, миграции в более глубокие горизонты почв и материнских пород, выноса растениями и выщелачивания поверхностными и внутрипочвенными водами (Павлоцкая, 1971).

Глава 2. ОРГАНИЗАЦИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

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.



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

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 выше указанной температуры не исключена возможность улетучи-

вания и механического захвата с дымом ^{137}Cs . Возможность улетучивания и механического захвата с дымом ^{137}Cs и других радионуклидов при озолении при повышенных температурах отмечена Ф. И. Павлоцкой и Е. В. Бабицовой (1973).

На рис. 2 приведена картосхема отбора почвенных и растительных образцов для оценки распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs связанных с глобальными выпадениями, а также некоторых радиологически значимых естественных радионуклидов. Основные почвенные разрезы закладывали в области Малого Кавказа (в зоне сухих степей (в тексте для краткости сухие (субтропические) степи названы сухими степями), горной части и на территории Нахичеванской Автономной Республики, на Кура-Араксинской низменности, в Ленкоранской области (в низменной субтропической и горной зонах Талыша), в зоне Большого Кавказа.

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 радиологическими обследованиями распределения искусственных и естественных радионуклидов в почвенно-растительном покрове Азербайджана охвачена, практически, вся территория республики.

Кроме того, в полевых опытах изучали влияние органического и минеральных удобрений на урожайность и поступление ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U и ^{232}Th в некоторые сельскохозяйственные растения в двух районах 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, калия — 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 NRK.

Второй опыт заложен на участке Джалилабадской зональной опытной станции АзНИИЗ. Почва коричневая, выщелоченная, тяжелосуглинистого механического состава. Испытывали один сорт озимой пшеницы (Кавказ). Норма

высова — 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 искусственных и естественных радионуклидов в урожае различных сельскохозяйственных культур на серо-бурой почве Апшерона.

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.

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

⁹⁰Sr определяли радиохимически классическим оксалатным методом (Павлоцкая и др., 1964). Измерения проводили по дочернему продукту ⁹⁰Y на 4 π-проточном счетчике β-излучений с фоном 5—6 имп/мин и эффективностью для расщепленных образцов с диаметром активной части мишени 10 мм — 70%. Точность измерений для верхних горизонтов почв ± 15—20%.

¹³⁷Cs 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. Погрешность измерения пробы не более ± 30%.

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

30 мин с четырехкратным количеством раствора и суспензию оставляли на 12 час, что обеспечивало наиболее полный обмен (Павлоцкая и др., 1966). Остаток после фильтрования промывали двукратным количеством раствора ацетата аммония. При обработке 6 н. HCl отношение почва : раствор составляло 1:5.

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

В почвенных и растительных образцах ^{238}U и ^{232}Th определяли спектрофотометрически с арсеназо-111 с дальнейшим отделением их на анионите ЭДЭ-10п, ^{210}Po — электрохимическим выделением на никелевых дисках с последующим определением α -активности. Концентрации ^{226}Ra , ^{238}Th и ^{40}K определяли методом гамма-спектрометрии на анализаторе типа СГС-200.

Различные формы ^{238}U и ^{232}Th определяли последовательной экстракцией почв ацетатом аммонией и 6 н. HCl. Остаток растворяли в концентрированной фтористоводородной кислоте. Обменное, кислоторастворимое и фиксированное состояние ^{238}U и ^{232}Th определяли по вышеупомянутой методике.

Глава 3. ОСОБЕННОСТИ ^{90}Sr и ^{137}Cs В ПОЧВАХ

В связи с тем, что ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr находится в водорастворимой форме, ^{137}Cs — в виде труднорастворимых соединений (Павлоцкая, Зацепина, 1965). Перераспределение поступивших из атмосферы радионуклидов определяется особенностями рельефа, растительности и почв. Влияние геоморфологического строения местности 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 геометрическим строением местности на уровень содержания и поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs большое влияние оказывают особенности почвенного покрова. Различные типы почв, образцы которых 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 ^{90}Sr , чем в незасоленных (Прохоров, Фрид, 1965).

Выпадающая из атмосферы на земную поверхность ^{90}Sr и ^{137}Cs сорбируются почвой по типу ионообменного поглощения. В ряде работ показано, что ^{137}Cs удерживается более прочно, чем ^{90}Sr (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; Тюрюканова, 1972; Юдинцева, Гулякин, 1968; Barkhudarov et al., 1973; Hardy, 1974; Nishita et al., 1956; Roberts, Menzel, 1965).

Более прочная сорбация ^{137}Cs по сравнению с ^{90}Sr подтверждается при оценке коэффициентов распределения (K_d), соотносящих концентрации радионуклидов в равновесном почвенном растворе и в твердой фазе почвы соответственно. Величины K_d ^{137}Cs составляют от $n \cdot 10^2$ до $n \cdot 10^3$ г/мл, а K_d ^{90}Sr приблизительно в 10–100 раз меньше (Кокотов и др., 1961).

Большое влияние на закрепление и миграцию радионуклидов в почве оказывают физико-химические свойства почв. В почвах, характеризующихся 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 отмечают 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs

первоначально закрепляется в верхних 0—5 см целинных почв.

Отмечено, что ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах с ненарушенной структурой перемещаются очень медленно. Так, в серии опытов, проведенных в Великобритании, отмечено, что лишь незначительное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения переместилось глубже 15 см (Радиоактивность и пища человека, 1971). Для песчаной почвы штата Массачусетс (США) Е. П. Харди (1974) обнаружил, что 84% осевшего с глобальными выпадениями ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs мигрирует менее интенсивно, чем в легких (Алексахин, 1963; Бочаров и др., 1964; Гедеонов 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 ^{90}Sr (Mokady, Gal, 1964; Wiklander, 1964). Величина содержания калия в почвах влияет на содержание ^{137}Cs (Schulz et al., 1960; Nishita et al., 1960). На скорость передвижения радионуклидов влияет количество и состав органического вещества (Титлянова, Тимофеева, 1959; Прохоров, 1965; Фрид, 1966; Nishita, Essington, 1967). В условиях анаэробного разложения органического вещества миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs значительно ускоряется (Gailledrean, 1960; Cohen, 1961).

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

(Бочкарев и др., 1964; Гедеонов и др., 1965; Марей и др., 1970; Поляков, 1956; Тимофеев-Ресовский и др., 1966; Тимофеева, 1960; Титлянова, Тимофеева, 1962; Чулков и др., 1957; Libby, 1958; Polyakov et al., 1967; Thornthwaite et al., 1960).

Вертикальное передвижение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле происходит в следствие большого числа процессов, среди которых важнейшие диффузия, конвективный массоперенос, передвижение по корневым системам растений (усвоение — выделение, отмирание корней и поступление радионуклидов) и др.

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

В ряде работ отмечено изменение соотношений в содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдельных почвенных горизонтах и показана возможность 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 ^{90}Sr до глубины 55 см (Wiklander, 1964).

Осадки способствуют проникновению радионуклидов в глубь почвы (Павлоцкая и др., 1966). 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 почвы (Тюрюканова и др., 1966, 1967; Баранов и др., 1965; Росянов и др., 1967; Knoor, Schroeder, 1958; Чулков и др., 1957; Kloke, 1961; Kulp, 1965; Walton, 1965).

В отдельных типах почв имеются условия для интенсивного вертикального, направленного вниз выноса ^{90}Sr и ^{137}Cs с водами и накоплениями их в нижних горизонтах. Например,

в Грузии на хорошо проницаемых почвах при обилии атмосферных осадков ^{90}Sr проникает до глубины 80 см (Кварацхелиа, Глonti, 1965).

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

Э. Б. Тюрюканова (1971) изучала перенос ^{90}Sr с водами, дренирующими песчаные подзолистые почвы. Годовой вынос ^{90}Sr из этих ландшафтов в отдельные годы составлял 6% от общего запаса радионуклида в почвенно-растительном покрове. В некоторых почвах с промывным содержанием ^{90}Sr 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 (1974, 1976, 1981), Е. Кнопа и Д. Шредера (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 ^{90}Sr , которые заключаются в выявлении путей и темпов его передвижения в сопряженных по стоку геохимических ландшафтах, в диагностике зон вторичного накопления — ландшафтно-геохимических барьеров, анализе миграции в почвах и выноса в воды (большого геологического круговорота); выяснении особенностей биологического круговорота, расчете баланса в системе почвы — растения — воды с одновременным определением содержания радионуклида в этих объектах. Такие исследования необходимы при прогнозировании радиационной обстановки в отдельных регионах, при определении потенциальных возможностей загрязнения их долгоживущими продуктами деления.

Для изучения миграционной способности различных радионуклидов были проведены многочисленные опыты в естественных и модельных условиях, показавшие более низкую

миграционную способность ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr (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, Брендатов, 1966; Юдинцева, Гулякин, 1968; Alexander, 1961; Polyakov et al., 1967; Walton, 1963).

О меньшей подвижности ^{137}Cs свидетельствует увеличение отношения $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в верхних слоях почв со временем (Гедеонов и др., 1965) и меньший вынос ^{137}Cs в реки (Nagayama, Tamaki, 1965). Однако в отдельных районах обнаружена большая подвижность ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr (Белова и др., 1972; Марей и др., 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975; Новикова, 1978).

Модельными экспериментами установлено, что миграционная способность ^{137}Cs в почвах меньше, чем ^{90}Sr , 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, 1865; 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 ^{137}Cs в почвах в значительной степени зависит от механического состава почв. В глинистых почвах ^{137}Cs почти полностью задерживается в поверхностных горизонтах (Beninson et al., 1966). В песчаных почвах незначительная по величине коллоидная фракция практически содержит весь ^{137}Cs . В таких почвах он может передвигаться с мелкими частицами (Wijkvan Braams, 1960). В лизиметрических водах из песчаных почв иногда наблюдается меньшее содержание ^{137}Cs , чем из глинистых. Это связано с меньшей продолжительностью взаимодействия 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 ^{137}Cs . В экспериментах, выполненных на колонках с разными типами почв, отмечено, что в торфяных почвах ^{137}Cs передвигался быстрее ^{90}Sr . Передвижению ^{137}Cs благоприятствовало органическое вещество (Eliis, Hague, 1966).

Таким образом, передвижение ^{137}Cs в почвах, так же как и ^{90}Sr , в значительной степени определяется физико-химическими особенностями почв. В полевых опытах было обнаружено (Белова, Антропова, 1971), что в дерново-подзолистых, серых лесных почвах и солодях скорость миграции ^{137}Cs мало отличалась от скорости миграции ^{90}Sr . Через 10 лет после внесения радионуклидов на поверхность почвы в солодях задерживалось 33% ^{90}Sr и 38% ^{137}Cs ; 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 ^{137}Cs .

На процессы перераспределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве оказывает влияние и характер сельскохозяйственного использования. Например, в пахотных почвах в результате ежегодной перепахивки 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs существенно зависит от агротехнических приемов обработки (Моисеев, 1970; Павлоцкая и др., 1965, 1966).

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

3.1.1. Зона сухих степей

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 Гейанскую степь. Сухая степь представлена также в предгорной полосе Большого Кавказа, в северной части Ленкоранской низменности, в пределах Ленкоранской Му-гани (Салаев, 1966).

Рельеф предгорной полосы слабо рассеченный, широко распространены пологие делювиальные шельфы, конусы 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° С), выпадением основного количества осадков ранней весной и летом. Среднегодовое количество осадков составляет 245—388 мм. Растительность представлена полынно-бородачевыми (*Artemisietum*—*Andropogonetum*) и палиурсово-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 непромываемого режима. Наиболее распространены 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 сухих степей Малого Кавказа, отличающие их от каштановых почв сухих степей Европейской части Российской Федерации и Казахстана, решили назвать их серо-коричневыми. Поскольку в задачу 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 малопродуктивными для сельскохозяйственного использования.

Большой интерес при исследовании ^{90}Sr и ^{137}Cs представляют гажевые (гипсоносные) почвы. Также почвы до последнего времени не выделялись в генетически самостоятельный тип. С. А. Захаров (1927) и другие исследователи считали их разновидностью каштановых почв, формирующихся на сильногипсоносных породах—гажах, и называли их каштановыми перегнойно-сульфатными почвами. Впоследствии А. Н. Розанов, И. 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 поро-

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

Гажевые почвы распространены также на Самгорской равнине в Грузии в предгорьях Малого Кавказа (Ахвледиани, 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 приведем 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 (*Euphorbia* sp.), дикая дыня (*Cucumis melo vargestis*), изредка встречается гармала (*Peganum harmala*). На поверхности много камней.

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

AC — 6—13 см. Более светлый, среднесуглинистый, бесструктурный, плотный, карбонатно-гипсовый, к мучнистому гипсу примешаны песчано-глинистые частицы и галька, редкие корни, сухой, бурно вскипает.

C₁ — 13—19 см. Карбонатно-гипсовый, бурно вскипает, переход постепенный.

C₂ — 19—27 см. Темнее и влажнее предыдущего, состоит почти сплошь из гальки, вскипает.

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

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

A_{пах} — 8—28 см. Каштановый, суглинистый, комковато-пылеватый, встречаются корни, сухой, плотный, вскипает, переход ясный.

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

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

C₁ — 51—57 см. Серовато-белесый, мучнистый, карбонатно-гипсовый, вскипает.

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

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

A_{пах} — 15—30 см. Светло-каштановый, суглинистый, комковатая структура, плотный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.

B — 30—41 см. Светло-каштановый, суглинистый, комковатая структура, плотный, сухой, встречается белоглазка, вскипает.

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

A₁ — 0—5 см. Каштановый, тяжелосуглинистый, крупнокомковатая структура, уплотненный, сухой, встречаются корни, вскипает, переход постепенный.

A₁ — 5—15 см. Каштановый, комковатый, сухой, плотный, ходы червей, легкосуглинистый, вскипает, переход постепенный.

A₂ — 15—25 см. Светло-каштановый, суглинистый, ореховатая структура, встречаются корни, карбонатные пятна, сухой, плотный, вскипает, переход постепенный.

B — 25—30 см. Светло-каштановый, суглинистый, крупнокомковатая структура, встречаются корни и карбонатные прожилки, сухой, плотный, вскипает.

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

корочкой волокнистого гипса. Почва по всему профилю вскипает от HCl.

Характерные особенности морфологического строения каштановых (серо-каштановых) почв — сравнительно большая мощность гумусового горизонта, ореховатая структура горизонта В, достаточно хорошо выраженная иллювированность карбонатов.

В табл. 1 приведены данные механического состава почв сухих степей Малого Кавказа. Исходя из этих данных гажевые почвы можно отнести к суглинистым (разрез 1) и тяжело-суглинистым (разрез 4) разновидностям. Механический состав поверхностных горизонтов почв в обоих случаях облегчен. В поверхностных горизонтах (0—5 см) увеличено содержание лёссовидной фракции. Эта фракция преобладает и в гажевом горизонте, в котором увеличивается содержание мелкого песка. Илистая фракция распределена по профилю почв очень равномерно.

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

Содержание гумуса в каштановых (серо-коричневых) почвах колеблется в широких пределах (см. табл. 2). Повышенным количеством 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 миграцию ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей Малого Кавказа исследовали 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.

**Табл. 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 галечни- ковом 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 злювии из- вестняка (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	27,52	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 де- лювии (1а)	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 карбо- натном 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	12,08	52,00
	AB	15—25	19,30	18,70	18,00	3,12	16,88	16,88	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 делю- вии (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

Табл. 2. Агрохимическая характеристика почв сухих степей Малого Кавказа

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Гумус, %	Азот, %	pH водный	CO 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 ₂	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 ₂	25-28	7,80	0,67	0,13	7,4	0,93	6,0	43	30,5	5,1
	C ₃	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 (1а)	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
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 ₂	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

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 ^{90}Sr и ^{137}Cs , 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 ограничивающим фактором, определяющим глубину миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs . Следует подчеркнуть, что в почвенной химии искусственных радионуклидов глобальных выпадений роль гипсоносного горизонта (а также карбонатного) как барьера миграции изучена мало. Можно, предположить, что высокие концентрации сульфат- (и карбонат)-ионов в этих почвенных горизонтах могут обусловить образование слабо- и нерастворимых солей ^{90}Sr , ^{137}Cs и других искусственных радионуклидов.

Результаты многолетних исследований показали, что в почвах сухих степей Малого Кавказа концентрация ^{90}Sr 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 ^{90}Sr 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 ^{90}Sr характеризуются (разрезы 1а, 3) каштановые (серо-коричневые) почвы (табл. 3).

Табл. 3. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей Малого Кавказа до аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
	ГБк/км ²		
1	2	3	4
Каштановая (серо-коричневая) глинистая на карбонатном делювии, пахотная (12)	2,8	6,3	2,25
Каштановая (серо-коричневая) глинистая на галечниковом делювии, пахотная (102)	3,5	7,2	2,06
Каштановая (серо-коричневая) гажевая на галечниковом делювии, целинная (1)	3,5	—	—

Почва, № разреза	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs : ⁹⁰ Sr
	ГБк/км ²		
1	2	3	4
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии, целинная (1а)	2,1	—	—
Каштановая (серо-коричневая) глинистая на суглинистом карбонатном делювии, целинная (3)	2,2	—	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая каменистая, целинная (2)	2,7	—	—
Каштановая (серо-коричневая) гажевая на злювии известняка, целинная (14)	2,4	—	—
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на галечниковом делювии, под люцерной (23)	4,4	—	—
Каштановая (серо-коричневая) гажевая на злювии известняка, целинная (4)	2,7	—	—
Каштановая (серо-коричневая) гажевая на злювии известняка, под кукурузой (27)	2,9	5,0	1,72
Каштановая (серо-коричневая) гажевая суглинистая, целинная (17)	4,4	6,3	1,48
То же (7)	3,7	5,7	1,54
То же (31)	4,7	6,3	1,34
Каштановая (серо-коричневая) гажевая суглинистая под ячменем (15)	3,3	5,5	1,67
То же, под пшеницей (18)	2,4	3,9	1,63
То же, пашня (5)	4,3	6,0	1,40
То же, под люцерной (28)	3,0	6,2	2,07
То же, под кукурузой (11)	3,5	5,8	1,51
Колебания	2,1—4,7	3,9—7,2	1,40—2,25
Среднее	3,3	6,3	1,80

Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах сухих степей до аварии на ЧАЭС колебалось в пределах 1,40—2,25 и в среднем составляло 1,73 (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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей прослеживаются следующие закономерности: в целинных каштановых (серо-коричневых) почвах ^{90}Sr в основном

концентрируется над гажей, предел распространения зависит от глубины его залегания, а в каштановых (серо-коричневых) почвах содержание ^{90}Sr постепенно уменьшается до нижней границы перегнойного горизонта (рис. 3А). В пахотных почвах как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs сравнительно равномерно распределены в пределах пахотного горизонта (рис. 3В).

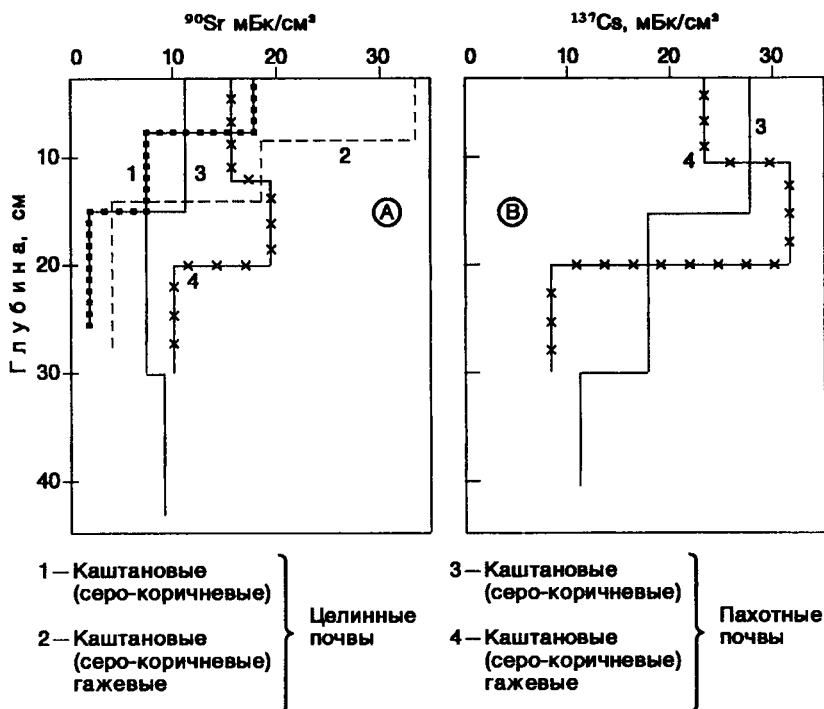


Рис. 3. Вертикальное распределение ^{90}Sr (А) и ^{137}Cs (В) в почвах сухих степей Малого Кавказа

Однако следует отметить, что в целинных почвах концентрация ^{90}Sr по профилю уменьшается постепенно до глубины 30 см, ниже он не обнаруживается (в пределах точности используемого метода). В пахотных почвах ^{90}Sr и ^{137}Cs , 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., 1977; Павлоцкая, 1974; Ради-оактивность и пища человека, 1971; Тюрюканова, 1976).

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

Табл. 4. Распределение и миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сухих степей Малого Кавказа после аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая (504)	A _{пах}	0–17	2,8	17,8	1,1	7,3	0,39
	A _{пах}	17–34	2,4	9,3	2,2	8,5	0,92
	B	34–50	0,4	2,7	0,7	4,3	1,75
	BC	50–61	0,1	0,6	0,1	1,1	1,00
		0–61	5,7	—	4,1	—	0,72
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая на карбонатном делювии (509)	A _{пах}	0–15	1,9	20,9	1,0	10,8	0,53
	A _{пах}	15–26	0,5	4,7	0,2	1,7	0,40
	B	26–37	0,1	0,5	0,2	1,7	2,00
	BC	37–48	нет	нет	нет	нет	нет
		0–48	2,5	—	1,4	—	0,56
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая гажевая (510)	A ₁	0–20	3,3	24,2	2,5	18,7	0,76
	AC	20–36	0,4	1,8	0,4	1,6	1,00
	C	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 (511)	A ₁	0–15	3,0	19,4	3,4	21,9	1,13
	A ₁	15–24	0,4	5,4	0,1	1,5	0,25
	C	24–33	0,2	1,8	0,1	1,7	0,50
		0–33	3,6	—	3,6	—	1,00
	Колебания		2,5–	—	1,4–	—	0,56–
			5,7		4,1		1,00
	Среднее		3,9		3,1		0,77

Результаты распределения ^{90}Sr по профилю целинных почв сухих степей после аварии на ЧАЭС показывают, что большая часть вновь выпавшего после аварии ^{90}Sr в основном концентрируется в верхнем гумусовом горизонте. С глубиной концентрация этого радионуклида равномерно снижается. В пахотных почвах сухих степей концентрация выпавших

после аварии ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю изменяется несколько по-иному. На характер их распределения по профилю почв внесла свои коррективы ежегодная пахота, благодаря которой оба радионуклида сравнительно равномерно распределились в пахотном горизонте. Резкое снижение концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs наблюдается в иллювиальном горизонте (табл. 4).

Таким образом, в целинных почвах сухих степей Азербайджана ^{90}Sr практически не мигрирует по профилю, что, по-видимому, обусловлено высоким содержанием карбоната кальция и гажи (гипса) в этих почвах. По данным Н. Г. Минашиной и В. В. Егорова (1975), в этих почвах республики содержание гажи составляет 10–15% и более.

3.1.2. Горная зона

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 субальпийских лугов и луговых степей; горно-лесная с двумя подзонами: мезофильных и широколиственных лесов и светлых 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 субальпийских лугов суровый: среднегодовая сумма осадков 707–717 мм, средний коэффициент увлажнения 1,12–1,22, что позволяет отнести описываемую биоклиматическую подзону в целом к району достаточного увлажнения.

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

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

Подзона луговых степей занимает более сухие районы горно-луговой зоны. Климат здесь отличается некоторой засушливостью. Среднегодовое количество осадков не превышает 650 мм. Растительность представлена различными ассоциациями. Широко распространены полевица (*Agrostis*

capillaris, A. planifolia), трищетинник (*Trisetum pratense*), гребневик (*Cynosurus echinatus*), костер береговой (*Zerna riparia*).

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

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

Подзона мезофильных лесов расположена в верхней половине лесного пояса, она отличается сравнительно большой степенью увлажнения. Климат умеренно влажный и теплый. Среднегодовая температура 6,0—7,3° С. 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° С. 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 овся-

ница (*Festuca* sp.), тимофеевка (*Phleum pratense*), эспарцей (*Onobrychis vicifolia*), погренок (*Rhisanthus 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). Образцы коричневых горно-лесных почв отбирали под дубово-грабниниковым лесом с примесью боярышника и кизила, без травянистого покрова. Эти почвы характеризуются высоким содержанием гумуса. Карбонаты в поверхностном горизонте отсутствуют, появляясь на глубине 15 см. Вниз по профилю их содержания 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.

Исследования по распределению и миграции радионуклидов в почвах горных регионов очень ограничены (Абдуллаев, Тагиев, 1981; Алекперов, 1968; Алиев, Абдуллаев, 1976; Кварацхелиа, Глonti, 1965; Сабоиев, 1970; Тюрюканова и др., 1978).

Распределение и миграцию ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах горной зоны Малого Кавказа исследовали по двум профилям. Первый профиль—Агдарья-Кельбаджарский (протяженность примерно 100 км); второй—Ханлар-Геронбойский (протяженность около 50 км). Исследовались горно-луговые карбонатные, коричневые горно-лесные и другие типы почв. Исследования были проведены до аварии на ЧАЭС.

Концентрация ^{90}Sr 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 ^{90}Sr , в 1,5 раза превышающими среднее, характеризовались горно-луговые почвы. Минимальная концентрация радионуклида наблюдается в горно-лесных коричневых почвах (разрез 14).

Концентрация ^{137}Cs в почвах колеблется в пределах 5,6—10,1 ГБк/км². Максимальной концентрацией этого радионуклида отличаются горно-луговые почвы (разрез 101). В основном ^{90}Sr и ^{137}Cs концентрируются в поверхностном перегнойном горизонте, ниже 20—30 см они, как правило, резко снижаются. Отношение $^{90}\text{Sr}:^{137}\text{Cs}$ в почвах горной зоны близкие (1,60—2,81), исключение составляет лишь горно-лесные коричневые почвы (разрез 14), где значение его составляет 4,64 (табл. 7).

Табл. 5. Агрохимическая характеристика почв горной зоны Малого Кавказа (Ханларский и Кельбаджарский районы Республики Азербайджан)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигро-скопическая влажность, %	Гумус, %	Азот, %	pH водный	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
Горно-луговая карбонатная суглинистая (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	-	-	
Горно-луговая карбонатная пахотная (13)	A _{пах}	0-5	8,58	4,03	-	7,5	2,07	34,4	304	27,3	3,3
	A _{пах}	5-15	8,36	3,49	-	7,3	2,07	18,8	-	28,2	3,3
	B	15-29	7,94	2,89	-	7,5	2,81	13,8	-	24,0	4-
Горно-лесная коричневая суглинистая (14)	A ₁	0-5	7,15	11,30	-	7,4	Нет	39,0	268	33,4	5,6
	A ₁	5-15	8,23	4,80	-	7,5	"	19,8	182	29,6	5,6
	B	15-21	7,69	2,37	-	7,5	4,69	15,6	182	28,1	2,8
	B	21-30	7,89	2,17	-	7,8	5,63	9,0	176	23,5	2,4
B _к	30-39	6,78	1,70	-	7,9	9,39	7,0	145	145	25,9	4,7
Горно-луговая пахотная (17)	A _{пах}	0-10	6,95	2,89	-	7,3	Нет	15,8	219	16,9	8,9
	B	10-22	7,04	2,89	-	7,4	"	13,4	231	18,8	6,1
	BC	22-32	7,22	2,78	-	7,4	"	11,0	157	16,5	11,8
Горно-коричневая осипенная пахотная (8)	A _{пах}	0-11	6,92	3,93	-	7,3	Нет	18,8	486	23,5	4,7
	A _{пах}	11-31	6,72	4,44	-	7,4	"	17,0	486	23,5	4,7
	B ₁	31-40	6,41	2,89	-	7,5	"	16,8	413	22,6	6,1
	B ₂	40-48	6,78	1,96	-	7,5	"	10,0	341	22,1	6,1

Табл. 6. Агрохимическая характеристика почв горной зоны Малого Кавказа (Ханларский, Геранбойский районы)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Максимальная гигроскопичность, %	Содержание частиц, %			Гумус, %	Азот, %	Подвижные формы, мг/кг		Обменные, мг-экв/100 г	
				<0,01 мм	0,01-0,001 мм	0,001 мм			P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Горно-каштановая старопашотная суглинистая (42)	A _{пах}	0-20	10,8	57,4	38,0	1,53	0,15	10,0	393	18,6	7,8	
	B	20-28	10,8	67,2	32,9	1,33	0,14	5,0	387	18,1	5,4	
Луговая суглинистая пойменная (44)	A	0-22	10,0	46,0	22,1	2,26	0,17	41,0	339	22,6	7,8	
	B	22-38	9,7	43,2	19,6	2,26	0,13	31,8	289	24,5	5,9	
Бурая горно-лесная суглинистая под буково-грабовым лесом (46)	A	0-11	11,6	57,2	27,1	7,30	0,51	21,4	102	16,2	16,2	
	B	11-33	10,0	62,3	30,2	2,00	0,21	13,8	51	19,8	8,6	
Коричневая суглинистая после-лесная остепленная (82)	A	0-14	13,4	50,8	23,0	5,10	0,29	18,6	187	26,5	2,5	
	B	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)	A	0-19	14,9	52,1	27,9	10,2	0,46	45,0	463	31,9	5,4	
	B	19-31	11,7	60,5	36,0	4,6	0,22	14,4	224	29,9	5,9	
Горно-луговая дерновая суглинистая (37)	A	0-10	17,7	69,4	36,0	10,7	0,56	54,6	224	21,6	7,2	
	B	10-28	16,7	72,0	35,4	6,8	0,31	28,4	158	17,3	6,7	

Табл. 7. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах горной зоны Малого Кавказа (первый профиль)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
1	2	3	4	5	6	7	8
Горно-лесная коричневая булганистая (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 0-21	0,1 1,4	0,9 —	Нет 6,5	Нет —	Нет 4,64
Горно-луговая карбонатная булганистая (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
Горно-луговая булганистая (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 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	24,8	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-коричне- вая остепнен- ная (34)	A _{пах}	0-13	1,7	10,5	—	—	—
	A _{пах}	13-25	0,4	10,7	—	—	—
	B ₁	25-38	0,4	2,1	—	—	—
	B ₂	38-52	0,1	0,6	—	—	—
		0-52	2,6	—	—	—	—
Горно-луговая булганистая (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	24,1	1,46
	B ₁	23-35	Нет	Нет	Нет	Нет	Нет
		0-35	3,7	—	6,1	—	1,65
Горно-луговая карбонатная (24)	A _{пах}	0-10	2,7	21,1	4,8	38,1	1,78
	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-луговая булганистая (35)	A _{пах}	0-9	2,2	20,5	5,5	50,7	2,50
	A _{пах}	9-19	1,5	13,0	2,1	11,8	1,40
	B ₁	19-28	0,1	5,5	1,0	7,9	10,00
	B ₂	28-43	0,1	0,9	0,2	1,6	2,00
		0-43	3,9	—	8,8	—	2,25
То же (21)	A _{пах}	0-10	2,8	16,7	6,7	39,6	2,39
	A _{пах}	10-20	1,7	9,8	2,1	11,8	1,24
	B	20-30	0,5	2,9	0,3	1,9	0,60
		0-30	4,0	—	9,1	—	2,28

Почва, № разреза	Гори- зонт	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-луговая суглинистая (18)	А пах	0—11	1,2	11,1	—	—	—
	А пах	11—31	2,3	6,7	—	—	—
	В	31—40	0,4	2,5	—	—	—
	ВС	40—48	0,2	0,2	—	—	—
		0—48	4,1	—	—	—	—
Колебания среднее			1,4—5,7 3,9		5,6—10,1 7,9		1,60—4,64 2,36

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

Табл. 8. Распределение ⁹⁰Sr в почвах горной зоны Малого Кавказа (второй профиль)

Почва, № разреза	Гори- зонт	Глубина, см	⁹⁰ Sr		
			ГБк/км ²	Бк/кг	мБк/см ³
1	2	3	4	5	6
Горно-каштановая суглинистая слабосмытая под грабово- можжевельниковым кустарни- ком (48)	А ¹	0—19	1,8	10,8	9,4
	В	19—33	1,3	8,8	8,6
		0—33	3,1	—	—
Горно-каштановая суглинистая под грабово-можжевельнико- вым кустарником (41)	А	0—17	1,3	9,3	7,6
	В	17—32	2,3	13,0	15,3
		0—32	3,6	—	—
Горно-каштановая суглинистая старопахотная, (42)	А	0—20	1,1	8,4	5,5
	В	20—28	2,6	32,2	32,5
		0—28	3,7	—	—
Бурая горно-лесная суглини- стая под буково-грабовым ле- сом (49)	А	0—11	1,7	23,1	15,4
	В	11—33	0,6	2,6	2,2
		0—33	2,3	—	—
Горно-коричневая суглинистая последлесная остепненная, (82)	А	0—14	3,0	19,1	21,4
	В	14—23	0,6	6,1	6,6
		0—23	3,6	—	—

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	⁹⁰ Sr		
			ГБк/км ²	Бк/кг	мБк/см ³
1	2	3	4	5	6
Горно-каштановая суглинистая под грабово-можжевельничным кустарником (47)	A	0-17	3,8	30,9	22,3
Горно-лесная коричневая суглинистая под дубово-грабовым лесом, (39)	A	0-19	2,4	9,3	12,6
	B	19-31 0-31	Нет 2,4	Нет —	Нет —
Горно-луговая суглинистая дерновая (37)	A _d	0-10	2,8	37,7	28,0
	A	10-28	1,0	5,5	5,5
		0-28	3,8	—	—
Горно-луговая карбонатная суглинистая дерновая (5)	A _d	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 0-35	Нет 3,8	Нет —	Нет —
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 ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs 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 ⁹⁰Sr по сравнению со средними (на 60%), лесные, расположенные на склонах — на 25% (табл. 8).

3.2. Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в почвах Кура-Араксинской низменности

Кура-Араксинская низменность, расположенная между Большим Кавказом, Малым Кавказом и Ленкоранским горным массивом, составляет 1/4 часть площади Азербайджана. Восточная часть низменности лежит ниже уровня Мирового океана. На ней расположены отдельные возвышенности, а также грязевые вулканы. Она сложена в основном четвертичными аллювиально-пролювиальными, а в восточной части — морски-

ми отложениями. Аккумулятивная деятельность двух рек (Куры и Аракса), которая продолжается и в настоящее время, обуславливает дальнейшее формирование поверхности.

Территория низменности занята полупустынями и сухими степями. Среднегодовая температура изменяется в пределах 13,7—14,6 °С. 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 эти растения образуют самостоятельные или смешанные группировки, среди которых преобладают (*Alhagi pseudoalhagi*), 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*), карганом (*Selsola dendroides*), а 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.

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 слое. Количество карбонатов заметно до глубины 20 см, в средней части профиля карбонаты отсутствуют.

Табл. 9. Агрохимическая характеристика почв Куря-Араксинской низменности

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Гумус, %	Азот, %	рН водный	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	
Лугово-болотная суллинистая (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 суллинистый (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	»	436	25,0	5,6	
	B	15-20	7,30	4,62	Нет	7,7	3,17	»	610	25,0	4,3	
Солончак мокрый суллинистый (6)	A	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	7,8	2,05	»	329	18,1	5,4	
	A	5-10	7,50	1,53	0,15	7,9	2,61	»	316	22,6	7,8	
	A	10-27	6,60	2,22	0,11	7,9	2,79	»	386	24,5	5,9	
Такыридный солончак суллинистый (6)	AB	27-42	5,00	1,29	1,10	7,7	0,93	»	285	19,8	8,6	
	B	42-57	5,00	0,57	0,10	7,7	1,86	»	310	16,2	7,0	
	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	281	17,3	6,7	
Серозем темный суллинистый (9)	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	
Серозем темный суллинистый (9)	A _{пах}	0-15	6,84	3,33	0,27	8,0	5,59	2,6	657	31,9	5,4	
	A _{пах}	15-25	6,49	3,23	0,21	8,0	5,78	2,0	541	29,9	5,9	
	B	25-35	6,30	2,92	0,14	8,1	6,52	следы	436	28,0	6,5	

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

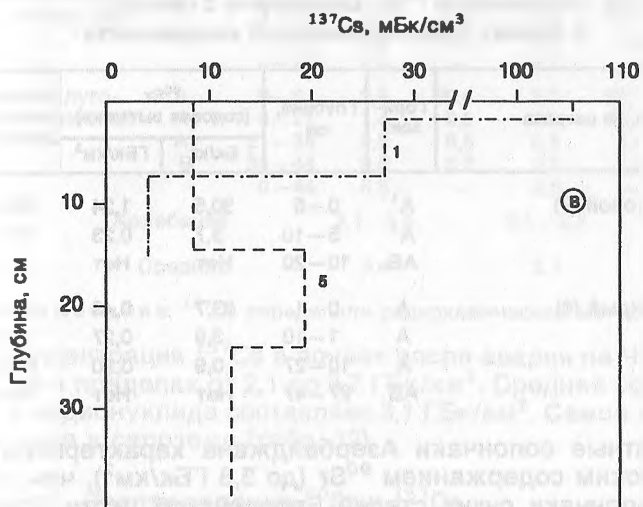
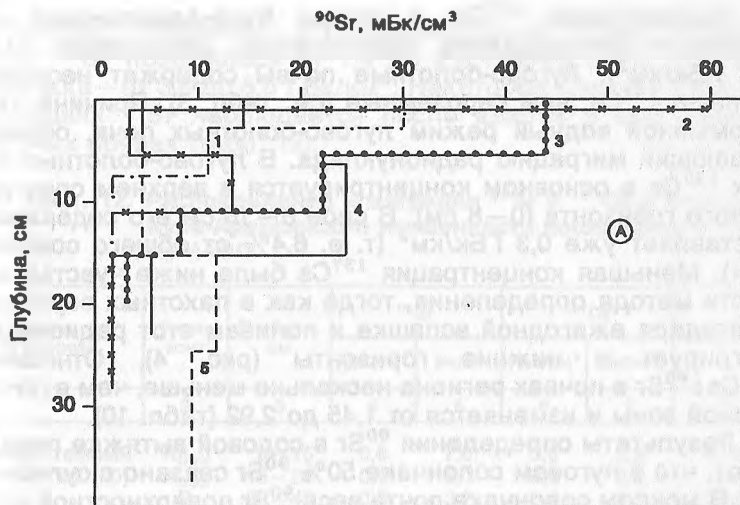
На территории Кура-Араксинской низменности поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs изучались на наиболее распространенных почвах — солончаках, лугово-болотных и сероземных пахотных. ^{90}Sr определяли в луговых солончаках с высоким содержанием гумуса, расположенных на относительных повышениях с густым растительным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

Концентрация ^{90}Sr 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 3 раза.

Табл. 10. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности до аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
	ГБк/км ²		
Лугово-болотная суглинистая (10)	1,4	4,1	2,92
Солончак луговой суглинистый (7)	3,8	—	—
Солончак мокрый суглинистый (8)	1,6	—	—
Такыровидный солончак суглинистый (6)	3,8	—	—
Серозем темный пахотный (9)	3,1	4,5	1,45
Колебания	1,4—3,8	4,1—4,5	1,45—2,92
Среднее	2,5	4,3	2,18

Заметное накопление ^{90}Sr наблюдается в луговых и такыровидных солончаках (до 3,8 ГБк/км²), занимающих большие территории Евлаха и Герани. В луговых солончаках значительное количество (60%) ^{90}Sr концентрировалось в слое 0—5 см, 90% — в слое 0—10 см. В такыровидных солончаках ^{90}Sr равномерно распределен до глубины 23 см, с максимумом на глубине 7—15 см (50%). Невысокое (до 10%) содержание ^{90}Sr в поверхностном (0—2 см) слое почвы связано с его трещиноватостью и промываемостью. Невысоким содержанием ^{90}Sr характеризуются сильноувлажненные почвы — мокрый солончак и лугово-болотная. В мокром солончаке ^{90}Sr концентрируется в основном в слое 0—1 см, это обусловлено испарительным концентрированием (рис. 4).



Почвы: 1—лугово-болотная, 2—солончак мокрый, 3—солончак луговой, 4—такыровидный солончак, 5—серозем темный пахотный

Рис. 4. Вертикальное распределение ^{90}Sr (А) и ^{137}Cs (В) в почвах Кура-Араксинской низменности

Концентрация ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности распределена сравнительно равномерно (4,1—4,5 ГБк/км²). Лугово-болотные почвы содержат несколько меньше ^{137}Cs , чем сероземные (см. табл. 3). Причина этого промывной водный режим лугово-болотных почв, обуславливающий миграцию радионуклида. В лугово-болотных почвах ^{137}Cs в основном концентрируется в верхнем слое дернового горизонта (0—8 см). В слое 8—15 см его содержание составляет уже 0,3 ГБк/км² (т. е. 6,4% от общего содержания). Меньшая концентрация ^{137}Cs была ниже чувствительности метода определения, тогда как в пахотных сероземах благодаря ежегодной вспашке и поливам этот радионуклид мигрирует в нижние горизонты (рис. 4). Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах региона несколько меньше, чем в почвах горной зоны и изменяется от 1,45 до 2,92 (табл. 10).

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

Табл. 11. Содержание ^{90}Sr , связанного с гипсом, в почвах Кура-Араксинской низменности

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr (содовая вытяжка)		% от общего содержания
			Бк/кг	ГБк/км ²	
Солончак луговой (7)	A ¹	0—5	30,5	1,24	50,4
	A ¹	5—10	3,7	0,23	17,9
	AB	10—20	Нет	Нет	Нет
Солончак мокрый (8)	A	0—1	33,7	0,43	82,6
	A	1—10	3,9	0,27	87,6
	A	10—27	0,9	0,20	100,0
	AB	27—47	Нет	Нет	Нет

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

После аварии на ЧАЭС характер распределения и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности не изменился, лишь повысилась концентрация их в некото-

рых почвах. Например, в лугово-болотных почвах концентрация ^{90}Sr повысилась от 1,4 до 2,6 Гбк/км², а в луговом солончаке — от 3,8 до 5,6 Гбк/км². Некоторое снижение в концентрациях ^{90}Sr наблюдается после аварии в сероземных пахотных почвах (табл. 12).

Табл. 12. Распределение и миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности после аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$
			Гбк/км ²	Бк/кг	Гбк/км ²	Бк/кг	
1	2	3	4	5	6	7	8
Серозем темный суглинистый (50)	A _{пах}	0—15	0,8	7,6	0,6	5,3	0,75
	A _{пах}	15—26	0,7	5,1	0,8	5,8	1,14
	B	26—46	0,5	3,7	0,4	2,7	0,80
	BC	46—62	0,1	0,8	0,3	1,8	3,00
		0—62	2,1	—	2,1	—	1,00
Лугово-болотная суглинистая (507)	A ₀	0—4	1,1	34,9	1,9	64,6	1,72
	A ₁	4—15	1,2	12,6	1,6	16,5	1,33
	A ₁	15—26	0,3	3,8	0,2	1,9	0,67
		0—26	2,6	—	3,7	—	1,42
Солончак луго- вый суглинистый (508)	A ₁	0—8	2,9	39,4	2,0	27,7	0,69
	A ₁	8—21	1,4	9,5	0,8	5,2	0,57
	A ₁	21—34	0,8	6,5	0,5	3,5	0,63
	B	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: ^{137}Cs определяли радиохимическим методом.

Концентрация ^{137}Cs в почвах 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 сероземе (табл. 12).

3.3. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской Автономной Республики

Нахичеванская Автономная Республика расположена в крайней южной части Азербайджана, на левом берегу р. Аракс. Ее территория представляет собой весьма сложную область Восточного Закавказья, которая сложена палеозойскими, мезозойскими, третичными и четвертичными отложе-

ниями. С. А. Захаров (1939) выделял здесь четыре физико-географические зоны.

1. Нижняя зона — расположена параллельно течению 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 бурые почвы.

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

Климат Нахичеванской Автономной 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 количество годовых осадков постепенно увеличивается с высотой и при понижении средней температуры. Максимальное количество осадков отмечено 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. (Прилипка, 1970).

В горной зоне исследуемого региона почвообразующие породы представлены вулканогенными и осадочными коренными породами (преимущественно элювиально-делювиального генезиса, андезитами, андезито-базальтами, гранитами, гранодиоритами, порфиритами, сланцами, песчаниками и известняками). Вся равнинная и низменная зоны, а также низкогорная область региона заняты переотложенными рыхлыми наносами, в основном делювиальными и делювиально-пролювиальными валунно-галечниковыми карбонатными суглинками, аллювиальными, часто засоленными глинисто-суглинистыми отложениями (Шакури, 1965).

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

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

$A_{\text{пах}}$ — 0—10 см. Серо-буроватый, пористый, комковатый, тяжело-суглинистый, встречаются корни и корешки, сухой, вскипает, переход ясный.

$A_{\text{пах}}$ — 10—24 см. Светлее предыдущего, структура плохо выражена, глинистый, влажноватый, вскипает, переход ясный.

B — 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 в тяжело-суглинистым. 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.

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.

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.

Табл. 13. Механический состав и химические свойства сероземных давнорошаемых тяжелосуглинистых слабо солонцеватых почв

Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Содержание частиц, %		Гумус, %	Азот, %	СО ₂ , %	Сумма поглощенных оснований, мг-экв/100 г	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	27,36	66,89	25,80	7,31
40-100	5,9	30,80	66,48	1,40	0,05	13,22	27,17	68,72	23,19	8,09

Табл. 14. Механический состав и химические свойства горно-лесных коричневых почв

Раз-рез	Горно-зонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Содержание частиц, %		Гумус, %	Азот, %	СО ₂ , %	Сумма поглощенных оснований, мг-экв/100 г	Содержание катионов, % от суммы поглощенных оснований		
				<0,001 мм	<0,01 мм					Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
21	A	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	86,90	12,20	1,10
26	A ₁	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	*	32,79	81,76	17,99	0,31
		46-70	5,5	10,4	19,0	1,2	—	*	34,29	81,98	17,15	0,87
	C	70-92	5,9	23,9	34,0	1,8	—	*	34,19	74,91	24,55	0,50

- A₁** — 0—8 см. Влажный, корни и корешки, слабо разложившаяся подстилка из прошлогодних листьев и травянистый покров, не вскипает, переход ясный.
- A₂** — 8—18 см. Темно-коричневый, зернисто-ореховатая структура, тяжелосуглинистый, уплотненный, корни и корешки, свежий, не вскипает, переход ясный.
- B** — 18—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 горно-лесных коричневых почв.

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

Горно-лугово-степные почвы распространены в районе Батабатского массива, частично в Джульфинском и Ордубадском районах. Эти почвы приурочены к межгорным равнинам. Зона горно-лугово-степных почв характеризуется засушливостью климата и дефицитом влажности, а также высокой задерненностью. Указанные факторы способствуют ослаблению промывного режима. В зоне наблюдается постоянное увеличение континентальности климата с юга и северо-востока к северу и юго-западу. Причина этого—сухие ветры из пустынь приараксинской полосы и с сухих горных массивов Ирана.

Растительность представлена злаковыми лугами (овсяница, костер, мятлик, тимофеевка), 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.

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

Данные о составе и химических свойствах горно-лугово-степных почв приведены в таблице 15. Доминируют горно-лугово-степные тяжелосуглинистые почвы. Содержание перегноя в верхних горизонтах 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.

Распределение и миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской АР изучались до аварии на ЧАЭС. Обследованы основные типы почв региона (сероземные, горно-лесные, горно-лугово-степные и др.).

Распределение ^{90}Sr по исследуемой территории 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 ^{90}Sr , чем почвы низменной части (разрез 150). Максимальным содержанием ^{90}Sr отличаются горно-лугово-степные почвы, основная масса которого сосредоточена в верхнем 0—10 см слое. С глубиной его содержание постепенно снижается. В распределении ^{90}Sr в почвах прослеживается вертикальная зональность.

Концентрация ^{137}Cs в этих почвах изменяется в пределах от 1,5 до 2,6 ГБк/км². Аналогично ^{90}Sr , почвы горной зоны отличаются более высоким содержанием этого радионуклида. В сероземных и горно-лугово-степных почвах концентрация ^{137}Cs 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 ^{137}Cs несколько меньше, чем ^{90}Sr (табл. 16). Очевидно, ^{137}Cs войдя в кристаллическую решетку минералов, не выщелачивается из почв полностью бн HCl.

3.4. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 главный Талышский хребет; 2) аккумулятивная равнина, в которой выделяются несколько террасовых уступов Каспийского моря, береговые валы и маршевая зона, а в южной части — делювиальный шлейф.

Табл. 5. Минеральный состав и физическое состояние черно-бурых степных почв

Раз-рез	Гори-зонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Содержание частиц, %		Гумус, %	Азот, %	CO ₂ , %	Сумма поглощенных оснований, мг-экв/100 г	Содержание катионов, % от суммы поглощенных оснований		
				<0,001 мм	<0,01 мм					Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
3	A ₁	0-11	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	*	26,43	63,37	33,60	3,03
	B ₁	23-47	4,0	11,2	44,6	3,8	0,14	*	26,20	68,71	28,62	2,67
	B ₂	47-77	3,8	23,9	42,0	3,0	0,12	*	23,49	65,18	33,54	1,26
	C	77-85	3,9	16,2	44,1	2,0	0,05	*	22,76	75,80	22,40	1,80
1	A ₁	0-17	7,0	23,7	58,8	2,7	0,17	*	41,2	67,88	30,66	1,46
	B	17-40	8,2	22,6	69,4	1,7	0,10	*	43,9	72,23	26,63	1,14
	B ₁	40-72	8,4	23,0	64,7	1,3	-	*	44,4	74,30	25,47	0,23
	C	72-100	4,8	25,7	56,4	1,7	-	*	35,6	82,25	16,35	1,40

Табл. 16. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской АР

Почва, № разреза	Гори- зонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
Серозем давно- орошаемый су- глинистый (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-коричне- вая остепненная (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-лесная ко- ричневая (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-лугово- 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: ^{137}Cs определялся радиохимически.

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

Почвы Ленкоранской области очень разнообразны, что связано с разнообразием климата, растительности, рельефа, материнских пород и гидрогеологического режима. Преобладают горно-луговые, горно-лесные, бурые, желтоземно-подзолистые, желтоземные. В зоне высоких гор развиты

бурые полупустынные почвы, а при переходе от субтропического климата низменной к пустынно-степному в зоне Мурганской степи — каштановые. На низменной части области были исследованы выщелоченные коричневые, луговые и желтоземно-подзолистые глеевые почвы, а в горной — горно-лесные коричневые 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 и пахотном горизонте составляет 0,14—0,16%, соотношение С: N_т равно 9,4—9,7, глубже — 10,2—12,2. Мощность бескарбонатного слоя превышает 1 м. Эти почвы насыщены подзоленными основаниями, в пределах метровой толщи гумуса их составляет 19,7—32,8 мг-экв на 100 г. По механическому составу преобладают средне- и тяжелосуглинистые разновидности. На изучавшемся участке почвы в пределах пахотного слоя относятся к легкоглинистым, а в подпахотном слое даже к тяжелоглинистым (табл. 17). В таблице 18 приведена агрохимическая характеристика почв Ленкоранской области.

Для выявления особенностей поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области в низменной части обследования проводили в желтоземно-подзолистых глеевых почвах под чайными плантациями, в аналогичных почвах высоких гор 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 коричневых выщелоченных почвах дубово-грабовых лесов. Исследования проводили как до аварии на ЧАЭС, так и после нее.

Средняя концентрация ^{90}Sr 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 ^{90}Sr несколько меньше, чем почвы сухих степей предгорий Малого Кавказа, где его средняя концентрация составляла не менее 3,3 ГБк/км². В луговых суглинистых оплодотворенных промачиваемых почвах (разрез 19а) содержание его пониженное.

Среднее содержание ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области (до аварии на ЧАЭС) составляло 6,2 ГБк/км², при колеба-

Табл. 17. Механический состав почв Ленкоранской области (% на абсолютно-сухую почву)

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Размер частиц, мм						<0,001	<0,01
			1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	0,001-0,0001		
Коричневая выщелоченная пахотная (115)	A _{пвх}	0-10	1,01	12,99	23,20	20,40	22,20	20,20	62,80	
	A _{пвх}	10-21	0,44	2,16	27,00	15,60	33,20	21,60	70,40	
	A _{пвх}	21-31	0,74	1,46	24,60	8,40	34,80	30,00	73,20	
Желтоземно-подзолистая глеевая (22)	B	31-41	0,58	2,62	10,40	23,56	21,64	41,20	86,40	
	A _{пвх}	0-10	2,26	32,94	26,80	10,80	14,00	13,20	36,00	
	A _{пвх}	10-22	0,72	21,36	35,20	9,20	17,60	15,20	42,00	
	A _{пвх}	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	

Табл. 18. Агрохимическая характеристика почв Ленкоранской области

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Гумус, %	pH водный	CO ₂ , %	Подвижные формы, мг/кг			Обменные мг-экв/100 г
							P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ²⁺	
Желтоземно-подзолистая глеевая (22)	A _{пвх}	0-10	4,69	1,96	4,0	Нет	61,0	200	9,9	4,2
	A _{пвх}	10-22	4,35	2,17	4,0	»	55,8	121	5,2	1,9
	B	22-23	4,51	0,36	4,0	»	30,0	107	7,1	4,7
Горно-лесная бурая султинистая (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	»	42,8	176	11,8	4,7
	B ₁	19-80	6,63	1,27	7,4	»	24,0	176	13,2	8,0
	B ₂	30-42	5,33	0,22	7,5	»	22,0	176	17,4	8,5

ниях 5,4–8,7 ГБк/км². Разница между минимальной и максимальной концентрацией составляет более чем 1,5 раза. Наибольшие количества радионуклида характерны для желтоземно-подзолистых почв (разрезы 23, 122), несколько меньшее содержание ¹³⁷Cs обнаружено в почвах горной зоны Татыша (горно-коричневые остепненные и горно-лесные коричневые почвы) и южной Мурганской степи Ленкоранской области (коричневые выщелоченные почвы) (табл. 19).

Табл. 19. Концентрация ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в почвах Ленкоранской области до аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs : ⁹⁰ Sr
	ГБк/км ²		
Горно-коричневая остепненная	2,2	5,6	2,50
Горно-лесная коричневая (21)	2,5	5,6	2,24
Желтоземно-подзолистая под лесом (23)	3,7	6,3	1,70
Луговая суглинистая оглеенная (19а)	1,6	6,0	3,75
Коричневая выщелоченная (19)	2,4	5,5	2,29
Желтоземно-подзолистая суглинистая под шпильными плантациями (122)	3,7	8,7	2,35
Горно-лесная бурая суглинистая (102)	3,9	5,4	1,38
Колебания	1,6–3,9	5,4–8,7	1,38–3,75
Среднее	2,9	6,2	2,13

Табл. 20. Распределение и миграция ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs и их отношение в почвах Ленкоранской области в период 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	
Коричневая выщелоченная пахотная (500)	Апах	0–9	1,4	19,6	1,2	17,6	0,86
	Апах	9–21	3,3	21,5	2,2	14,3	0,67
	А ¹	21–32	1,5	9,9	0,7	4,5	0,45
	В ¹	32–42	0,8	6,7	0,4	3,5	0,50
	В ¹	42–53	0,3	1,9	Нет	Нет	Нет
		0–53	7,3	—	4,5	—	0,62
Луговая суглинистая оглеенная (501)	Наилок	0–9	4,8	38,9	2,3	18,3	0,48
	Ад	9–20	2,9	26,9	0,92	8,6	0,31
	Ас	20–26	0,8	8,6	0,3	3,8	0,38
			0–26	8,5	—	3,5	—

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
Желтоземно-подзолистая глеевая суглинистая под чайными 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 ₁	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
Желтоземно-подзолистая глеевая старопахотная (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: ^{137}Cs определялся радиохимически.

В целинных почвах Ленкоранской области ^{90}Sr и ^{137}Cs мигрируют до глубины 30 см, ниже эти радионуклиды в пределах точности используемых методов определения не были обнаружены. В пахотных почвах, расположенных в нижней части региона, где выпадает большое количество осадков, под влиянием инфильтрации, а также проводимой ежегодной пахоты эти радионуклиды мигрируют в более глубокие слои (рис. 5). Отношение $^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$ в почвах Ленкоранской области изменяется от 1,38 до 3,75 (среднее значение составляет величину 2,32). Оно несколько выше, чем в почвах других изученных зон (табл. 19). Таким образом, в почвах этого региона ^{90}Sr более подвижен, чем ^{137}Cs .

После аварии на ЧАЭС характер распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области не изменился, изменилась лишь концентрация их в почвах. Так, концентрация ^{90}Sr 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).

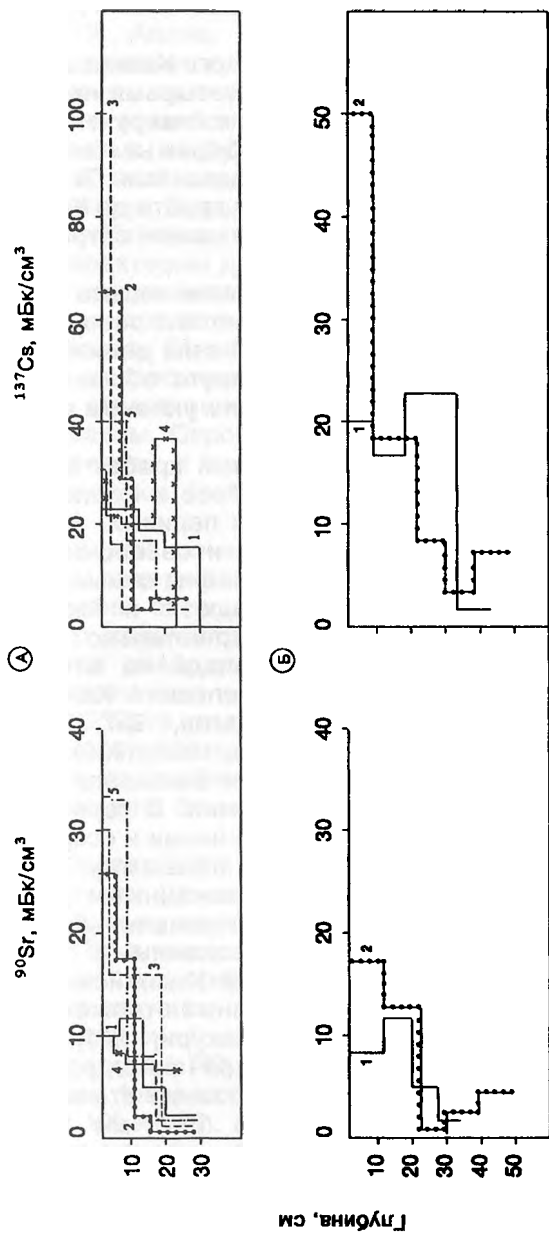


Рис. 5. Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области

А — целинные почвы: 1 — горно-коричневая остепненная, 2 — горно-лесная коричневая, 3 — желтоземно-подзолистая под лесом, 4 — луговая суглинистая оглеенная, 5 — луговая суглинистая оглеенная
 выщелоченная, 2 — желтоземно-подзолистая глеевая

3.5. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ветвление 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; Сихалибейли, 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, 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 среднегорной зоны. Каштановые почвы распространены в сухой степной зоне и занимают низкорядные 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. Серобурые почвы (разрезы 90 и 91) в основном относятся к суглинистым, а каштановые (разрез 105) и горно-лесные (разрез 103) — к глинистым разновидностям (табл. 21).

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%), 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).

Распределение и миграцию ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Большого Кавказа (до аварии на ЧАЭС) исследовали на примере серо-бурых, горно-лесных и каштановых почв. Концентрация ^{90}Sr 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 ^{90}Sr , чем почвы предгорной и низменной зоны. Максимальное количество ^{90}Sr (до 4,1 ГБк/км²) содержат горно-лесные карбонатные почвы (разрез 104), минимальное — каштановые почвы (разрезы 105 и 106).

Максимальное количество ^{137}Cs обнаружено в почвах горной зоны Большого Кавказа (горно-лесные коричневые выщелоченные почвы). Относительно меньшим содержанием этого радионуклида отличаются каштановые почвы (разрезы

Табл. 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
Серо-бурая (90)	A _{пах}	0—8	6,84	37,56	21,60	4,80	18,00	11,20	34,00
	A _{пах}	8—20	6,06	33,94	19,60	6,00	20,40	14,00	40,40
	A _{пах}	20—30	8,60	35,00	20,80	3,60	18,00	14,00	35,60
	B	30—40	7,24	36,76	23,60	0,80	12,00	19,60	32,40
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	30,40
	B	30—40	9,37	5,03	52,36	5,64	13,20	14,40	33,24
Каштановая (105)	A _{пах}	0—14	4,54	9,06	24,80	10,40	17,20	34,00	61,60
	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 ₁	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

Табл. 22. Агрехимическая характеристика почв Большого Кавказа

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влажность, %	Гумус, %	рН водный	СО ₂ , %	Подвижные формы, 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 коричневая выщелоченная (103)	A	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	—	—	—

105 и 106). Следует отметить, что во всех горизонтах исследованных почв региона содержание ^{137}Cs было меньше, чем ^{90}Sr . Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ в почвах меньше единицы (табл. 23).

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

Табл. 23. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Большого Кавказа до аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
Серо-бурая (90)	A _{пах}	0—10	1,0	12,2	0,4	4,4	0,40
	A _{пах}	10—20	1,3	11,1	0,8	6,7	0,61
	A _{пах}	20—30	1,5	13,2	0,8	5,9	0,53
		0—30	3,8	—	2,0	—	0,52
Горно-лесная коричневая вы- щелоченная (103)	A ₁	0—6	0,9	9,3	0,8	8,9	0,89
	A ₁	6—12	1,0	12,6	0,8	9,6	0,80
	B	12—20	0,8	8,1	0,6	6,3	0,75
	BC	20—30	1,1	8,1	0,6	4,4	0,54
Горно-лесная карбонатная (104)		0—30	3,8	—	2,8	—	0,73
	A _{пах}	0—7	0,9	10,4	0,4	4,4	0,44
	A _{пах}	7—18	1,9	15,2	0,6	4,4	0,31
	A _{пах}	18—29	0,7	6,7	0,5	2,6	0,71
	B	29—39	0,6	6,7	0,5	2,6	0,83
Светло-каштано- вая (105)		0—39	4,1	—	2,0	—	0,48
	A _{пах}	0—14	1,6	10,0	0,8	5,2	0,50
	A _{пах}	14—28	1,0	6,7	0,7	4,4	0,70
	B	28—40	0,4	2,6	0,3	2,2	0,75
Темно-каштано- вая (106)		0—40	3,0	—	1,8	—	0,60
	A ₁	0—5	0,8	12,2	0,3	4,8	0,37
	A ₂	5—16	1,3	10,4	0,7	5,6	0,53
	B	16—25	0,7	5,2	0,6	4,1	0,85
	0—25	2,8	—	1,6	—	0,57	
Колебания			2,8—4,1	—	1,6—2,8	—	0,48—0,73
Среднее			3,5	—	2,0	—	0,58

Примечание: ^{137}Cs определяли радиохимически.

После аварии на ЧАЭС среднее содержание ^{90}Sr в почвах горной зоны повысилось в среднем на 20%, особенно в каштановых почвах. А концентрация ^{137}Cs в темно-каштановой почве повысилась от 1,6 до 2,6 ГБк/км². Почти без изменений осталось содержание ^{137}Cs в светло-каштановой и несколько снизилось в серо-бурых почвах (табл. 24).

Табл. 24. Распределение и миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Большого Кавказа до аварии на ЧАЭС

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$
			ГБк/км ²	Бк/кг	ГБк/км ²	Бк/кг	
Серо-бурая суглинистая (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
		40—62	0,2	0,7	Нет	Нет	Нет
		0—62	3,7	—	1,5	—	0,40
Светло-каштановая суглинистая (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
Темно-каштановая суглинистая (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
Колесания			3,7—4,7	—	1,5—2,6	—	0,40—0,56
Среднее			4,2	—	1,9	—	0,45

Примечание: ^{137}Cs определяли радиохимически.

По профилю всех исследованных почв концентрация ^{90}Sr 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 ^{137}Cs в почвах региона. Однако следует отметить, что в некоторых типах почв его концентрация ^{137}Cs ниже 30—40 см не обнаруживается, тогда как на глубине 50—60 см обнаруживается некоторое количество ^{90}Sr . Отношение $^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$ в почвах Большого Кавказа, как до аварии на ЧАЭС, так и после нее (табл. 24) составляет величину меньше единицы (радиохимический метод определения ^{137}Cs).

Большую роль в процессе миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs играют особенности лесной подстилки (Алексахин, Тихомиров, 1971; Тюрюканова, 1974, 1976). Содержание ^{90}Sr 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 ^{90}Sr (48,5 Бк/кг). В целом содержание ^{90}Sr в подстилке не превышает его количества в поверхностном почвенном горизонте. Исключение составляют дубовые леса (табл. 25, разрезы 21 и 102), где содержание ^{90}Sr в подстилках более чем вдвое превышает его количество в поверхностном горизонте почвы.

Табл. 25. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесных подстилках (Ао) (Бк/кг)

Тип леса, № разреза	Зона	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
Акациево-дубовый (3)	Сухая степь Малого Кавказа	19,7	—	—
Акациево-дубовый (510) (после аварии)	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

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

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

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 следует отметить, что атмосферные осадки играют двоякую 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 (1962) наблюдали прямолинейную зависимость между количеством осадков и содержанием ^{90}Sr 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. Нали-

чие определенной взаимосвязи между этими величинами наблюдается только для периодов времени более трех месяцев. Аналогичную корреляцию между содержанием ^{90}Sr в почвенном покрове и количеством атмосферных осадков наблюдал Е. А. Мартелл (1959).

В период активных выпадений из атмосферы между среднегодовым количеством атмосферных осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах наблюдались высокие положительные коэффициенты корреляции. По мере уменьшения количества выпадений коэффициенты корреляции снижались. Это связано с влиянием на содержание радионуклидов в почвах поверхностного стока, с переходом 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 ^{90}Sr в почвах Азербайджана и количеством годовых осадков в аридной зоне существует слабая положительная корреляционная зависимость (рис. 6, А). Такой же коэффициент корреляции (0,46) наблюдается при рассмотрении данных зависимости ^{90}Sr в почве от количества годовых осадков в аридной и гумидной зонах (рис. 6, Г). В данном случае нами рассматривались кумулятивное накопление ^{90}Sr в почве происходившее в течение ряда лет и количество атмосферных осадков за год.

Высокий коэффициент корреляции наблюдается между содержанием ^{137}Cs в почве и годовым количеством осадков как в аридной, так и гумидной зонах (рис. 6, А, Г).

Между распределением ^{90}Sr в почвах и высотой местности существует слабая положительная корреляционная зависимость (Рис. 7, А, Г). Более высокий коэффициент корреляции (0,49) наблюдается в аридной зоне. Несколько меньшую величину (0,38) составляет этот коэффициент в гумидной зоне.

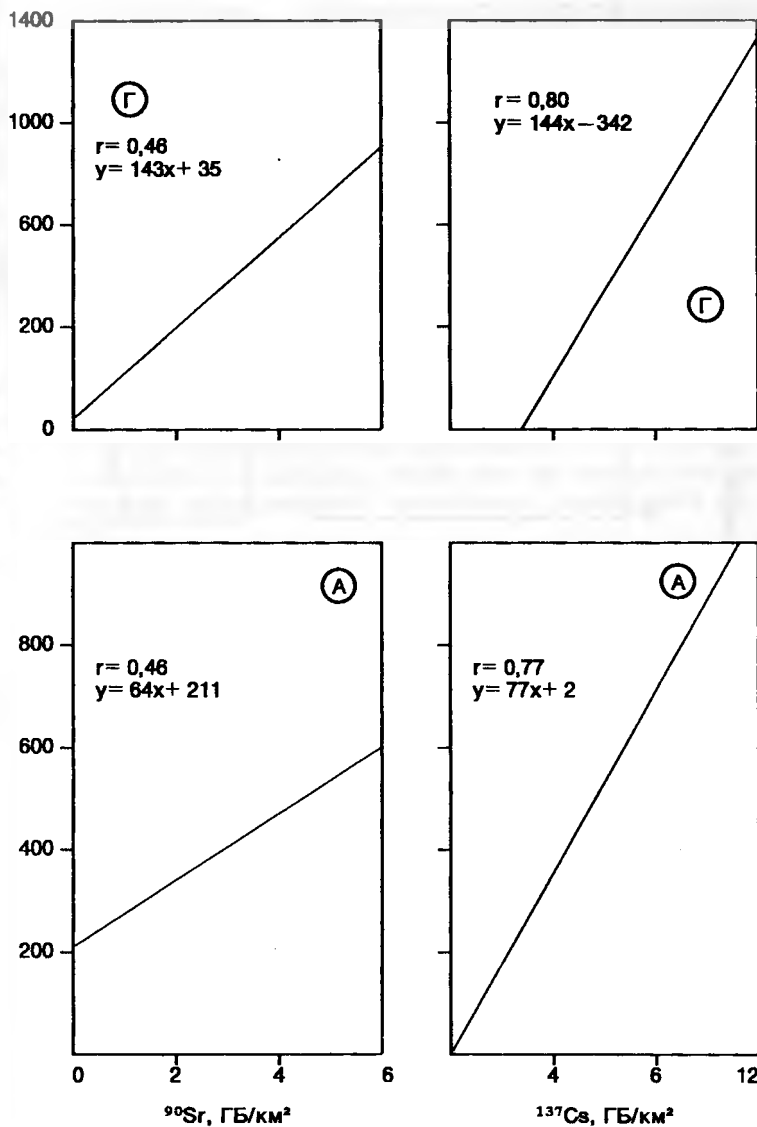


Рис. 6. Зависимость распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах от количества годовых осадков

А — Аридная зона, Г — Аридная и гумидная зоны

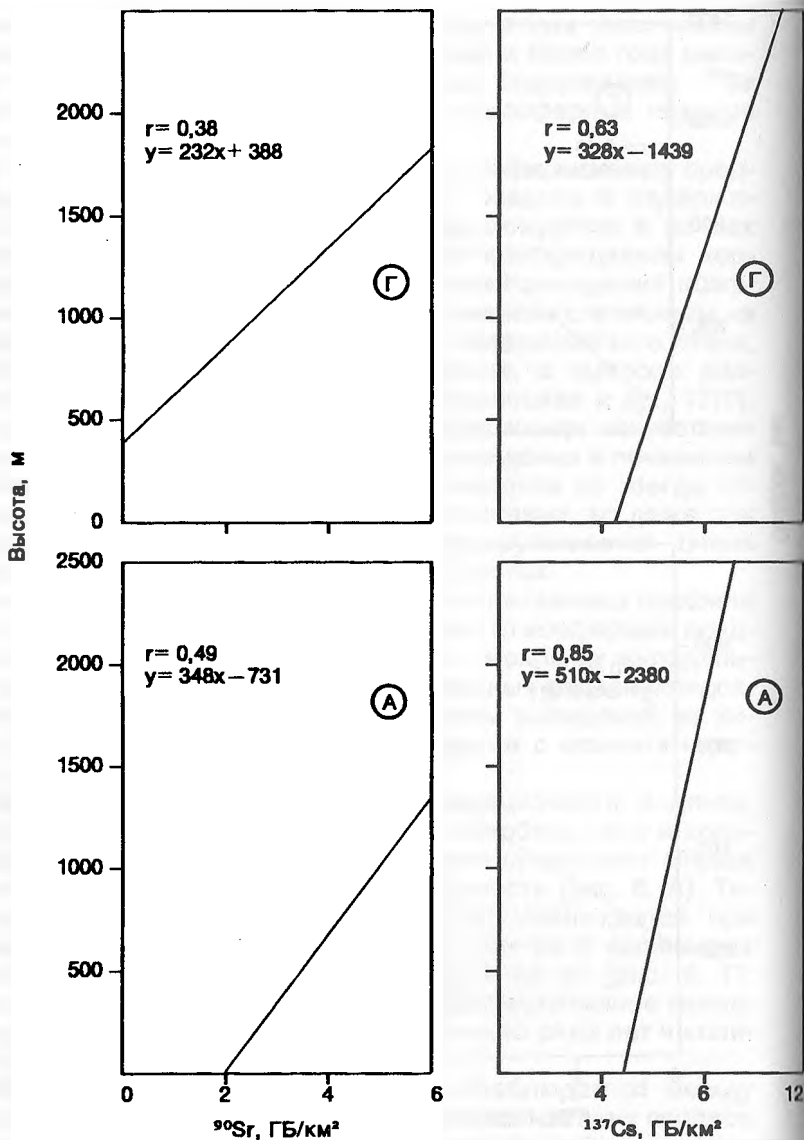


Рис. 7. Зависимость распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах от высоты местности.

А — Аридная зона, Г — Аридная и гумидная зоны

Еще более высокий коэффициент корреляции отмечается для распределения ^{137}Cs в почвах и высотой местности в аридной зоне. Этот коэффициент также высок для аридной и гумидной зон (рис. 6).

В целом проведение множественного корреляционного анализа (Доспехов, 1967), показало, что с увеличением годового количества атмосферных осадков и высоты местности кумулятивное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана растет (Алиев и др., 1988).

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

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

Миграция и подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr в почве зависит от многих факторов и варьирует в широких пределах. Отмечается, что в некоторых типах почв количество водорастворимых и обменных состояний глобального ^{90}Sr составляет 80—90% от валового его содержания (Павлоцкая, 1974; Павлоцкая, 1966, 1966).

В работе Ю. А. Полякова с соавторами (1970) приведены результаты исследований различных состояний соединений ^{90}Sr в почвах Дарвинского заповедника (Калининская область). Найдено, что водорастворимые состояния соединений ^{90}Sr содержатся лишь в самых верхних горизонтах почв.

Обнаружено также наличие обменных и необменных соединений ^{90}Sr во всех горизонтах почвенного профиля. При этом количество обменного ^{90}Sr значительно выше, чем содержание других состояний этого радионуклида.

Как известно, ^{90}Sr 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% ^{137}Cs также содержится в водорастворимом состоянии. Постепенно водорастворимые состояния соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате ионообменных процессов переходят в обменные и необменные состояния. Переход ^{90}Sr и ^{137}Cs в необменное состояние уменьшает их подвижность в почве и снижает поступление в растения.

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

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

В полевых условиях Р. И. Погодиным (1973) обнаружено, что биологическая доступность для растений и миграционная способность в почвах ^{90}Sr спустя 8 лет после внесения снизились в 3 раза, а ^{137}Cs — приблизительно в 10 раз. Указанное уменьшение подвижности этих радионуклидов вызвано, по мнению автора, переходом ^{90}Sr и ^{137}Cs в необменное состояние и увеличением энергии связи обменносорбированных форм этих радионуклидов. По данным Н. П. Архипова и др. (1975), через год после внесения радионуклидов на поверхность почв накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями на распаиваемых почвах снизилось соответственно на 20—30% и в 2—3 раза за счет процессов постепенного перехода этих радионуклидов в прочно фиксированное состояние.

Изучение различных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs показало, что в почвах Азербайджана их кислоторастворимое состояние превышает обменное. Содержание ^{90}Sr в указанных формах в каштановых (серо-коричневых) гажевых, каштановых (серо-коричневых) почвах, солончаках, сероземах 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в изучавшихся почвах, в основном, увеличивается с глубиной (рис. 8). Аналогичное обогащение нижележащих слоев подвижными формами было показано для ^{137}Cs И. В. Молчановой и Л. Н. Михайловской (1979). В отличие от обменной формы количество кислоторастворимой формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в наших исследованиях закономерно снижалось с глубиной.

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

Следует отметить, что во всех изученных типах почв содержание суммарного количества (обменная + кислоторастворимая формы) ^{137}Cs меньше, чем ^{90}Sr (табл. 26). Отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ меньше единицы.

Табл. 26. Содержание суммарного количества (обменная + кислоторастворимая формы) ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах в слое 0—30 см, Бк/кг

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

При гамма-спектрометрическом методе определения ^{137}Cs в почвах это отношение изменяется в пределах 1,2—2,6 (табл. 3, 7, 10, 19). Приведенные данные свидетельствуют

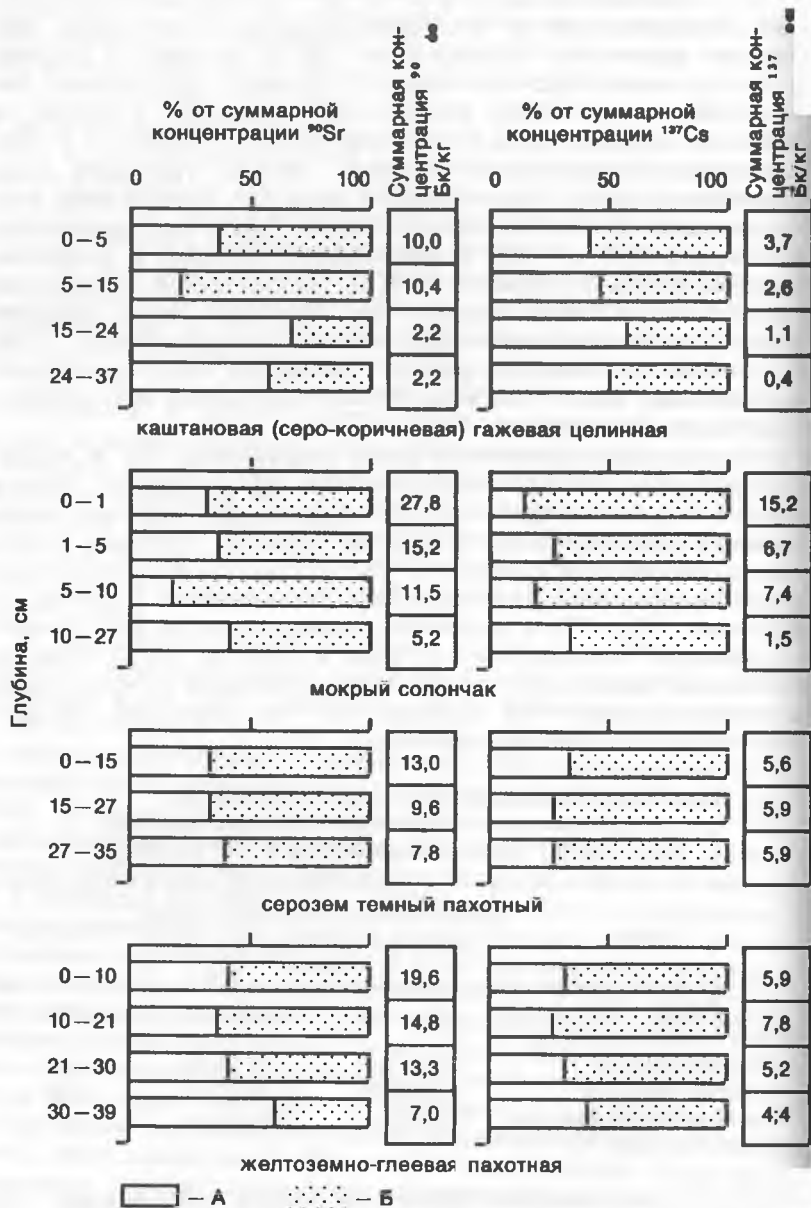


Рис. 8. Распределение обменных (А) и кислоторастворимых (Б) форм ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю почв.

о том, что большая часть ^{137}Cs в почвах Азербайджана находится преимущественно в необменной форме. Очевидно, ^{137}Cs , войдя в кристаллическую решетку глинистых минералов, не извлекается полностью даже при двухразовом выщелачивании из почв кипящей 6н HCl .

Глава 4. ОСОБЕННОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевых и кормовых цепочках, а также в организме человека. На рис. 9 показаны основные пути поступления искусственных радионуклидов в организм человека.

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

1. Внекорневой, или азральный 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 атмо-

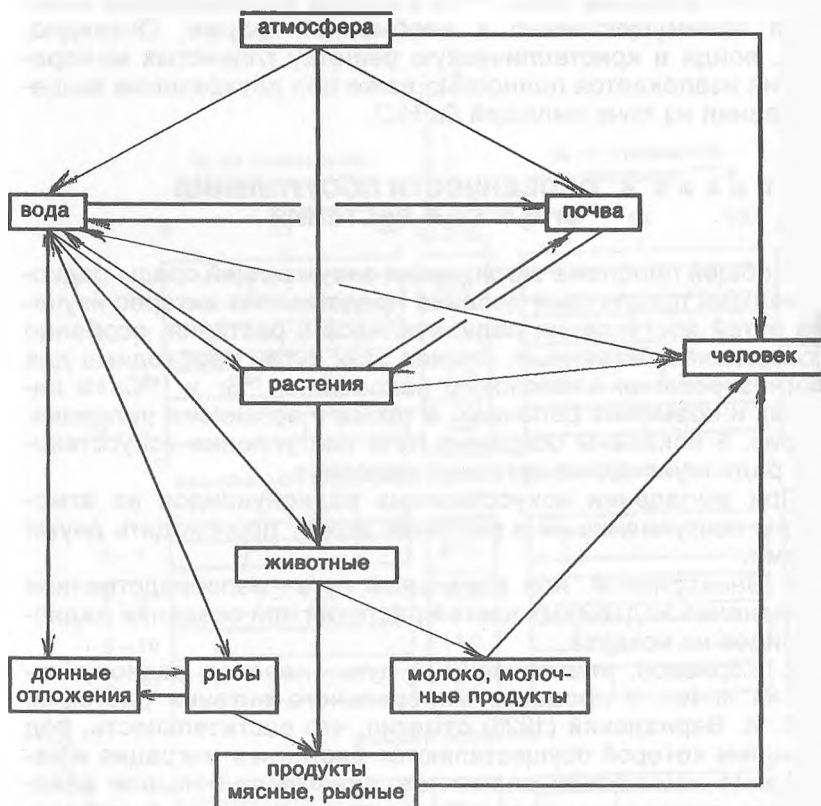


Рис. 9. Основные пути поступления искусственных радионуклидов в организм человека (Шведов и др., 1962).

сферными 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем под хвойными лесами. Обычно хвойные древесные породы обладают большей способностью задерживать выпадающие радионуклиды в кронах. С 1965 по 1969 г. количество радионуклидов в почвах под хвойными породами увеличивалось в результате дополнительного поступления их с 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 листовыми породами (Тюрюканова, 1971).

На содержание и распределение радионуклидов в геохимическом ландшафте значительное влияние оказывают также травянистая растительность и моховой покров. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях варьирует в широких пределах в зависимости от уровня выпадений радионуклидов и видовых особенностей растений. В годы со сравнительно активным выпадением ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем травянистая, что связано со способностью мхов задерживать атмосферные осадки. Мхи отличаются повышенным содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs даже в годы с невысоким уровнем их выпадений (Тюрюканова, 1971, 1974).

В общей проблеме радиологии растений актуально изучение особенностей загрязнения сельскохозяйственных растений искусственными радионуклидами. В годы со сравнительно большим их выпадением из атмосферы загрязнение наземных растений аэральным путем было больше, чем корневым (Auerbach et al., 1966; Menzel et al., 1961; Morgan, 1959). В работе Ф. И. Павловцкой с сотр. (1965) показано, что в 1961 г. доля непосредственного загрязнения наземных частей сельскохозяйственных растений аэральным путем колебалась в широких интервалах (до 70%) в зависимости от видовых особенностей и доступности радионуклидов для растений из разных типов почв. В этот период 50–90% обнаруживаемых в сельскохозяйственных растениях радионуклидов поступило аэральным путем, за счет непосредственного загрязнения наземных органов растений. При уменьшении количества выпадающих из атмосферы радионуклидов возрастает значимость почвенного усвоения их из кумулятивных запасов в почве (Павловцкая 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 возра-

стает 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 ^{90}Sr в несколько раз больше, чем однолетние растения. Листья чая в последующие периоды (как до аварии на Чернобыльской АЭС, так и после нее) также содержали значительное количество ^{90}Sr , а также ^{137}Cs (Абдуллаев, 1977, 1980; Гюлалиев, 1991; Кипиани и др., 1977).

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

Рассмотренные выше данные свидетельствуют о том, что в годы со сравнительно активными выпадениями количество радионуклидов, поступающих в растения за счет непосредственного поглощения из атмосферы, значительно превышает их количество, поступающее 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. Мареев (1971), количество ^{90}Sr 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 или радионуклидов. Следует подчеркнуть, что при относительно невысоких уровнях выпадения становится возможным более четко оценить вклад искусственных и естественных радионуклидов в общее их содержание в отдельных органах и частях растений (Павлоцкая, Бабичева, 1973).

Было показано, что ^{90}Sr и ^{137}Cs интенсивнее поглощаются растениями из легких песчаных почв с низкими значениями рН, бедных органическими веществами, кальцием и калием. На тяжелых по механическому составу почвах, насыщенных кальцием и калием, растения усваивают значительно меньше

^{90}Sr и ^{137}Cs (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 рассмотренных работ видно, что основная часть посвящена вопросам перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs 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: свойствам, 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 ^{90}Sr 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 ^{90}Sr составляла 85 раз, а у 170 сортов корнеплодов и овощных культур — 350 раз (Архипов и др., 1975). Наибольшие накопители ^{90}Sr — кальциелюбивые виды (в частности такие известные кальцеофилы, как бобовые растения). Даже в пределах одного вида растений среди различных сортов наблюдаются значительные колебания в содержании ^{90}Sr . Например, среди 54 сортов пшеницы концентрация ^{90}Sr изменялась в 2—4 раза (Корнеева и др., 1974). Накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями также зависит от их биологических особенностей. Например, зерновые культуры (пшеница, овес) накапливают ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs в зерне в абсолютных единицах достигают 2 и более.

Считается, что поступление ^{137}Cs в растения из почв незначительно. При наличии аэрального и почвенного путей поступления загрязнение растений ^{137}Cs обусловлено в основном аэральным путем. Отмечается, что поступление ^{137}Cs в растения зависит от типа почв, их физико-химических свойств и т. д. (Алексахин и др., 1977; Гулякин, Юдинцева, 1962, 1973; Гулякин и др., 1978; Клечковский, 1966; Клечков-

ский, Целищева, 1956; Марей и др., 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975; Моисеев и др., 1976, 1979; Юдинцева, 1964; Юдинцева, Гулякин, 1968; Delmas, 1977).

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

За последние годы на фоне общего снижения содержания ^{137}Cs в растениях и пищевых продуктах существенно возростала его доля, мигрирующая по почвенному пути. Это явление обусловлено уменьшением плотности глобальных выпадений и соответственно снижением вклада воздушного пути в суммарное загрязнение растений ^{137}Cs . Наряду с этим в отдельных областях Российской Федерации, Украины, Белоруссии и некоторых зарубежных странах за последние годы выявлены повышенные (по сравнению со средними) уровни содержания ^{137}Cs в растениях, молоке и мясе. В Российской Федерации миграция ^{137}Cs 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 ^{137}Cs из дерново-подзолистых и торфяных песчаных почв района Белорусского Полесья поступает в травянистые растения интенсивнее, чем ^{90}Sr . На исследованных почвах наблюдается большее (в среднем в 10 раз) по сравнению со ^{90}Sr поступление ^{137}Cs в растения, о чем свидетельствует увеличение отношения $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ (до 16 раз). Считается, что основной причиной значительного поступления ^{137}Cs в растительность является малая фиксирующая способность почв по отношению к этому радионуклиду, что обусловлено особенностями их минералогического состава, малым содержанием илистой фракции (0,5—0,6), основную часть которой составляет органическое вещество, и почти полным отсутствием в ней глинистых минералов.

Были также выявлены другие регионы мира, где особенности почвенного покрова способствовали большему переходу ^{137}Cs в растения и в пищевую рацион, например в Швеции — в местах с почвенным покровом, богатым органическими веществами (Lindell, Mogi, 1965), на территории отдельных штатов США (Koessler 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 ^{137}Cs , доступного для растений с течением времени они не наблюдали. Показано, что под действием погодно-климатических, физико-химических свойств почв, биологических, микробиологических и других природных процессов переход радионуклидов может меняться в довольно широких пределах. Накопление ^{137}Cs в пастбищных травах на разных типах лугов различается до двух порядков. Отмечено, что при одних и тех же уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, ^{90}Sr может накапливаться в генеративных органах растений в 2—47 раз, а в вегетативных — 18—160 раз больше, чем ^{137}Cs .

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 радиозоологических исследований. Задача этих центров наряду с проведением радиационного мониторинга почвенно-растительного покрова, создать 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 имелась система опытных полей 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 (аэраль-ного) 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 приходится на корневое поглощение.

В работе Н. В. Елиашевич с сотр. (1989) изучено накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в травянистых растениях в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. Исследовано 74 вида 22 семейств покрытосеменных растений, представляющих собой кормовые, лекарственные и технические культуры. Полученные результаты дали возможность авторам по способности растений накапливать радионуклиды выделить три группы семейств: концентраторы — лютиковые, дербенниковые, норичниковые, ирисовые; дискриминаторы — горечавковые, ослинниковые, зонтичные, 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs корневым и внекорневым путем, а также из осевших на поверхность ассимиляционного аппарата радиоактивных частиц (пыли), содержащих ^{137}Cs . Результаты анализа неотмытой и отмытой хвои в 1988 г. показали, что поглощенный ^{137}Cs в среднем составляет около 80% от общей загрязненности хвои, и еще около 20% приходится на поверхностное загрязнение.

4.1. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в дикорастущих растениях

Концентрация ^{90}Sr 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 ^{90}Sr отличается молочай, минимальным — дикая дыня. Последовательность растений по накоплению ^{90}Sr в зоне сухих степей следующая: молочай > подорожник > полынь > гармала > пастушья сумка > сурепка > дикая дыня. Сильная изреженность растительного покрова в зоне не способствует значительному выносу ^{90}Sr растениями (табл. 27).

Среднее содержание ^{90}Sr в естественной растительности в Кура-Араксинской низменности несколько выше, чем таковой в зоне сухих степей. Максимальной концентрацией этого радионуклида отличается солерос европейский. По степени накопления ^{90}Sr в Кура-Араксинской низменности исследованные культуры располагались в следующий убывающий ряд: солерос европейский > лебеда татарская > солодка > кермек > мимозка. Вынос ^{90}Sr с растительностью в Кура-Араксинской низменности по сравнению с сухими степями увеличен почти в 2 раза (см. табл. 27).

Табл. 27. Содержание ^{90}Sr в естественной растительности до аварии на ЧАЭС (в пересчете на воздушно-сухую массу)

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

1	2	3	4	5
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	—	—	—
<i>Горная зона Малого Кавказа</i>				
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	—	—	0,010
Колебания	6,3—34,0	—	—	—
Среднее	13,6	—	—	—
<i>Ленкоранская область</i>				
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	—	—	—

В горной зоне Малого Кавказа средняя концентрация ^{90}Sr в естественной растительности (в разнотравье) составляет 18,8 Бк/кг. Разница между максимальной и минимальной концентрацией ^{90}Sr колеблется в 5 с лишним раза. На содержание ^{90}Sr в разнотравье влияет высота над уровнем моря. Чем она больше тем больше концентрация ^{90}Sr в растительности (табл. 27).

Различие в содержании ^{90}Sr в дикорастущей 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 в нем ^{90}Sr способствует незначительному вовлечению этого радионуклида в биологический круговорот. В целом вынос ^{90}Sr с дикорастущей растительности понижен

(табл. 27), по сравнению с дикорастущей растительностью Центральной части России и Украинского Полесья (Тюрюканова, 1976; Марей и др., 1974).

В таблице 28 приведены результаты концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в естественной растительности после аварии на ЧАЭС. Среднее содержание ^{90}Sr 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 ^{137}Cs 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 ^{90}Sr накапливается интенсивнее, чем ^{137}Cs .

Табл. 28. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в естественной растительности после аварии на ЧАЭС (в пересчете на воздушно-сухую массу)

Растительность	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Бк/кг	КН, н·10 ⁻²	Бк/кг	КН, н·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	—

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

Полученные результаты, характеризующие содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе пшеницы до аварии на ЧАЭС, выращенной в различных зонах Азербайджана, а также в листьях чая, представлены в таблице 29.

При поступлении этих радионуклидов отмечается более интенсивное накопление их в вегетативных частях растений по сравнению с репродуктивными органами. Количество ^{90}Sr в зерне пшеницы в исследуемый период колебалось от 62,0 до 81,0 сБк/кг, в соломе — от 1050 до 1160 сБк/кг. В этот же период содержание ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs связа-

ны с различиями в физико-химических и агрохимических свойствах почв, с неодинаковым содержанием в них этих радионуклидов, а также с сортовыми особенностями пшеницы. Значительные количества ^{90}Sr и ^{137}Cs поступают и накапливаются в листьях чая (до 4 160 сБк/кг).

Табл. 29. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае различных сельскохозяйственных культур до аварии на ЧАЭС

Зона	Виды растений	Части растений	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
			сБк/кг		
Сухая степь Малого Кавказа	Пшеница	Зерно	$68,0 \pm 3,2$	$58,0 \pm 12,0$	0,85
		Солома	1140 ± 70	920 ± 130	0,81
Кура-Араксинская низменность	»	Зерно	$82,0 \pm 1,0$	$60,0 \pm 7,0$	0,97
		Солома	1050 ± 70	970 ± 100	0,93
Горная зона Малого Кавказа	»	Зерно	$81,0 \pm 1,4$	$78,0 \pm 15,0$	0,96
		Солома	1160 ± 60	990 ± 30	0,85
Ленкоранская область	»	Зерно	$63,0 \pm 2,3$	$53,0 \pm 1,4$	0,84
		Солома	1100 ± 100	750 ± 20	0,68
	Чай	Листья	4160 ± 370	3920 ± 410	0,94

Отношение этих радионуклидов в зерне в зависимости от зоны выращивания изменяется в пределах от 0,84 до 0,97, а в соломе от 0,78 до 0,93 (табл. 29). Эти данные показывают, что из различных типов почв ^{137}Cs поступает в растения менее интенсивно, чем ^{90}Sr .

Несмотря на относительное разнообразие физико-химических и агрономических свойств исследуемых почв, на которых выращивали пшеницу не удалось обнаружить четкую зависимость между накоплением ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе пшеницы и вышеуказанными свойствами почв (рис. 10). 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 др., 1968).

Следует отметить, что пшеница, выращенная в пределах одной зоны, характеризуется различным содержанием этих радионуклидов (табл. 30). Это связано с разницей по их содержанию в пахотном слое почв, что обусловлено многочисленными процессами, происходящими в почвенно-растительном покрове (миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю, переход в необменное состояние, вынос с растениями, поверхностный сток и т. д.).

Содержание ^{90}Sr в растении, с Бк/кг

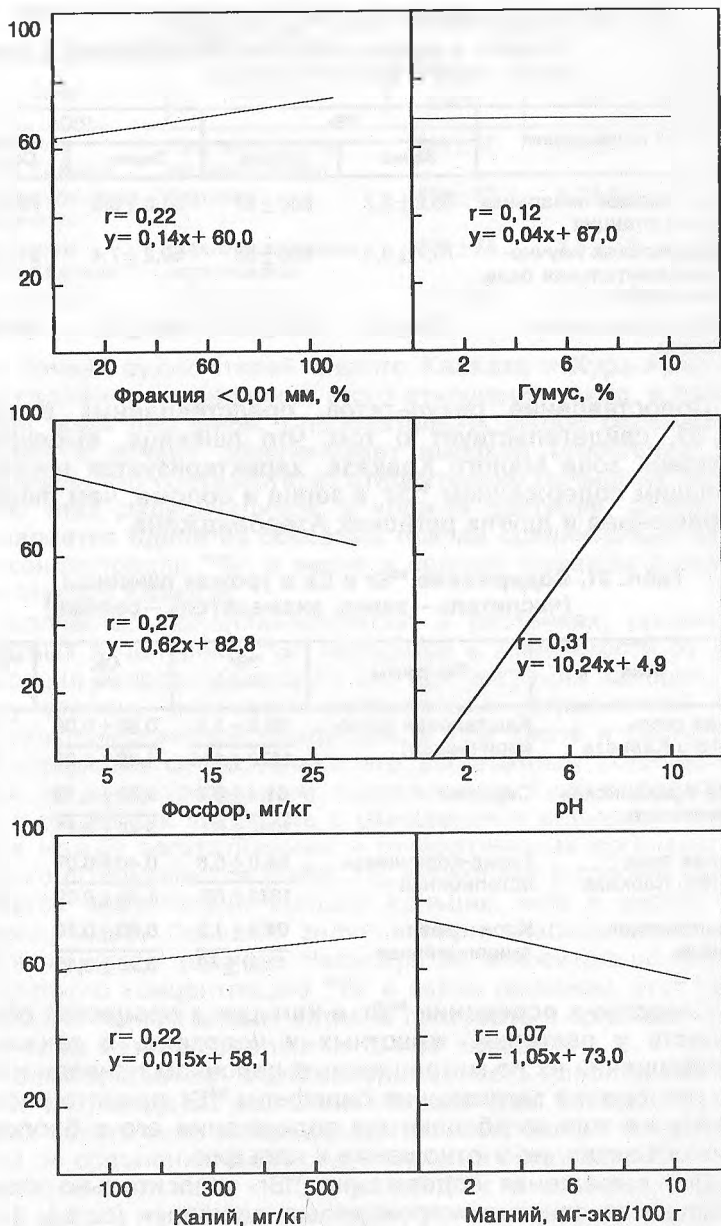


Рис. 10. Зависимость поступления ^{90}Sr в растения от механического состава, содержание гумуса, фосфора, pH почвы, содержания в ней подвижного калия и обменного магния.

Табл. 30. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs (с Бк/кг) в зерне и соломе пшеницы, выращенной в зоне сухих степей Малого Кавказа

Пункт выращивания	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Зерно	Солома	Зерно	Солома
Тер-терская зональная опытная станция	$56,2 \pm 3,7$	850 ± 37	$51,8 \pm 5,5$	796 ± 58
Карабахская научно-экспериментальная база, с. Ленинаван	$70,7 \pm 3,3$	890 ± 56	$59,2 \pm 7,4$	814 ± 74
Аг-дарьинский район, с. Ашагы	$75,9 \pm 5,2$	925 ± 74	$66,6 \pm 9,3$	850 ± 93

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

Табл. 31. Содержание ^{90}Sr и Ca в урожае пшеницы (числитель — зерно, знаменатель — солома)

Зона	Тип почвы	^{90}Sr , сБк/кг	Ca, г/кг	$^{90}\text{Sr} : \text{Ca}$, с. е.
Сухая степь Малого Кавказа	Каштановая (серо-коричневая)	$66,6 \pm 1,5$	$0,80 \pm 0,08$	83
		1170 ± 115	$4,40 \pm 0,07$	266
Кура-Араксинская низменность	Серозем	$61,4 \pm 0,4$	$0,80 \pm 0,13$	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 ^{90}Sr 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 ^{90}Sr принято рассматривать не только абсолютное содержание его в биологических объектах, но и отношение к кальцию.

Для выражения содержания ^{90}Sr относительно кальция используют понятие «стронциевые единицы» (с. е.), 1 с. е. равна 37 мБк ^{90}Sr на 1 г кальция. Эти отношения в исследуемых почвах приведены в таблице 32.

Табл. 32. Содержание ^{90}Sr и обменного Са в пахотном горизонте почв

Зона	Тип почвы	^{90}Sr , сБк/кг	Са, г/кг	$^{90}\text{Sr}:\text{Ca}$, с.е.
Сухая степь Малого Кавказа	Каштановая (се- ро-коричневая)	925 ± 57	$10,0 \pm 0,4$	93
Кура-Араксинская низменность	Серозем	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 значения этого отношения узкое, в почвах горной зоны оно шире. Следовательно, малое содержание кальция в почвах обеспечивает высокое отношение ^{90}Sr к кальцию, что соответствует относительно большому накоплению этих радионуклидов. в урожае растений. Очевидно, это является одной из основных причин сравнительно высокой концентрации ^{90}Sr в зерне и соломе пшеницы в горной зоне Малого Кавказа.

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

После аварии на ЧАЭС закономерность накопления ^{90}Sr , и ^{137}Cs в культурных растениях сохранялась. Более интенсивное их накопление наблюдалось в вегетативных частях растений по сравнению с репродуктивными органами. Отмечено некоторое снижение концентраций ^{90}Sr в соломе пшеницы после аварии на ЧАЭС. Наблюдается также резкое снижение содержания ^{137}Cs как в соломе, так и в зерне пшеницы, о чем свидетельствует отношение $^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$ (табл. 33).

Табл. 33. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае различных сельскохозяйственных культур после аварии на ЧАЭС

Зона	Вид растений	Часть растений	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} : ^{90}\text{Sr}$
			сБк/кг		
Сухая степь Малого Кавказа	Пшеница	Зерно	64,3	10,0	0,16
		Солома	682,4	23,5	0,03
Большой Кавказ	Ячмень	Зерно	112,5	13,9	0,12
		Солома	553,0	44,6	0,08
	Соя	Зерно	207,7	26,0	0,13
		Солома	970,0	66,7	0,07
	Хлопчатник	Целое	313,0	24,0	0,08
	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	
Ленкоранская 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		$118,9 \pm 17,9$	$18,3 \pm 3,2$	
	по вегетативной массе		$598 \pm 68,3$	$51,4 \pm 7,0$	

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

Аналогичное явление отмечено в исследованиях Н. В. Корнеевой (1974) в которых показано, что в зависимости от сортовых особенностей растения пшеницы различаются между собой по накоплению ^{90}Sr 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 яровой пшеницы Искра, накопление ^{90}Sr в которых по сравнению с родительскими формами было меньше в 2 раза.

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

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

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

По степени накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в продукции растениеводства без дополнительных материальных затрат.

На рис. 11 представлены данные о процентном содержании основных долгоживущих радионуклидов — ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{40}K

от суммарной β -активности растений, без учета вклада ^{238}U , ^{230}Th (иония) и ^{231}Pa (протактиния). Выявлено, что основной вклад в содержание β -излучающих нуклидов у растений в исследуемый период вносит ^{40}K .

Аналогичные данные получены и другими исследователями. Показано, что концентрация радиоактивных продуктов деления в компонентах внешней среды значительно ниже, чем концентрация ^{40}K (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 ^{40}K .

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

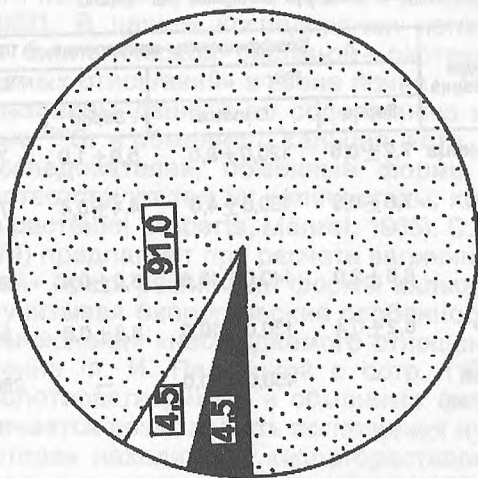
4.3.1. Коэффициент накопления

Для сравнительной характеристики способностей растений к накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs через корневые системы часто пользуются коэффициентом накопления, или коэффициентом концентрации. Коэффициентом накопления называют отношение между содержанием ^{90}Sr или ^{137}Cs в растениях (в Бк) на единицу сухой массы и содержанием этих радионуклидов в почве, измеренным 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).

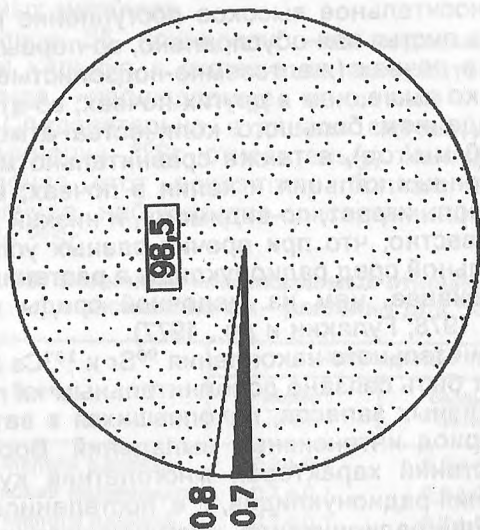
В вегетационных опытах И. Ф. Зубаревой (1975) с проростками пшеницы выявлена связь между коэффициентами накопления в них ^{90}Sr и его содержанием в почве. Заметный рост коэффициента его накопления в проростках пшеницы с ростом концентрации радионуклида в почве обнаруживается при высоких уровнях радиоактивного загрязнения почвы.

Результаты наших исследований показывают, что до аварии на ЧАЭС, коэффициент накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне

СОЛОМА



зерно



— ^{40}K

□ — ^{137}Cs

▨ — ^{90}Sr

Рис. 11. Вклад ^{90}Sr , ^{137}Cs , и ^{40}K в суммарное содержание β -излучающих нуклидов в пшенице, выращенной в Азербайджане (%).

во всех изучавшихся зонах Азербайджана значительно меньше единицы (табл. 34).

Табл. 34. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшенице и листьях чая до аварии на ЧАЭС

Зона	Виды растений	Коэффициенты накопления, $n \cdot 10^{-2}$			
		^{90}Sr		^{137}Cs	
		Зерно	Солома	Зерно	Солома
Сухая степь Малого Кавказа	Пшеница	$7,2 \pm 0,6$	$120,0 \pm 9,0$	$5,0 \pm 1,0$	$70,0 \pm 9,0$
Кура-Араксин- ская низмен- ность	»	$7,6 \pm 0,5$	$130,0 \pm 4,0$	$4,4 \pm 0,4$	$70,0 \pm 6,0$
Горная зона Малого Кавказа	»	$8,6 \pm 2,0$	$140,0 \pm 13,0$	$6,0 \pm 0,4$	$80,0 \pm 4,0$
Ленкоранская область	»	$8,2 \pm 0,4$	$130,0 \pm 19,0$	$3,8 \pm 0,8$	$50,0 \pm 1,0$
	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 относительное 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs листьями чая также может быть связано дополнительным их поступлением из кумулятивных запасов, накопившихся в ветвях чайного куста в период интенсивных выпадений. Вообще для многолетних растений характерен многолетний кумулятивный тип накопления радионуклидов, т. е. постепенное возрастание концентрации радионуклида, поступающего через корневые системы из почвы (Алексахин, Тихомиров, 1971).

4.3.2. «Наблюдаемое отношение»

Термин «наблюдаемое отношение» введен для установления взаимосвязи между отношением ^{90}Sr и кальция в биологической системе и отношением этих же ионов в источнике, откуда эти ионы поступают в биологическую систему (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 ^{90}Sr и обменного кальция, хотя, по мнению некоторых исследователей, обменные формы ^{90}Sr и кальция более соответствуют тем их количествам, которые поступают из почв в растения (Roberts, Menrel, 1965). С. Н. Иванов с сотр. (1978, 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 ^{90}Sr 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 ^{90}Sr и кальция в системе почва — растение. Для звена зерно — почва «наблюдаемые отношения» везде меньше единицы. Следовательно, в данном случае можно говорить о дискриминации ^{90}Sr относительно кальция. Для звена солома — почва этот показатель больше единицы, т. е. в этом случае наблюдается дискриминация кальция относительно ^{90}Sr .

Табл. 35. Величины «наблюдаемых отношений» в системе почва — растение для ^{90}Sr и Ca

Зона	«Наблюдаемое отношение»		
	$\frac{\text{зерно}}{\text{почва}}$	$\frac{\text{солома}}{\text{почва}}$	$\frac{\text{зерно}}{\text{солома}}$
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 ^{90}Sr и кальция, по образному выражению Р. Рассела (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 ^{90}Sr относительно кальция, а для стеблей — дискриминация кальция относительно ^{90}Sr .

В полевых исследованиях Н. В. Корнеевой (1974) показано, что при перемещении ^{90}Sr и кальция из почвы в зерно яровой пшеницы наблюдается его дискриминация по отношению к кальцию. «Наблюдаемые отношения» для пары ^{90}Sr —Ca 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 с ^{90}Sr . Отмечено, что виды пшеницы, которые характеризуются относительно большими размерами накопления ^{90}Sr 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 ^{90}Sr относительно кальция зависят от типа почвы и видовых особенностей растений, с преобладанием дискриминации радионуклида. Однако в ряде случаев наблюдается дискриминация кальция по отношению к ^{90}Sr . 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 ^{90}Sr 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 расте-

ний, 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 ^{90}Sr и стабильного кальция в пределах корнеобитаемого слоя почв и трудностью точного определения содержания этих нуклидов в состоянии, доступном растениям.

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

Для разработки мероприятий по снижению загрязнения радионуклидами продуктов растениеводства необходимо знать радиационную обстановку на территории их выращивания. В предыдущих разделах нами были показаны некоторые закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs , поэтому прогнозирование возможного накопления этих радионуклидов в растениях является весьма важным.

Существует несколько методов приближенного определения возможного загрязнения урожая ^{90}Sr и ^{137}Cs (Гулякин, Юдинцева, 1973). Описаны различные количественные показатели для определения размеров накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 (табл. 34) устанавливаем возможное содержание радионуклидов в 1 кг растительной продукции при загрязнении почвы 1 ГБк/км².

При указанной плотности загрязнения почв наибольшее содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs ожидается в листьях чая желтоземно-глеевых почвах Ленкоранской области. Меньшие количества этих радионуклидов поступают в солому и зерно пшеницы (табл. 36).

Табл. 36. Прогноз содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае растений при плотности загрязнения почвы 1 ГБк/км²

Почва	Культура	Часть растений	^{90}Sr	^{137}Cs
			СБк/кг	
Каштановая (серо-коричневая)	Пшеница	зерно	24 ± 2	17 ± 2
		солома	410 ± 30	240 ± 45
Серозем	»	зерно	25 ± 2	15 ± 1
		солома	430 ± 14	240 ± 20
Горно-коричневая остепненная	»	зерно	27 ± 2	24 ± 4
		солома	450 ± 60	260 ± 20
Коричневая выщелоченная	»	зерно	27 ± 1	13 ± 1
		солома	410 ± 40	180 ± 10
Желтоземно-подзолистая глеевая	Чай	листья	1500 ± 70	860 ± 130

4.5. Влияние минеральных и органических удобрений на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения

Разработка мероприятий, устраняющих или уменьшающих опасность загрязнения продуктов растениеводства ^{90}Sr и ^{137}Cs , 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в продукции растениеводства: механические, агротехнические, биологические, химические, агрохимические и др. (Гулякин, Коровкина, 1956; Гулякин, Юдинцева, 1957—1959, 1973; Калишина, 1975; 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 радионуклидов в сельскохозяйственные растения, является применение минеральных и органических удобрений под посевы. В модельных, вегетационных опытах, а также в природных ус-

ловиях было показано, что применение минеральных удобрений, особенно фосфорных и калийных, снижает накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае растений (Гулякин и др., 1978; Кварацхелиа, Арнаутов, 1969; Ширшова, 1962; Юдинцева, Фоломкина, 1968; Nishita et al., 1956, 1956, 1960).

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

Азотные удобрения несколько повышают накопление ^{90}Sr в урожае растений, а фосфорные, наоборот, снижают его поглощение растениями (Гулякин, Коровкина, 1956б; Гулякин, Юдинцева, 1959). Поступление ^{137}Cs в растения значительно уменьшается под влиянием калийных удобрений. Добавление в почву органического вещества (Гулякин, Коровкина, 1956; Nishita et al., 1956а, 1956б, 1961) уменьшает накопление радиоактивных продуктов деления в урожае растений. Применение органических удобрений (Гулякин, Коровкина, 1956б) 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 продуктов деления из почвы в растения. Длительное применение навоза совместно с полным минеральным удобрением на фоне известкования усиливает прочность закрепления поглощенных почвой ^{90}Sr и других радионуклидов и тем самым снижает накопление продуктов деления в урожае овса. Содержание ^{90}Sr в растениях овса снижается под влиянием фосфорных удобрений, а накопление ^{137}Cs в урожае резко уменьшается при длительном применении калийных удобрений. И. В. Гулякиным и Е. В. Юдинцевой также показано, что полувековое применение минеральных удобрений совместно с навозом уменьшило содержание ^{90}Sr на единицу 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 дер-

ново-подзолистой супесчаной почвы доломитом, накопление ^{90}Sr и величина с. е. в урожае зерновых колосовых культур и картофеля снижались в 5—8 раз по сравнению с содержанием этого радионуклида в растениях, выращенных без доломита, с более низкими дозами фосфорных удобрений. При внесении повышенных доз калийных удобрений на фоне шлаков содержание ^{137}Cs в соломе и зерне ячменя снижалось в 5—7 раз (Жигарева и др., 1979).

В. Г. Маликов с сотр. (1979) отметили, что под действием минеральных удобрений (NPK и NP) не изменяется поступление ^{90}Sr в озимую пшеницу, озимый ячмень, озимую рожь, кукурузу, подсолнечник, сахарную свеклу, люцерну и эспарцет. Внесение калийно-фосфорных минеральных удобрений (PK) на 25% снижало накопление растениями ^{137}Cs и не влияло на усвоение ^{90}Sr .

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

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. С этой целью проведенные опыты 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 тимофеевки 16 кг/га, ежи сборной и райграса пастбищного 4 кг/га) удельная активность ^{137}Cs 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 + NPK 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 ^{137}Cs в растениях картофеля. Наибольшее действие на его поступление оказало внесение двойной нормы калия и навоза. Удельная активность клубней снизилась

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 ^{137}Cs в 1,6 раза по сравнению с контролем, а глауконит практически не проявил своего действия.

С момента появления радионуклидов (искусственных) в биосфере начались интенсивные поиски путей, ограничивающих или уменьшающих поступление их в сельскохозяйственные растения. Одним из путей стало внесение органических и минеральных удобрений под посевы. Имеющиеся литературные данные по этому поводу противоречивы. По данным некоторых исследователей применение таких удобрений снижают, по другим — повышают накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожай различных сельскохозяйственных культур.

В начале экспериментов, в 1977 и 1978 гг., на серо-бурых почвах Апшерона мы узнали влияние оптимальной дозы полного минерального удобрения на продуктивность и поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне и соломе озимой пшеницы (табл. 38).

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

Табл. 37. Влияние оптимальных доз минеральных и органического удобрений на урожайность пшеницы на различных типах почв (средние данные за 1977—1978 гг.) (числитель— зерно, знаменатель— солома)

Тип почвы	Варианты опыта	Урожай	
		ц/га	% к контр.
Сорт Сэвиндж			
Серо-бурая	Контроль	<u>27,5</u>	<u>100</u>
		106,0	100
	N100P120K60	<u>33,0</u>	<u>120</u>
		142,0	134
Сорт Шарк			
Серо-бурая	Контроль	<u>30,5</u>	<u>100</u>
		93,0	100
	N100P120K60	<u>37,0</u>	<u>121</u>
		120,5	130
Сорт Кавказ			
Серо-бурая	Контроль	<u>38,5</u>	<u>100</u>
		83,0	100
	N100P120K60	<u>46,5</u>	<u>121</u>
		105,0	127
Кавказ			
Коричневая выщелоченная	Контроль	<u>27,7</u>	<u>100</u>
		83,0	100
	Навоз, 40 т/га	<u>40,7</u>	<u>147</u>
		57,7	148
	N100P120K60	<u>38,3</u>	<u>138</u>
		51,3	132

Примечание. На коричневых выщелоченных почвах приведены средние данные за 1978—1980 гг.

В дальнейшем опыты были продолжены на коричневых выщелоченных почвах Джалилабадского района, где изучали влияние органического и минеральных удобрений на урожайность и поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 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. 37).

Табл. 38. Влияние оптимальных доз минеральных и органических удобрений на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs пшеницей различных типах почв (средние данные за 1977 – 1978 гг.)
(числитель – зерно, знаменатель – солома)

Тип почвы	Варианты опыта	^{90}Sr		^{137}Cs		
		сБк/кг	% к контр.	сБк/кг	% к контр.	
Сорт Свиндж						
Серо-бурая	Контроль	<u>62,5</u>	<u>100</u>	<u>50,5</u>	<u>100</u>	
		1100	100	610	100	
	N100P120K60	<u>43,5</u>	<u>70</u>	<u>36,0</u>	<u>71</u>	
		750	68	485	80	
	Сорт Шарк					
	Серо-бурая	Контроль	<u>104,5</u>	<u>100</u>	<u>65,5</u>	<u>100</u>
1175			100	750	100	
N100P120K60		<u>84,0</u>	<u>80</u>	<u>49,0</u>	<u>75</u>	
		890	76	600	80	
Сорт Кавказ						
Серо-бурая		Контроль	<u>75,5</u>	<u>100</u>	<u>49,5</u>	<u>100</u>
	1140		100	675	100	
	N100P120K60	<u>56,5</u>	<u>75</u>	<u>38,5</u>	<u>78</u>	
		945	83	585	87	
	Сорт Кавказ					
	Коричневая выщелоченная	Контроль	<u>81,7</u>	<u>100</u>	<u>45,7</u>	<u>100</u>
1460			100	377	100	
Навоз, 40 т/га		<u>39,7</u>	<u>49</u>	<u>26,0</u>	<u>57</u>	
		760	52	233	62	
N100P120K60		<u>56,7</u>	<u>69</u>	<u>33,3</u>	<u>73</u>	
		990	68	280	74	

Примечание. На коричневых выщелоченных почвах приведены средние данные за 1978 – 1980 гг.

Внесение в почву навоза и полного минерального удобрения в оптимальной дозе существенно уменьшает поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в пшеницу, при этом наибольшее снижение перехода радионуклидов в растения наблюдается в варианте, где применяли навоз (табл. 38).

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 (особенно фосфорно-калийных) удобрений на урожайность и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 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. 39).

Табл. 39. Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на урожайность различных сельскохозяйственных культур на серо-бурых почвах Апшерона (средние данные за 2 года)

Варианты опыта	Урожай, ц/га			
	зерно	% к контр.	солома	% к контр.
Озимая пшеница				
Контроль	46,6	100	56,9	100
N160P90K60	56,2	121	70,2	123
N240P360K240	63,9	137	78,7	138
N320P720K480	72,7	156	86,2	151
Озимый ячмень				
Контроль	53,7	100	58,4	100
N90P90K60	66,2	123	69,1	118
N135P360K240	78,7	147	78,4	134
N180P720K480	84,2	157	88,6	152
Соя				
Контроль	20,2	100	29,8	100
N90P60K30	25,9	128	41,9	141
N135P240K120	30,8	152	44,4	149
N180P480K240	32,9	163	47,2	158
Нут				
Контроль	19,0	100	25,9	100
N30P60K30	21,6	114	30,3	117
N45P240K120	24,8	131	33,9	131
N60P480K240	27,2	143	38,8	150

Применение возрастающих доз минеральных удобрений снижает накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сои, нута, ячменя и пшеницы, причем максимальное уменьшение концентрации радионуклидов в растениях отмечено в вариантах, где применяли высокие дозы фосфорно-калийных удобрений.

Внесение в почву возрастающих доз минеральных удобрений снижало концентрацию ^{90}Sr 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 ^{137}Cs соответствующее уменьшение накопления в зерне сои составило 22–55%, нута – 32–56, ячменя – 34–57 и пшеницы – 40–63% (табл. 40).

Табл. 40. Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае различных сельскохозяйственных культур на серо-бурых почвах Апшерона (средние данные за 2 года)

Варианты опыта	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Бк/кг	% к контр.	Бк/кг	% к контр.
Озимая пшеница				
Контроль	0,44	100	0,16	100
	4,24	100	0,47	100
N160P90K60	0,33	75	0,10	63
	3,27	77	0,35	75
N240P360K240	0,31	70	0,08	50
	2,49	59	0,31	66
N320P720K480	0,26	59	0,06	38
	1,94	46	0,26	55
Озимый ячмень				
Контроль	1,30	100	0,25	100
	4,87	100	0,56	100
N90P90K60	1,06	82	0,17	68
	3,84	79	0,45	80
N135P360K240	0,76	58	0,16	64
	3,22	66	0,38	68
N180P720K480	0,62	48	0,11	44
	2,66	55	0,31	55

Варианты опыта	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
	Бк/кг	% к контр.	Бк/кг	% к контр.
Соя				
Контроль	<u>1,88</u>	<u>100</u>	<u>0,31</u>	<u>100</u>
	9,03	100	1,05	100
N90P60K30	<u>1,30</u>	<u>69</u>	<u>0,24</u>	<u>77</u>
	7,70	85	0,83	79
N135P240K120	<u>0,95</u>	<u>50</u>	<u>0,19</u>	<u>61</u>
	6,50	72	0,63	60
N180P480K240	<u>0,76</u>	<u>40</u>	<u>0,14</u>	<u>45</u>
	5,50	61	0,54	51
Нут				
Контроль	<u>1,83</u>	<u>100</u>	<u>0,23</u>	<u>100</u>
	6,96	100	0,80	100
N30P60K30	<u>1,17</u>	<u>64</u>	<u>0,16</u>	<u>70</u>
	5,20	75	0,60	75
N45P240K120	<u>1,01</u>	<u>55</u>	<u>0,12</u>	<u>52</u>
	4,70	68	0,48	60
N60P480K240	<u>0,85</u>	<u>46</u>	<u>0,11</u>	<u>48</u>
	4,34	62	0,42	53

Примечание. Числитель — зерно, знаменатель — солома.

Снижение концентрации ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs 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 указанных радионуклидов в растениях за счет повышения концентрации в почвенном растворе кальция и калия.

Глава 5. ПОВЕДЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ВО ВНЕШНЕЙ СРЕДЕ

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 ^{238}U , ^{235}U и ^{232}Th . Эти радионуклиды уже существовали на космогенной стадии образования Земли. Вторую группу также составляют долгоживущие радионуклиды, такие, как ^{40}K , ^{87}Rb 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: ^3H , ^{14}C , ^7Be 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, и долгоживущие нуклиды, периодом полураспада которых измеряется несколькими тысячами лет. К дочерним продуктам распада ^{238}U , весьма распространенного в природе, относятся ^{236}Ra , ^{210}Po и др.

У р а н. Природный U состоит из 3 радиоактивных изотопов — ^{238}U , ^{235}U и ^{234}U , причем два первых являются родоначальниками радиоактивных семейств. Наиболее важным в радиологическом и токсикологическом отношениях по химическим свойствам является ^{238}U ($T_{1/2} = 4,5 \cdot 10^9$ лет, α -излучатель с энергией 4,18 МэВ); ^{235}U ($T_{1/2} = 7,1 \cdot 10^8$ лет) это α -излучатель с энергией 4,6 МэВ (8,3%), 4,4 МэВ (61%) и 4,3 МэВ (18%); ^{234}U ($T_{1/2} = 2,38 \cdot 10^5$ лет), α -излучатель с максимальной энергией 4,7 МэВ. Содержание ^{238}U , ^{235}U и ^{234}U в природной смеси изотопов U составляет соответственно 99,28, 0,71 и 0,006% (Краткий курс радиохимии, 1969; Сельскохозяйственная радиозэкология, 1991; Алексахин, 1982; Искра, Бахуров, 1981).

Основным источником U в биосфере является земная кора. Кларковое содержание U в земной коре составляет $3 \cdot 10^{-4}\%$ (Виноградов, 1957). Некоторое количество U поступает на земную поверхность с вулканическими выбросами,

при добыче и переработке урана (Дричко, 1983). Глобальные техногенные потоки ^{238}U в биосфере в 1982 г. составляли: при функционировании предприятий топливных циклов на ядерном и ископаемом органическом топливе — около $1,5 \cdot 10^{14}$ Бк, за счет использования фосфорных удобрений — $1 \cdot 10^{14}$ Бк. Запас ^{238}U в пахотном слое земледельческих 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 U встречается в 4- и 6-валентных формах. Он относится к классу водных мигрантов. В природных водах U существует в виде иона уранила UO^{+2} , который образует комплексные соединения с неорганическими и органическими кислотами. Роль биогенной миграции U 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 ^{238}U является его высокая массовая концентрация в почвах, в силу чего в поведении радионуклида более существенную роль играют химические свойства самого элемента, а не влияние его стабильных аналогов (Титаева, Таскаев, 1984).

Т о р и й. Природный Th состоит из 6 радиоактивных изотопов, а наиболее важный в радиологическом отношении интерес представляет ^{232}Th , долгоживущий изотоп с $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ лет, — родоначальник радиоактивного семейства Th. Он является α -излучателем с энергиями 3,98 МэВ (25%) и 4,0 МэВ (75%). ^{230}Th ($T_{1/2} = 8,3 \cdot 10^4$ лет), α -излучатель с энергиями 4,68 МэВ (75%) и 4,61 МэВ (25%). ^{228}Th ($T_{1/2} = 1,9$ лет), α -излучатель с энергиями 5,42 МэВ (72%) и 5,34 МэВ (28%). ^{234}Th ($T_{1/2} = 24,1$ сут.), β -излучатель с энергиями 0,205 МэВ (80%) и 0,111 МэВ (20%). ^{227}Th ($T_{1/2} = 18,9$ сут.), α -излучатель с энергиями 6,04 МэВ (21%), 5,98 МэВ (24%), 5,76 МэВ (21%) и 5,72 МэВ (14%). ^{231}Th ($T_{1/2} = 25,5$ ч.), β -излучатель с энергиями излучения 0,30 МэВ (44%) и 0,09 МэВ (45%). Природный Th в основном представлен ^{232}Th (99,9% по массе) с примесью ^{228}Th , содержание последнего при радиоактивном равновесии составляет $1,37 \cdot 10^{-8}\%$. ^{234}Th , ^{227}Th и ^{231}Th в природе встречаются в незначительных количествах (Краткий курс радиохимии, 1969; Сельскохозяйственная радиэкология, 1991; Искра, Бахуров, 1981; Алексахин, 1982).

Ведущим источником Th в биосфере является земная кора, хотя наблюдается поступление его на земную поверхность с вулканическими выбросами, при добыче и переработке Th (Дричко, 1983). Источником загрязнения внешней среды, особенно сельскохозяйственных угодий ^{232}Th , является

широкое применение фосфорных удобрений, где содержание ^{232}Th колеблется от 1,5 до 25 Бк/кг. Глобальные техногенные потоки ^{232}Th 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 ^{232}Th в пахотном слое земель сельскохозяйственных площадей составляет $1,4 \cdot 10^{17}$ Бк, а в пресных материковых водах — $2,2 \cdot 10^{15}$ Бк (Сельскохозяйственная радиэкология, 1991).

Как и для ^{238}U , основным фактором, определяющим поведение ^{232}Th , 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).

Р а д и й. Природный Ra имеет 4 основных радионуклида, основной из них — ^{226}Ra , $T_{1/2} = 1622$ года, α -излучатель с энергиями 4,777 МэВ (94,3%) и 4,589 МэВ (5,7%). Кроме ^{226}Ra , определенный интерес представляют следующие изотопы: ^{228}Ra , $T_{1/2} = 6,7$ года, β -излучатель с энергией 0,012 МэВ. ^{223}Ra , $T_{1/2} = 11,2$ сут., α -излучатель с энергиями 5,704 МэВ (53%), 5,596 МэВ (24%) и 5,730 МэВ (9%). ^{224}Ra , $T_{1/2} = 3,64$ сут., α -излучатель с энергиями 5,681 МэВ (95%) и 5,448 МэВ (4,6%) (Сельскохозяйственная радиэкология, 1991).

Радий относится к щелочно-земельным 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 ^{238}U и ^{226}Ra из-за различия миграционных способностей (Коган и др., 1976).

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

В почвах ^{226}Ra 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 ^{226}Ra значительно меньше, чем у ^{238}U и ^{232}Th и составляет 50–60% (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

П о л о н и й. 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 — ^{210}Po с $T_{1/2} = 138,4$ сут. ^{210}Po — α -излучатель с энергией 5,29 МэВ, его содержание в земной коре равно $2 \cdot 10^{-14}\%$. Концентрация ^{210}Po в сырье и фосфорных удобрениях составляет: в апатите 30 Бк/кг, в фосфоритной пыли — 480 Бк/кг, нитроаммонийфосфате — 10 Бк/кг (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

^{210}Po является воздушным и водным мигрантом. Из-за сравнительно небольшого периода полураспада миграция ^{210}Po в природных средах практически неотделима от миграции ^{210}Pb , и его химические свойства проявляются лишь тогда, когда время его перемещения сравнимо с периодом его полураспада. Он легко гидролизуется и адсорбируется на поверхностях взвешенных частиц (Дричко, 1983).

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

^{40}K — 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 ^{40}K в суммарное содержание радионуклидов.

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

5.2. Особенности поведения естественных радионуклидов в почвенном покрове Азербайджана

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 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, 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. Цейтлин (1941) показано, что изверженные породы содержат больше естест-

венных 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 Барановым В. И. 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, превосходят геохимический фон в 10—30 раз (Рубцов, Правдина, 1972).

Вернадским В. И. (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 ^{232}Th , обусловленным его аномальной концентрацией в почвообразующей породе. Содержание ^{238}U в тех же почвах оказалось 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; Таусов, 1961).

В литературе встречается неоднозначное мнение относительно типа распределения урана и тория по профилю почв. Рубцов Д. М., Правдина Э. И. (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). Давыдов А. И. с соавт. (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 в почвах с севера на юг, что хорошо согласуется с гипотезой ранее высказанной Ястребовым М. Т. (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 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 ^{232}Th , ^{226}Ra и ^{40}K в верхнем гумусовом слое почвы в сравнении с материнской породой.

Концентрация урана и тория в верхнем слое почв находится в зависимости от физико-химических свойств 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 солодях), концентрация урана 1,5—2,0 раза выше, чем в типичном черноземе (Ястребов, 1973). А в перегнойно-аккумулятивном и переходном оглеенном 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

привнесом урана, а также наличием восстановительных условий создающихся в почвах в период затопления и способствующих фиксации урана.

В гумусе почв может быть сосредоточено до 32% ^{238}U от его валового содержания в гумусовом горизонте. Максимальное количество ^{238}U сорбируется на коллоидах гуминовых и фульвокислот и оксидов железа при pH 5–6 (Landa, 1980). Однако в некоторых почвах этой закономерности не обнаруживается. Например, в дерново-глебовых почвах наблюдается равномерное распределение ^{238}U по профилю почв (Шуктомова, 1981), а в некоторых светло-бурых почвах и сероземе со средним и низким содержанием гумуса ^{238}U в относительно большом количестве накапливается в нижней части профиля (Султанбаев, Кипкалова, 1979). Таким образом, для ^{238}U характерен аккумулятивно-элювиальный тип накопления.

Наиболее высокие концентрации ^{232}Th отмечены в солодах и солонце $(10,4 - 12,2) \cdot 10^{-4}\%$, 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 ^{238}U как природного, так и техногенного происхождения (Султанбаев, Кипкалова, 1979; Landa, 1982, 1984). В зависимости от механического состава почвы в некоторых случаях отмечается прямая корреляционная зависимость между содержанием в почве ^{238}U и ^{232}Th 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), преобладающие в механическом составе почв (Султанбаев, Кипкалова, 1979; Шуктомова и др., 1983).

Баранов В. И. 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 частиц $< 0,01$ 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 японских ученых (Medumi, Mamuro, 1974, 1975) концентрации естественных радионуклидов в разных почвенных фракциях увеличиваются с уменьшением раз-

мера частиц менее 1 мкм по отношению к фракции частиц 250—260 мкм составляет: 3,5— ^{234}Th , 20— ^{224}Th , 13— ^{228}Ra , 5— ^{210}Pb . Установлен высокий коэффициент корреляции (более 0,8) между площадью внешней поверхности частиц разного размера и концентрациями ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb и ^{210}Bi в этих фракциях (Medumi, Lagmay, 1980). Зависимость концентраций ^{238}U и ^{232}Th 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 ^{238}U сосредоточено в илистой фракции. С уменьшением содержания мелкодисперсных фракций, количество ^{232}Ra уменьшается в 10 раз, а ^{226}Ra и ^{40}K — в 3 раза. Показано также, что концентрация ^{238}U , ^{226}Ra и ^{232}Th 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, термоперенос 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. ^{238}U и ^{232}Th распределены более равномерно, чем ^{226}Ra и ^{210}Pb . На всех типах почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ^{238}U и ^{226}Ra в сторону относительного накопления ^{226}Ra : в подзолистой почве— для пахотного горизонта, а в дерново-подзолистой и черноземе— по всему профилю. Обеднение верхних горизонтов почвы ^{238}U объясняется более высокой растворимостью его соединений, а следовательно, и более интенсивным его выщелачиванием, чем ^{226}Ra (Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990).

Изучение распределения ^{238}U и ^{232}Th в торфяных почвах верховых и низинных болот показали, что торфяники верховых болот характеризуются крайне низким содержа-

нием ^{238}U $(4-10) \cdot 10^{-6}\%$ и наоборот, торфяники низинных характеризуются более высоким содержанием ^{238}U $(0,4-2,0) \cdot 10^{-4}\%$. Концентрация ^{238}U в них близка к содержанию в почвообразующих породах. Содержание ^{232}Th 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 ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в пахотных почвах различных природно-сельскохозяйственных зон Российской Федерации равны 27, 31 и 570 Бк/кг, соответственно (Дричко, Лисаченко, 1984).

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

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

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

Концентрация ^{238}U в почвах Молдавии колеблется в пределах 16,2–45,7 Бк/кг, составляя в среднем 26,6 Бк/кг. Наибольшее количество радионуклида сосредоточено в илстой фракции. Концентрация ^{232}Th варьирует от 25,1 до 41,6 Бк/кг, составляя в среднем 34,3 Бк/кг. Концентрация ^{226}Ra 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 ^{40}K , на долю которого приходится 84% (Кузнецов и др., 1986). Из представленных результатов видно, что концентрация ^{238}U и ^{232}Th в почвах Молдавии несколько выше, чем в почвах Белорусии.

В последние годы в литературе большое внимание уделяется изучению миграции естественных радионуклидов в почвах, в связи с тем, что интенсивное развитие автоматной 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 естественных 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 ^{226}Ra 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 ^{226}Ra также увеличивается под влиянием удобрений, но в меньшей степени, чем урана. Содержание тория в почве практически не изменяется от применения удобрений (Хомич, Марцуль, 1986).

В Азербайджане, до начала наших исследований, подобные работы проводились эпизодически. Лишь в Институте агрохимии и почвоведения АН Азербайджана под руководством А. Н. Гюльяхмедова велись работы в основном по содержанию урана, изредка тория в отдельных типах почв (Баева, Ахундова, Гюльяхмедов, 1969; Баев, Ахундова, 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 зоны различаются между собой по высоте расположения над уровнем моря (от нулевой горизонтали до 3000 м).

а) *Распределение и миграция
естественных радионуклидов
в почвах сухих степей Малого Кавказа*

Распределение естественных радионуклидов в почвах сухих степей Малого Кавказа носит сложный характер. Так, содержание ^{238}U 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. 41, разрез 204). Максимальной концентраций ^{238}U отличаются гажевые почвы (разрезы 509 и 510). Средняя концентрация ^{226}Ra в почвах региона равна 1,3 сБк/г, при колебаниях от 1,2 до 1,4 сБк/г. Как видно, больших различий в содержании ^{226}Ra в почвах сухих степей не наблюдается. Концентрация ^{210}Po в почвах изменяется от 1,5 до 2,7 сБк/г, составляя в среднем 2,1 сБк/г. Максимальная концентрация ^{210}Po характерна для каштановых (серо-коричневых) почв, занятых под кукурузой (разрез 202). Содержание ^{232}Th в почвах варьировало от 1,3 до 2,0 сБк/г и в среднем составляло 1,8 сБк/г. Значения концентраций ^{228}Th в почвах довольно близкие (1,2–1,5 сБк/г) и в среднем составляли 1,4 сБк/г.

Следует отметить, что в почвах сухих степей Малого Кавказа в ряду 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 ^{226}Ra . Все эти процессы могут приводить к накоплению в пахотном горизонте урана.

Радиоактивное равновесие также нарушено между генетически связанными радионуклидами тория (между ^{228}Th и ^{232}Th). Средняя концентрация ^{228}Th в почвах ниже средней концентрации на 22,3% (см. табл. 41). Из данных таблицы также следует, что концентрация ^{40}K в почвах сухих степей изменяется в пределах 25,0–47,6 сБк/г. Максимальная концентрация ^{40}K характерна для гажевых под ячменем (разрез 510). Основной вклад в суммарную радиоактивность почвы сухих степей вносит ^{40}K .

Табл. 41. Средняя концентрация естественных радионуклидов в почвах Малого Кавказа (среднее по профилю почв)

Почва, уголь и № разреза	сБк/г							$\frac{^{226}\text{Ra}}{^{238}\text{U}}$	$\frac{^{232}\text{Th}}{^{232}\text{Th}}$
	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Po	^{232}Th	^{230}Th	^{40}K	^{235}U		
Каштановая (серо-коричневая) суглинистая, под кукурузой (202)	2,1	1,4	2,7	1,8	1,5	25,0	0,66	0,83	
Каштановая (серо-коричневая) легкосуглинистая, под пшеницей (204)	1,4	1,2	1,5	1,3	1,2	25,9	0,85	0,92	
Каштановая (серо-коричневая) на карбонатном делювии, под люцерной (504)	2,1	—	—	2,0	—	39,3	—	—	
Каштановая (серо-коричневая) гажевая, староплохотная (508)	2,8	—	—	2,3	—	35,0	—	—	
Каштановая (серо-коричневая) гажевая, под ячменем (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	

На рисунке 12, на примере каштановых (серо-коричневых) типов, показано распределение естественных радионуклидов по профилю почв сухих степей Малого Кавказа. Из рисунка следует, что в вертикальном распределении ^{238}U наблюдается два максимума содержания радионуклида: в верхнем гумусовом и иллювиальном горизонтах. Аналогичные максимумы наблюдаются и в распределении ^{210}Po . Максимальное содержание ^{226}Ra наблюдается в нижних горизонтах. Характер распределения ^{232}Th и ^{228}Th по профилю идентичен, т. е. максимум накопления радионуклидов происходит в верхнем 10-см слое, снижается в средней части профиля, далее их концентрация постепенно увеличивается с глубиной. Концентрация ^{40}K сравнительно равномерно распределена по профилю почв.

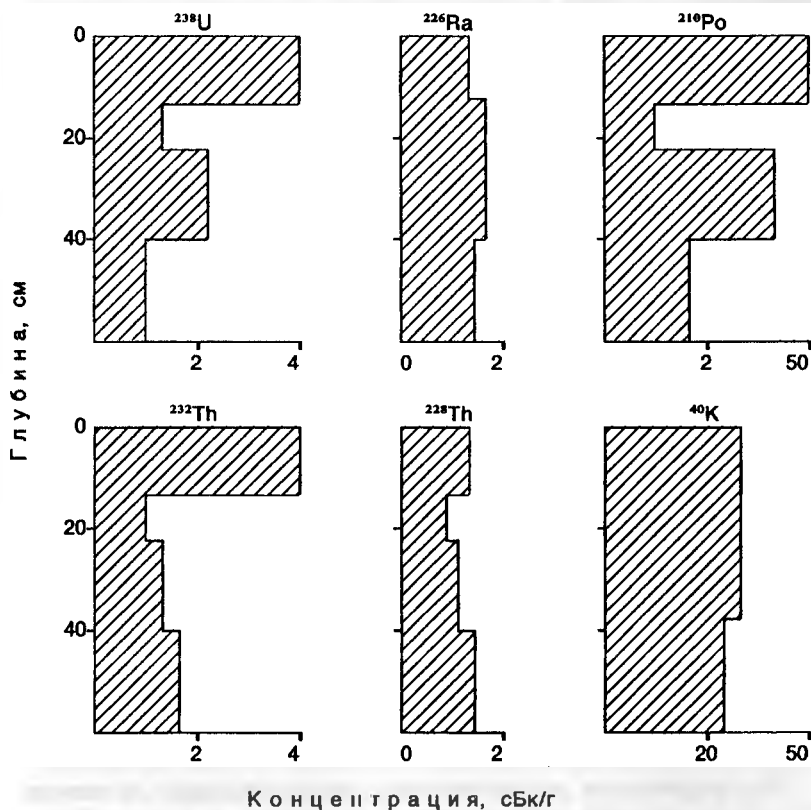


Рис. 12. Распределение естественных радионуклидов по профилю каштановых (серо-коричневых) почв сухих степей Малого Кавказа

**б) Распределение и миграция
естественных радионуклидов
в почвах горной зоны Малого Кавказа**

Распределение естественных радионуклидов исследовалось на примере горно-луговых дерновых почв (табл. 42). Как видно из данных таблицы, что средняя концентрация ^{226}Ra в этих почвах составляет 1,4 СБк/г. В распределении этого радионуклида по профилю почв наблюдается два максимума. Средняя концентрация ^{210}Po в 2 с лишним раза выше концентрации ^{226}Ra и составляет 3,2 СБк/г. Максимальное его накопление наблюдается в верхнем дерновом горизонте, которое резко уменьшается с глубиной. Следует отметить, что концентрация ^{210}Po в верхнем дерновом горизонте почв превосходит концентрацию ^{226}Ra в 6 раз. Отсутствие явной связи между избытком ^{210}Po и содержанием ^{226}Ra в дерновом горизонте почв указывает на вероятность накопления ^{210}Po в дернине из атмосферных выпадений. Среднее содержание ^{40}K в почвах составляет 28,3 СБк/г, которое на 16,3% ниже средней концентрации ^{40}K в почвах сухих степей Малого Кавказа. Средняя концентрация ^{40}K примерно в 20 раз превосходит концентрацию ^{238}U .

**Табл. 42. 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	^{238}Th	^{40}K
Горно-луговая дерновая (203)	A _д	0—6	1,2	7,7	1,8	27,4
	A ₁	6—15	1,7	3,5	2,3	25,5
	B	15—31	0,9	2,1	1,8	30,7
	B	31—43	1,7	1,1	1,4	30,7
	BC	43—58	1,6	1,5	1,7	27,4
	Среднее		1,4	3,2	1,8	28,3

**в) Распределение и миграция
естественных радионуклидов
в почвах Кура-Араксинской низменности**

Распределение естественных радионуклидов в почвах Кура-Араксинской низменности изучалось в лугово-болотных, сероземных пахотных почвах и луговых солончаках (табл. 43). Как видно из данных таблицы, концентрация ^{238}U в почвах данного региона колеблется от 2,5 до 4,3 СБк/г.

Максимальным содержанием этого радионуклида отличается луговой солончак (разрез 508). Сероземные пахотные почвы (разрез 506) характеризуются значительно меньшим содержанием ^{238}U , чем солончак луговой и лугово-болотные почвы. Концентрация ^{232}Th в почвах изменяется в пределах 1,7—2,7 сБк/г. Наименьшим содержанием ^{232}Th характеризуются лугово-болотные почвы и солончак луговой. Несколько повышенным содержанием этого радионуклида отличаются сероземные пахотные почвы. Причиной повышенной концентрации ^{232}Th может быть ежегодное внесение минеральных (особенно фосфорных) удобрений на сельскохозяйственные угодья. Содержание ^{40}K в почвах исследуемой территории распределено сравнительно равномерно. Сероземы пахотной почвы характеризуются более высоким содержанием ^{40}K (до 52,7 сБк/г), чем лугово-болотные почвы и луговой солончак (до 46,0 сБк/г).

Табл. 43. Средняя концентрация естественных радионуклидов в почвах Кура-Араксинской низменности (среднее по профилю)

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
Серозем темный, пашня (506)	2,5	2,7	34,6
Серозем темный, под люцерной (16)	—	—	43,7
Серозем темный, под пшеницей (1)	—	—	42,3
Серозем темный, 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 ^{238}U концентрируется, в основном, в иллювиальном горизонте. Аналогично ^{238}U , максимальное количество ^{232}Th 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 ^{238}U обнаруживается в нижнем иллювиальном горизонте. Концентрирование ^{238}U

и ^{232}Th в нижних горизонтах также наблюдается в сероземных 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 ^{40}K сравнительно равномерно распределяется по профилю всех исследованных почв (рис. 13).

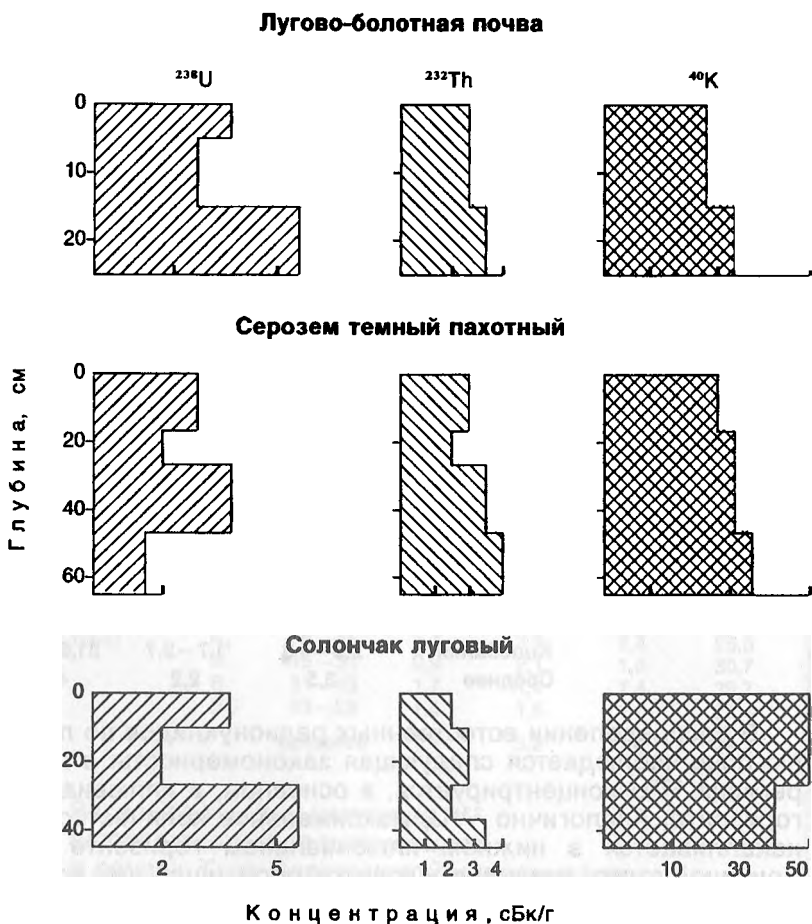
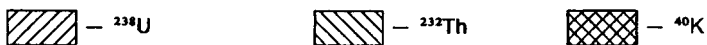


Рис. 13. Распределение естественных радионуклидов по профилю почв Кура-Араксинской низменности



*г) Распределение и миграция
естественных радионуклидов
в почвах Ленкоранской области*

Распределение естественных радионуклидов в почвах Ленкоранской области изучались в коричневых выщелоченных, лугово-наносных, желтоземно-подзолистых глеевых, горно-лесных дерновых и в каштановых почвах. Концентрация ^{238}U в почвах области варьируется в широких пределах (от 2,0 до 7,3 сБк/г) (табл. 44). Крайние значения концентрации ^{238}U в почвах различаются более чем в три раза. Максимальная концентрация этого радионуклида обнаружена в лугово-наносной почве (разрез 501). Концентрация ^{232}Th в почвах области близкие (2,9—3,8 сБк/г). Лугово-наносная почва также отличается максимальным содержанием ^{232}Th . Почвы Ленкоранской области содержат значительно больше ^{40}K , нежели почвы других изученных регионов республики. Концентрация этого радионуклида в почвах изменяется в пределах 56,3—93,8 сБк/г. Максимальной концентрацией этого радионуклида отличаются желтоземно-подзолистые глеевые почвы Ленкоранского района (разрезы 502 и 157).

По профилю почв естественные радионуклиды изменяются по-разному. Максимальная концентрация ^{238}U 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 ^{238}U встречается в дерновом горизонте, а в каштановых старопахотных почвах—в иллювиальном горизонте. Максимальная концентрация ^{232}Th в лугово-наносной почве содержится в верхнем илистом горизонте. Накопление как ^{238}U , так и ^{232}Th в верхних горизонтах лугово-наносной почвы происходит с поверхностным стоком, а также дополнительным привносом с механическими взвешьями (наилками). С глубиной их концентрация в этой почве резко снижается. В коричневых выщелоченных и желтоземно-подзолистых глеевых почвах концентрация ^{232}Th сравнительно равномерно распределяется по профилю. Еще более равномерно распределен по профилю коричневых выщелоченных (разрез 500) и желтоземно-подзолистых глеевых (разрез 502) почв ^{40}K . Самое высокое содержание ^{40}K наблюдается в верхнем гумусовом горизонте желтоземно-подзолистых глеевых почв (до 111,7 сБк/г). С глубиной его концентрация в этих почвах несколько снижается (см. табл. 44).

Табл. 44. Распределение естественных радионуклидов в почвах Ленкоранской области

Почва, № разреза	Горизонт	Глубина, см	Радионуклиды, сБк/г		
			²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K
Коричневая, выщелоченная (500)	A _{пах}	0—9	2,0	3,3	66,6
	A _{пах}	9—21	2,1	2,6	65,9
	A ₁	21—32	2,2	3,1	66,2
	B ₁	32—42	2,4	2,0	65,9
	B ₁	42—53	2,0	3,4	67,0
	Среднее		2,1	2,9	66,3
Лугово-наносная (501)	Намлок	0—9	8,0	4,7	—
	AG	9—20	9,1	4,0	—
	AG	20—26	4,7	2,7	—
	Среднее		7,3	3,8	—
Желтоземно-подзолистая глеевая (502)	A _{пах}	0—7	3,1	2,7	84,0
	A _{пах}	7—18	2,5	3,2	89,2
	A ₁	18—27	1,8	3,4	84,0
	B	27—37	2,9	3,4	71,8
	Среднее		2,6	3,2	82,3
Желтоземно-подзолистая глеевая (157)	A _{пах}	0—20	3,2	2,8	111,7
	A ₁	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 ₁	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	

**д) Распределение и миграция
естественных радионуклидов
в почвах Большого Кавказа**

Распределение естественных радионуклидов в почвах Большого Кавказа изучались на серо-бурых почвах Апшерона и горно-лесных выщелоченных почвах Закатальского района. Концентрация ^{238}U в почвах исследованного региона изменяется в пределах 1,0–2,0 сБк/г, при средней концентрации 1,4 сБк/г (табл. 45). Высокое содержание его характерно для серо-бурых почв, занятых под ячменем (разрез 201). Среднее содержание ^{226}Ra 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 ^{210}Po несколько выше, чем концентрация двух предыдущих радионуклидов. Наиболее высокое содержание ^{210}Po также наблюдается в горно-лесных выщелоченных почвах. Концентрация ^{232}Th 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 ^{40}K в почвах изменяется в пределах 35,0–63,3 сБк/г. В почвах наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ^{238}U и ^{226}Ra в сторону радия.

**Табл. 45. Концентрация естественных радионуклидов
в почвах Большого Кавказа
(среднее по профилю)**

Почва, угодья и № разреза	Радионуклиды, сБк/г				
	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Серо-бурая под пшеницей (200)	1,0	2,1	1,8	2,2	35,0
Серо-бурая под ячменем (201)	2,0	1,9	2,3	1,2	36,5
Горно-лесная выщелоченная, целинная (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 ^{238}U концентрируется в верхнем гумусовом горизонте, с глубиной

его содержания резко снижается. Для горно-лесных выщелоченных почв характерно некоторое обеднение верхнего гумусового горизонта этим радионуклидом. В этих почвах ^{238}U накапливается в нижних горизонтах профиля. В серо-бурых пахотных почвах ^{226}Ra распределен сравнительно равномерно, чего нельзя сказать о горно-лесных выщелоченных почвах. В последних ^{226}Ra , в основном, концентрируется в иллювиальном горизонте. Большая часть ^{210}Po во всех почвах региона накапливается в верхнем 30-см слое, с глубиной концентрация которого снижается постепенно. Характер распределения ^{232}Th по профилю почв несколько иной, чем для предыдущих радионуклидов. Он выносится из верхних горизонтов, аккумулируется в нижних. По профилю всех обследованных почв распределение ^{40}K достаточно равномерное (рис. 14 и 15).

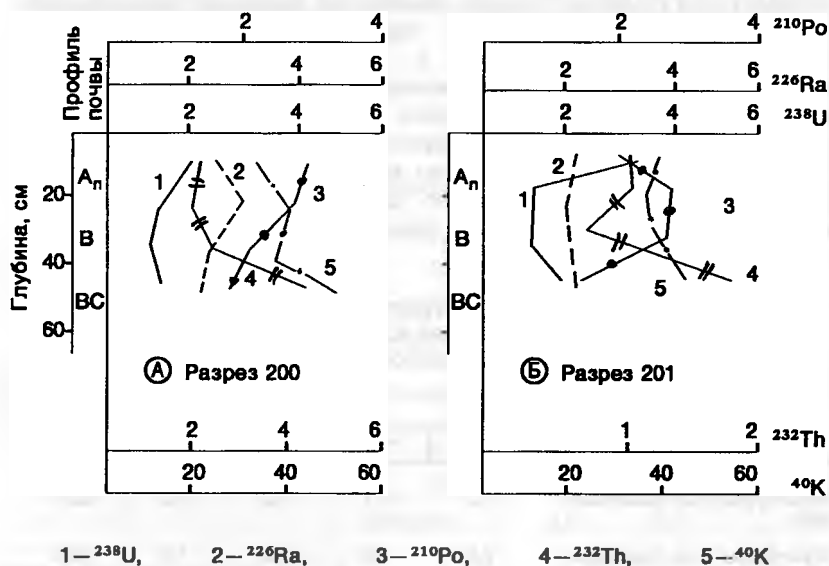


Рис. 14. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю серо-бурых почв

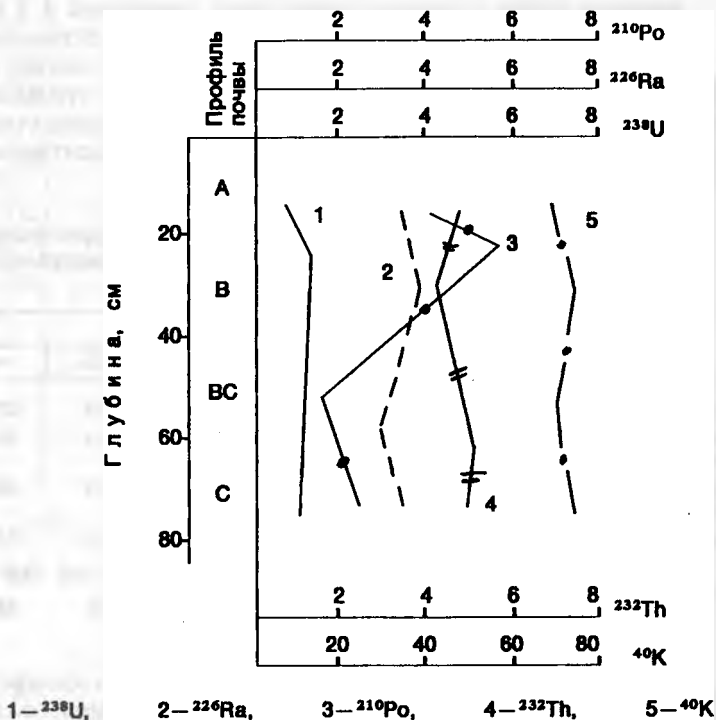


Рис. 15. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю горно-лесных выщелоченных почв

е) *Распределение и миграция естественных радионуклидов в почвах Нахичеванской автономной республики*

Распределение естественных радионуклидов в почвах Нахичеванской автономной республики изучалось по вертикальной зональности. Средняя концентрация ^{238}U в почвах региона составляет 1,6 сБк/г при колебаниях 1,4–1,8 сБк/г (табл. 46). Почвы низменных (разрез 150) и предгорных (разрез 151) районов содержат несколько меньшее количество ^{238}U , 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. 16); а в горно-лесных коричневых почвах высокое содержание ^{238}U найдено в верхнем дерновом горизонте (рис. 17). Средняя

концентрация ^{226}Ra в почвах 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 ^{238}U и ^{226}Ra в сторону относительного накопления радия.

Табл. 46. Средняя концентрация естественных радионуклидов в почвах Нахичеванской автономной республики (средняя по профилю)

Почва, № разреза	Радионуклиды, сБк/г				
	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Серозем пахотный (150)	1,4	1,7	2,6	1,9	37,4
Горно-коричневая остеп- ненная (151)	1,4	1,5	2,2	1,1	44,2
Горно-лесная коричневая (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

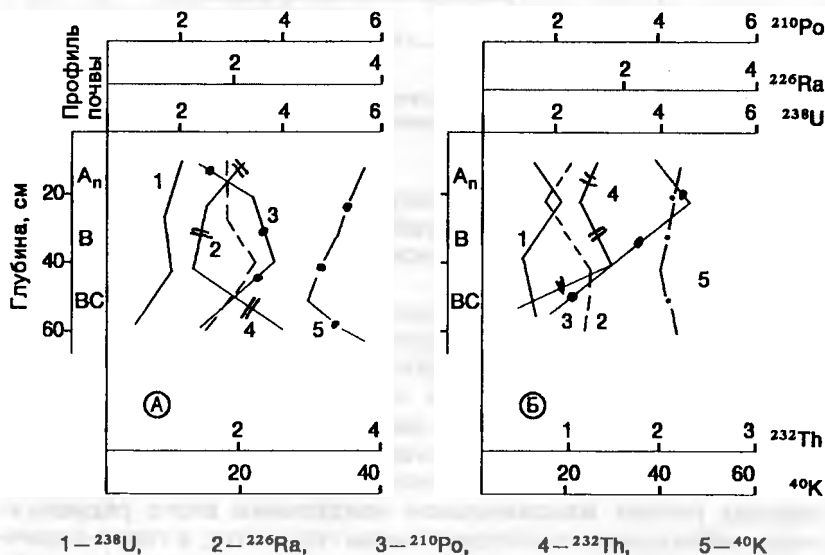


Рис. 16. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю сероземных (А) и горно-коричневых остепненных (Б) почв

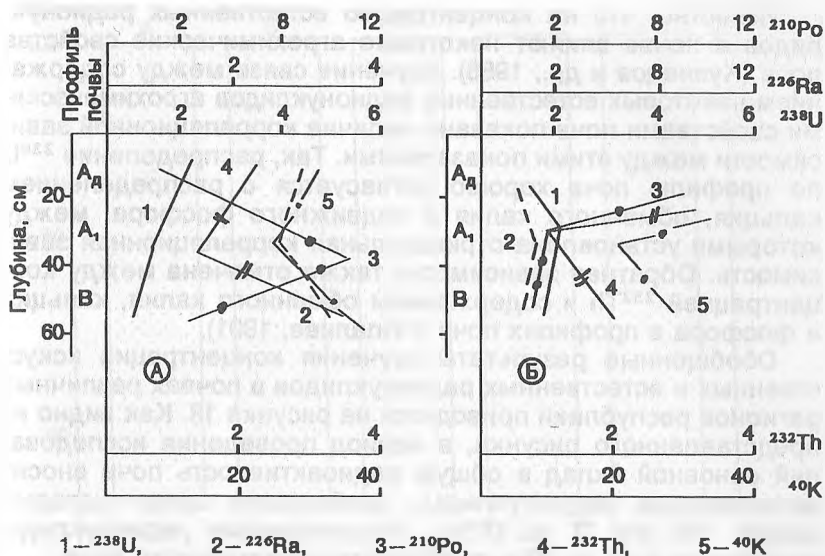


Рис. 17. Распределение естественных радионуклидов (сБк/г) по профилю горно-лесных коричневых (А) и горно-лугово-степных (Б)

Средняя концентрация ^{210}Po 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 ^{232}Th колеблется в пределах 1,1–2,4 сБк/г. Максимальное содержание этого радионуклида обнаруживается в нижних горизонтах сероземных и горно-лесных коричневых почвах. Обеднены этим радионуклидом средние горизонты горно-лесных коричневых и горно-лугово-степных почв. Средняя концентрация ^{40}K в обследованных почвах близкие (31,8–44,2 сБк/г). Наибольший вклад в общую радиоактивность почв изучаемого региона вносит ^{40}K (см. табл. 46, рис. 16 и 17).

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 показано наличие корреляционной зависимости между этими показателями. Так, распределение ^{238}U 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 ^{232}Th и содержанием обменного калия, кальция и фосфора в профилях почв (Гюлялиев, 1991).

Обобщенные результаты изучения концентраций искусственных и естественных радионуклидов в почвах различных регионов республики приводятся на рисунке 18. Как видно из представленного рисунка, в период проведения исследований основной вклад в общую радиоактивность почв вносят естественные радионуклиды, наибольший среди которых вносит ^{40}K (от 77 до 90%). Искусственные радионуклиды составляют от 2 до 10% от общей радиоактивности почв.

5.3. Формы нахождения ^{238}U и ^{232}Th в почвах

Миграция и подвижность ^{238}U и ^{232}Th в значительной степени определяются их состоянием в системе почва—растение. Данные, посвященные изучению различных форм ^{238}U и ^{232}Th 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 коллоидах ионов и молекул, в форме окисных и других труднорастворимых соединений, в составе кристаллических решеток алюмосиликатов) (Возбуцкая, 1968; Русанова, 1972; Дричко, 1983).

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).

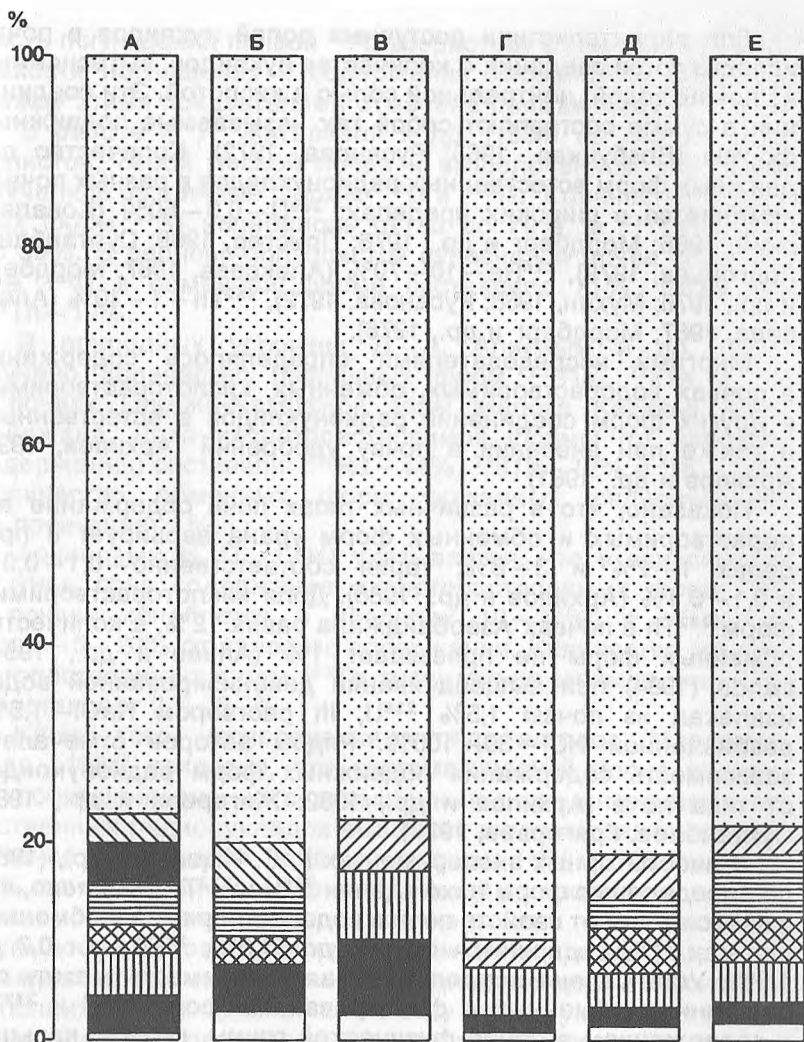
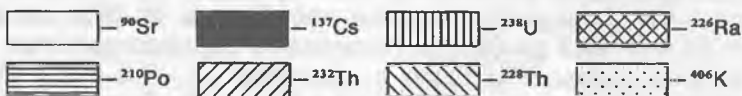


Рис. 18. Вклад искусственных и естественных радионуклидов в общую радиоактивность почв различных природных зон Азербайджана

А—Сухая степь Малого Кавказа, Б—Горная зона Малого Кавказа, В—Кура-Араксинская низменность, Г—Ленкоранская область, Д—Большой Кавказ, Е—Нахичеванская автономная республика



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: ^{238}U —0,3—50% (Ковалевский, 1966; Мордберг и др., 1976; Пристер, 1969; Султанбаев, Григорьев, 1979), ^{226}Ra —10—70% (Алексеев, 1967; Мордберг и др., 1976; Мухин, 1968; Русанова, 1972), ^{232}Th —1—10% (Алексеев, 1967; Мордберг и др., 1976).

Многими исследователями определялось содержание в почвах водорастворимых, обменных, кислоторастворимых и других форм соединений радионуклидов в естественных, 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 ^{232}Th в почвах Азербайджана равна 12%, а количество обменных форм не превышает 1% (Алиев и др., 1984). Landa (1984) при выщелачивании деионизированной водой извлекал из почвы 1,5% ^{238}U , 1h раствором 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 ^{238}U и ^{232}Th выявлено, что в зависимости от свойств почв в водорастворимой и обменной формах ^{238}U содержится от 14,6 до 51,5%, ^{232}Th —от 0,7 до 1,9%. Установлена корреляционная зависимость между содержанием обменных и фиксированных форм ^{238}U и ^{232}Th и содержанием в почве физической глины, гумуса, кальция и калия.

В лабораторных и вегетационных опытах изучали поведение ^{238}U и ^{232}Th в почвах Северного Кавказа (Маликов и др., 1984). Установлено, что ^{238}U отличается более высокой подвижностью в почвах по сравнению с ^{232}Th . Сорбция ^{238}U почвами Северного Кавказа колебались от 82,2 до 98,5%; ^{232}Th —от 98,3 до 99,9%. Количество водорастворимых и обменных форм ^{238}U было в пределах 1,1—7,5 и 2,4—40,8%; ^{232}Th соответственно—0,3—1,8 и 0,4—3,2%. Величина и проч-

ность поглощения почвой ^{238}U возрастает с уменьшением pH, емкости поглощения и содержания карбонатов. Для ^{232}Th 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 ^{238}U и ^{232}Th . Количество обменных форм ^{238}U колебалось от 35 до 79%, а ^{232}Th —от 2,8 до 39%. В дерново-подзолистой супесчаной почве содержание ^{238}U в обменной форме составляло 71%, тогда как ^{232}Th —19%.

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

Архиповым Н. П. (1994) указывается, что в зависимости от типа почв содержание кислоторастворимых форм ^{238}U в почвах колеблется в пределах 10—27%, а обменных форм—5—20% от валового содержания. Количество же кислоторастворимых форм ^{232}Th значительно меньше, чем ^{238}U 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 ^{238}U и ^{226}Ra 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 ^{238}U 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 ^{238}U в основном выше суммарного количества обменной и кислоторастворимой форм. (рис. 19).

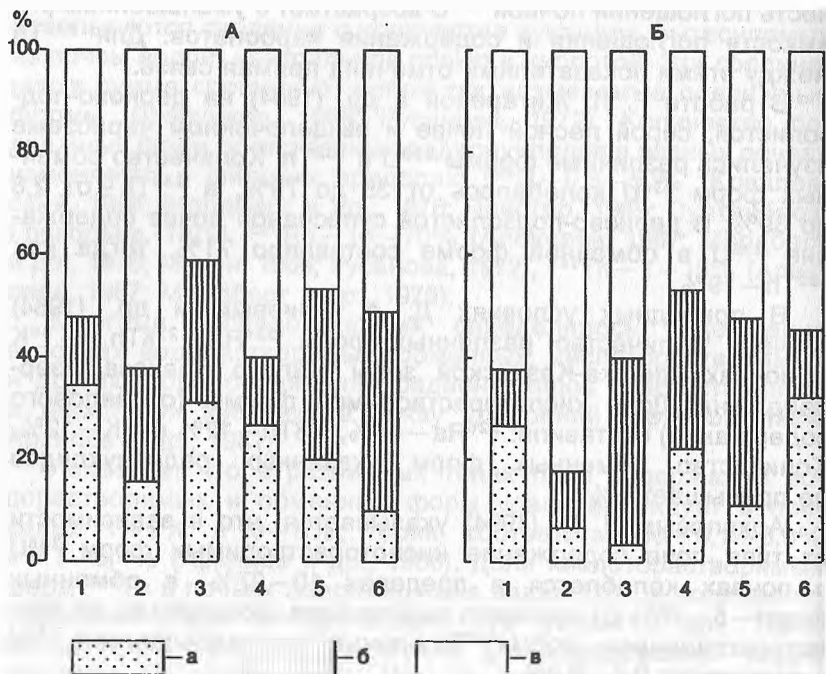


Рис. 19. Соотношение различных форм нахождения ^{238}U (А) и ^{232}Th (Б) в некоторых типах почв Азербайджана

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

Исследованные типы почв сильно различаются между собой по содержанию химических форм ^{238}U . Максимальной долей обменной формы ^{238}U характеризовались серо-бурая, каштановая (серо-коричневая) и горно-коричневая почвы (30,3; 28,7 и 26,0% от валового содержания соответственно), тогда как доля указанных форм ^{238}U не превышала 20%, что свидетельствует о меньшей миграционной способности ^{238}U в этих трех типах почв, по сравнению с предыдущими тремя типами почв. По содержанию обменной формы ^{238}U 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 ^{238}U наибольшая доля ^{232}Th 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 ^{232}Th обнаружено в горно-лесной дерновой, серо-бурой и горно-коричневой почвах. По содержанию обменной формы ^{232}Th 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 ^{238}U и ^{232}Th изменяется по-разному. В горно-лесной дерновой почве концентрация обменной формы ^{238}U , а в горно-коричневой почвах уменьшается с глубиной. В желтоземно-подзолистой глеевой почве максимальная ее концентрация приходится на иллювиальный горизонт. Доля концентрации кислоторастворимой формы ^{238}U , 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 ^{238}U в верхнем и самом нижнем горизонтах одинаковы, а в средней части профиля ее концентрация резко занижена. Концентрация фиксированной формы ^{238}U то увеличивается, 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. 20).

Концентрация обменной формы ^{232}Th в горно-лесной дерновой и горно-коричневой почвах увеличивается к средней части профиля, снижается в нижних горизонтах. В желтоземно-подзолистой глеевой почве концентрация этой формы ^{232}Th равномерно распределена по профилю. Концентрация кислоторастворимой формы ^{232}Th 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 ^{232}Th в горно-коричневой и желтоземно-подзолистой глеевой почвах в основном увеличивается, тогда как она в горно-лесной почве уменьшается с глубиной (рис. 20).

В исследованиях наблюдается тесная отрицательная корреляционная зависимость между обменной формы ^{238}U в почвах и содержанием гумуса и обменного калия. Наоборот, между количеством фиксированных форм ^{238}U в почвах и содержанием обменного калия наблюдалась положительная

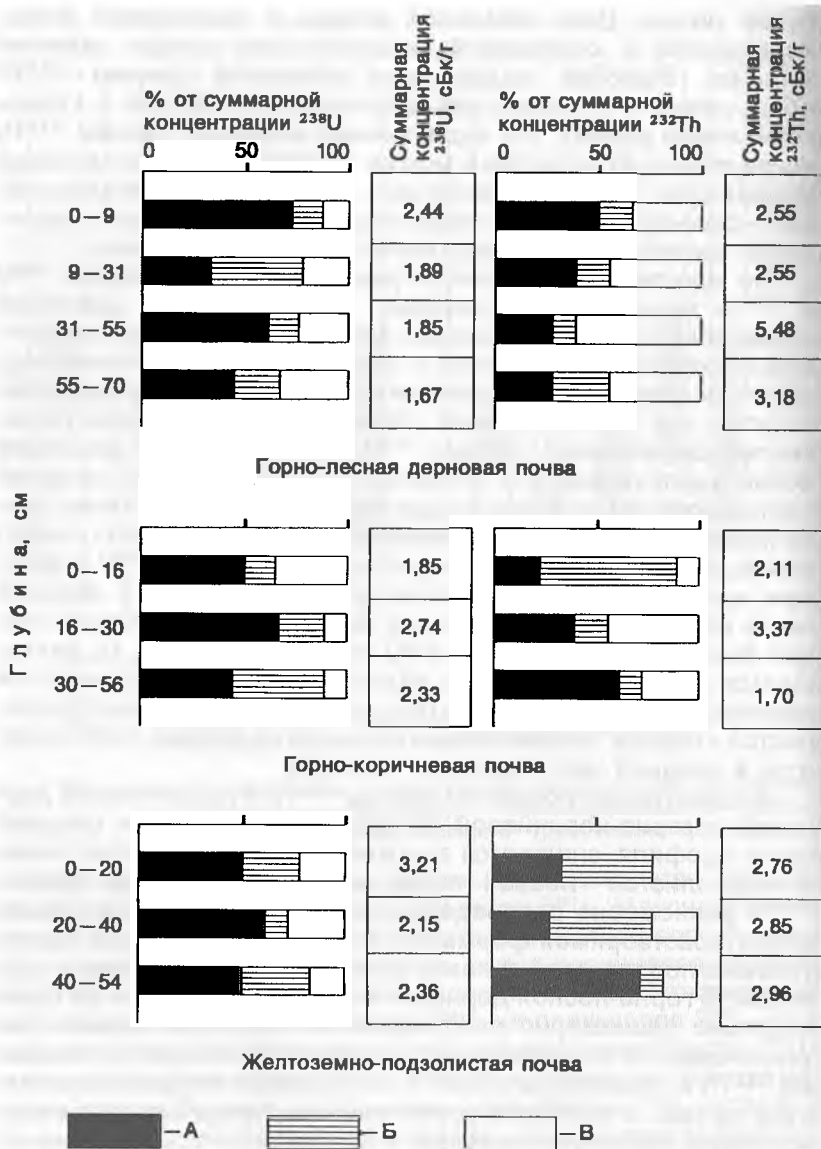


Рис. 20. Различные формы нахождения ^{238}U и ^{232}Th в некоторых типах почв Азербайджана

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

корреляционная зависимость. Установлена также положительная корреляционная зависимость между содержанием гумуса и фиксированных форм ^{232}Th , что очевидно связано с образованием прочносвязанных соединений с гумусом (Гюпалиев, 1991).

5.4. Накопление ^{238}U и ^{232}Th в растениях

Процесс поступления естественных радионуклидов, в особенности ^{238}U и ^{232}Th , в растения, очень сложный и зависит от целого ряда взаимосвязанных факторов. Немалый вклад в изучение поступления урана и тория в растения 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 миграционноспособными естественными радионуклидами в звене почва — растение являются ^{226}Ra и ^{238}U , а наименее — ^{232}Th . 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 ^{226}Ra , ^{210}Po и ^{232}Th 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 накоплений ^{238}U 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 ^{238}U в растениях и его концентрацией в почвах также указывается в работе А. П. Макеева и др., (1984).

Концентрация ^{238}U и ^{232}Th в сельскохозяйственных культурах зависит не только от их концентрации в почве, но и от типа почв. В зависимости от типа почв КН колеблется более чем в 10 раз (табл. 47).

Табл. 47. Концентрация и коэффициенты накопления ^{238}U и ^{232}Th в сельскохозяйственных культурах на разных типах почв (Стасьев, 1986)

Тип, подтипы почв	Культура	^{238}U		^{232}Th	
		Бк/кг	КН, $n \cdot 10^{-3}$	Бк/кг	КН, $n \cdot 10^{-3}$
Серая лесная тяжелосуглинистая	Озимая пшеница	<u>0,04</u>	<u>0,4</u>	<u>0,02</u>	<u>0,5</u>
		0,42	4,0	0,17	4,0
	Кукуруза	—	—	<u>0,004</u>	<u>0,1</u>
				0,25	7,0
Чернозем выщело- ченный мощный тя- желосуглинистый	Озимая пшеница	—	—	<u>0,01</u>	<u>0,3</u>
				0,07	3,0
Чернозем обыкновен- ный среднемощный тяжелосуглинистый	Озимая пшеница	<u>0,10</u>	<u>1,0</u>	<u>0,02</u>	<u>0,6</u>
		0,30	2,0	0,49	14,0
	Кукуруза	—	—	<u>0,004</u>	<u>1,0</u>
				0,45	12,0
Чернозем карбонат- ный мощный тяже- лосуглинистый	Озимая пшеница	<u>0,20</u>	<u>3,0</u>	<u>0,01</u>	<u>0,5</u>
		0,50	6,0	0,54	16,0
	Кукуруза	—	—	<u>0,004</u>	<u>0,2</u>
				0,35	10,0
Чернозем обыкновен- ный мощный тяжело- суглинистый	Кукуруза	<u>0,07</u>	<u>0,6</u>	<u>0,004</u>	<u>0,1</u>
		1,25	12,0	0,47	12,0

П р и м е ч а н и е: 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 ^{238}U .

В исследованиях А. П. Макеева (1984) найдена отрицательная зависимость между концентрацией ^{238}U 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 ^{238}U и ^{232}Th в растениях зависит от вида последних и может изменяться в 10—100 раз. Минимальные концентрации радионуклидов в различных культурах наблюдается, как правило, в основной продукции (табл. 48).

Табл. 48. Концентрация и коэффициенты накопления ^{238}U и ^{232}Th в сельскохозяйственных культурах (Кузнецов и др., 1986)

Культура	Часть растения	^{238}U		^{232}Th	
		дБк/кг	$\text{КН},$ $n \cdot 10^{-2}$	дБк/кг	$\text{КН},$ $n \cdot 10^{-2}$
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.

Результаты, полученные по накоплению ^{238}U и ^{232}Th различными сельскохозяйственными культурами выращенных в различных регионах республики представлены в таблице 49. Как видно из представленного материала, что накопление ^{238}U в растениях зависит от типа почв. В зависимости от типа почв концентрация ^{238}U в зерне пшеницы изменяется в пределах от 4,4 до 9,9 сБк/кг, а в соломе — от 13,2 до 16,4 сБк/кг; в зерне ячменя концентрация ^{238}U 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 ^{238}U в зерне ячме-

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

Табл. 49. Накопление ^{238}U и ^{232}Th 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, $\mu \cdot 10^{-3}$		сБк/кг	КН, $\mu \cdot 10^{-3}$	
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 49 результаты свидетельствуют о том, что пшеница и ячмень, выращенные на каштановой (серо-коричневой) почве характеризуются в несколько раз большим содержанием ^{238}U в зерне и соломе, чем пшеница и ячмень, выращенные на коричневой и серо-бурой почвах, хотя эти почвы содержат относительно равные количества ^{238}U и доля обменных форм этого радионуклида в них почти одинакова. Такие различия в накоплении ^{238}U 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 ^{238}U в вегетативной и генеративной частях пшеницы и ячменя существует высокая отрицательная корреляционная зависимость. Высокая отрицательная корреляционная связь обнаружена также между содержанием подвижного фосфора в почвах и концентрацией ^{238}U в зерне и соломе пшеницы и ячменя. Между содержанием обменного калия в почвах и концентрацией ^{238}U в зерне и соломе пшеницы наблюдается слабая отрицательная корреляционная связь (табл. 50). Аналогичные результаты получены в исследованиях А. В. Кузнецова и др., (1968), где установлена высокая отрицательная корреляционная зависимость между концентрацией ^{238}U в растениях пшеницы и содержанием обменных кальция, калия и фосфора в почвах.

Табл. 50. Корреляционные связи между концентрацией ^{238}U (сБк/кг) в растениях и некоторыми физико-химическими свойствами почв

Параметры	Козфф. коррел., r
^{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
^{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 ^{232}Th растениями происходит в меньших количествах, чем ^{238}U , в частности, отражает его низкую подвижность в почве. Абсолютные концентрации ^{232}Th в зерне пшеницы 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 ^{232}Th в зерне пшеницы и ячменя варьировала больше, чем концентрация в их соломе. Так, концентрация ^{232}Th в зерне пшеницы колеблется в 3,7 раза, в зерне ячменя — в 3,1 раза; концентрация ^{232}Th варьировала в соломе пшеницы в 2,2 раза, в соломе ячменя — в 2,3 раза (табл. 49). Представленный материал показывает, что концентрация ^{232}Th в зерне варьирует больше, чем концентрация этого радионуклида в соломе.

Из агрохимических свойств почв, оказывающих влияние на накопление ^{232}Th в урожай различных культур, особое место занимает содержание обменного кальция, калия и подвижного фосфора. В отличие от ^{238}U установлена положительная зависимость между содержанием обменного кальция в почвах и концентрацией ^{232}Th в вегетативной и генеративной частях ячменя и пшеницы. Аналогично ^{238}U , между содержанием подвижного фосфора в почвах и концентрацией ^{232}Th в вегетативных репродуктивных органах пшеницы и ячменя обнаружена отрицательная корреляционная зависимость. При этом высокие коэффициенты были получены для пшеницы. Высокая отрицательная связь также обнаружена для содержаний обменного калия в почвах и концентраций ^{232}Th в зерне и соломе ячменя (табл. 51).

Табл. 51. Корреляционные связи между концентрацией ^{232}Th (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. 52. приводятся результаты, показывающие накопление к различным видам. Как видно из данных таблицы, что наибольшим накоплением ^{238}U и ^{232}Th характеризуются листья чая, а наименьшим — зерно пшеницы и ячменя, т. е. различия в накоплении ^{238}U составляют в 17, а ^{232}Th — в 3,7 раза.

По степени аккумуляции ^{238}U исследованные культуры располагаются в следующий убывающий ряд: чай > соя > табак > нут > люцерна > хлопчатник > пшеница > ячмень. А по степени аккумуляции ^{232}Th этот ряд выглядит несколько иначе: чай > нут > соя > ячмень > пшеница > люцерна > табак > хлопчатник. Во всех случаях концентрация ^{238}U и ^{232}Th в вегетативных частях растений больше, нежели в хозяйственно-цен-

ной продукции. Так, в соломе сои, нута, ячменя и пшеницы накапливается в 2,7–4,2 раза больше ^{238}U , 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 ^{238}U и ^{232}Th , чем в аналогичных частях пшеницы и ячменя.

Табл. 52. Концентрация ^{238}U и ^{232}Th в различных сельскохозяйственных культурах

Культура, часть растения	^{238}U		Са, г/кг	^{232}Th		К, г/кг
	сБк/кг	КН, $\text{п} \cdot 10^{-3}$		сБк/кг	КН, $\text{п} \cdot 10^{-3}$	
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:						
зеленая масса	20,0	3,0	—	9,5	2,50	—
Хлопчатник:						
зеленая масса	15,8	6,3	—	6,9	2,97	—
Табак:						
листья	22,1	3,3	—	7,4	1,30	—

5.5. Влияние минеральных удобрений на накопление ^{238}U и ^{232}Th 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 ^{238}U , ^{232}Th и ^{226}Ra 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 кругово-

рот 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) ^{226}Ra и ^{232}Th не привело к увеличению концентраций этих радионуклидов в различных сельскохозяйственных растениях. Содержание ^{226}Ra и ^{232}Th в сельскохозяйственных растениях в условиях разных вариантов опыта практически не отличались друг от друга. Внесение с удобрениями радионуклидов в почву, также не увеличило содержание 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 в листе и уменьшает поступление тория в фазе спелости (Кузнецов и др., 1986). В другом опыте этих же авторов указывается, что на черноземах ежегодное внесение NPK 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., 1986).

Длительное применение минеральных удобрений на унавоженной и известкованной дерново-подзолистой почве увеличивает содержание ^{238}U и ^{226}Ra в пахотном горизонте и не изменяет содержание ^{232}Th . 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 ^{238}U как в зерне, так и соломе озимой пшеницы, при этом вынос ^{238}U с урожаем зерна несколько увеличивается, а вынос его с урожаем соломы ощутимо снижается (Стасьев, 1986).

В связи с вышеуказанным, на серо-бурых почвах Апшерона изучали влияние как оптимальных, так и повышенных доз минеральных удобрений на продуктивность и накопление ^{238}U и ^{232}Th в урожае различных сельскохозяйственных культур.

Полученные результаты показывают, что внесение минеральных удобрений как в оптимальных, так и повышенных дозах привело к значительному увеличению урожая (табл. 53). При этом концентрация ^{238}U в зерне остается без изменений, в зерне сои и нута снижается незначительно, а в зерне пшеницы отмечается снижение его концентрации на 2,3–20,5%. Минеральные удобрения значительно снижают концентрацию ^{238}U 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 ^{238}U с урожаем с единицы площади (табл. 53).

Наблюдается некоторое снижение концентрации ^{232}Th во всех исследованных культурах под действием минеральных удобрений, особенно в повышенных дозах. Наибольшее снижение концентрации ^{232}Th в растениях происходит в вариантах, где применялись максимальные дозы удобрений. Высокие дозы минеральных удобрений в среднем за 2 года уменьшали концентрацию ^{232}Th в зерне сои (на 11–24%), нута (на 6–24%), ячменя (на 17–36%) и пшеницы (на 17–30%) по сравнению с контролем. Аналогичное снижение концентрации ^{232}Th наблюдается и в соломе исследованных культур. Аналогично ^{238}U , несколько увеличивается вынос ^{232}Th с урожаем с единицы площади (см. табл. 53).

Табл. 53. Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на количество урожая, концентрации и выноса ^{238}U и ^{232}Th различными сельскохозяйственными культурами (средние данные за 2 года)

Варианты опыта	Урожай, ц/га	^{238}U		^{232}Th	
		Концентрация, сБк/кг	Вынос, сБк/м ²	Концентрация, сБк/кг	Вынос, сБк/м ²
Озимый ячмень					
Контроль	46,6	3,3	1,5	5,6	2,8
	56,9	14,1	8,0	13,3	7,8
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

Варианты опыта	Урожай, ц/га	^{238}U		^{232}Th	
		Концентрация, сБк/кг	Вынос, сБк/м ²	Концентрация, сБк/кг	Вынос, сБк/м ²
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	2,8
	41,9	18,8	7,8	11,0	4,8
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	12,8	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.

Таким образом, внесение минеральных удобрений в оптимальных, а также в повышенных дозах наряду с увеличением урожая, привело к значительному снижению накопления ^{238}U и ^{232}Th в различных сельскохозяйственных культурах. По нашему мнению, одной из возможных причин снижения концентрации ^{238}U и ^{232}Th 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 значимых радионуклидов, поступления их в различные растения, форм нахождения их в почвах, влияния минеральных удобрений на накопление их в различных сельскохозяйственных растениях легло в основу радиоэкологических исследований в Азербайджане. Результаты многолетних исследований в конкретном регионе позволили сделать следующее заключение:

Изучение поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs концентрируется в верхних слоях, а в пахотных почвах благодаря ежегодной вспашке и поливам почв эти радионуклиды мигрируют до глубины 40—50 см и более.

Значительную роль играет в распределении и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах республики коррелирует с годовым количеством осадков и высотой местности. Высокие коэффициенты корреляции наблюдаются для ^{137}Cs .

В зависимости от прочности закрепления и механизмов поглощения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах могут находиться в различных формах. Изучение форм ^{90}Sr и ^{137}Cs показало, что в верхних горизонтах почв Азербайджана содержание кислоторастворимой формы больше, чем обменной. Вследствие этого поступления вышукказанных 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. По этой же причине и коэффициенты накопления этих радионуклидов на территории Азербайджана ниже коэффициентов накопления, наблюдаемых в других регионах. Годовой вынос ^{90}Sr с растительностью составляет менее 1%.

Следует отметить, что содержание различных форм соединений ^{90}Sr 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 ^{90}Sr в почвах и его накопление в растениях.

Несмотря на то, что в почвах Азербайджана ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана в необменной форме. Высокое содержание обменного кальция и калия также способствует малому поступлению ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения.

После аварии на Чернобыльской АЭС концентрация ^{90}Sr 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 ^{90}Sr 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 ^{238}U и ^{232}Th , что связано с дополнительным привнесом их с механическими взвешьями (наилками). В большинстве типах обследованных почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ^{238}U и ^{226}Ra в сторону радия. В целом, концентрация естественных радионуклидов в почвах республики очень близка к концентрациям их в каштановых почвах Поволжья.

Определение соотношения различных форм ^{238}U и ^{232}Th в почвах показало, что большая часть этих радионуклидов находится в фиксированной форме. Содержание подвижных форм ^{238}U в почвах выше, чем ^{232}Th . По этой причине поступление в растения пониженное, по сравнению с ^{238}U .

Изучение поведения искусственных (^{90}Sr и ^{137}Cs) и естественных (^{238}U и ^{232}Th) в различных типах почв и поступления их в растения позволит разработать меры снижения их перехода в биологический цикл круговорота веществ, и в частности в пищевые продукты. Одним из таких приемов является применение минеральных удобрений. Внесение полного ми-

нерального удобрения под посевы в оптимальных и более высоких дозах приводит к значительному снижению перехода искусственных и естественных радионуклидов в зерно и солому зерновых колосовых и зернобобовых культур.

Всестороннее изучение поведения искусственных и естественных радионуклидов в системе почва—растение, в частности локализация в различных органах 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 сельского хозяйства 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 накоплений ^{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.

Абдуллаев М. А., Тагиев А. Т. Некоторые закономерности поведения глобального ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове Азербайджана—Темат. сб. тр. АзНИИземледелия, 1981, т. 17. с. 80.

Алекперов Э. Б. Осколочный стронций-90 в скелете и премолярах зебувидного и малокавказского крупного рогатого скота низинных и горных районов Азербайджана: Автореф. дис. ... 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, № 11, с. 32.

Алексахин Р. М. История лесной радиозоологии, ее достижения и некоторые нерешенные задачи. Проблемы лесной радиозоологии//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.—№ 2.—С. 129—142.

Алексахин Р. М., Нарышкин М. А. Миграция радионуклидов в лесных биогеннозах. М.: Наука, 1977.

Алексахин Р. М., Тихомиров Ф. А. Миграция радиоактивных нуклидов в лесных биогеннозах//Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиозкология. 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.

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 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.— № 2.— С.— 15.

Алиев Д. А., Абдуллаев М. А. Глобальный стронций-90 и цезий-137 в почвах Азербайджанской ССР—Экология, 1977, а.— № 4.— С. 91.

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., 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,— № 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—В кн.: 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.//Тел. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск: 1984, т. 1,— С. 87.

Архипов Н. П., Федоров Е. А., Алексахин Р. М., Бондарь П. Ф., Кожевникова Т. Л., Сулова В. В. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений//Почвоведение, 975, № 11.— С. 40.

Архипов Н. П., Тюменцева Л. М., Февралева Л. Т., Федоров Е. А., Федорова Т. А. Поведение естественных радионуклидов техногенного происхождения в почвах. Экология, 1982. № 1, С. 31—38.

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, № 12, С. 52—61.

Баева А. И., Ахундова А. Б. Содержание урана и тория в почвах и растениях горной части Ленкоранской области.—Изв. АН АзССР. Сер. биол. наук. 1981. № 1, С. 56—59.

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., 1964, № 1, с. 159—163.

Баранов В. И., Цейтлин С. Г. Содержание радиоактивных элементов в некоторых почвах Союза ССР. Докл. АН СССР, 1941, т. 30, № 4, С. 13—41.

Баранов В. И., Морозова Н. Г. Поведение естественных радионуклидов в почвах.—В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Радиозкология. 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, 1963, № 8, с. 11—20.

Баранов В. И., Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г. А., Тюрюканова Э. Б., Родионова Л. М., Бабичева Е. В., Зацепина А. Н., Востокова Т. А. Распределение стронция-90 в поверхностном горизонте почв Советского Союза в 1959—1960 гг//Атом. энергия, 1965. Т. 18, Вып. 3.— С. 246.

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-137 и дозы в него облучения на территории СССР//Атом. энергия, 1977, Т. 42, вып. 5.— С. 355.

Бочкарев В. М., Антропова З. Г., Белова Е. И. Миграция стронция-90 и цезия-144 в почвах различного механического состава//Почвоведение, 1964, № 9.— С. 56.

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.

Вавилов П. П., Попов О. Н., Коданева Р. П. К вопросу о поведении радия в растениях.— ДАН СССР, 1964. Т. 157, № 4, с. 992.

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.

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

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. Изд. 2-е. М.: Изд-во АН СССР, 1957.— 239 с.

Гедеонов А. 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.

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.

Гродзинский Д. М. Естественная радиоактивность растений и почв. Киев: Наук. думка. 1965. 216 с.

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. Радиоактивные продукты деления в почвах и растениях//М.: Госатомиздат, 1962.

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, № 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, № 4, с. 112.

Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Макаревич К. И. Поступление стронция-90 в горох из дерново-подзолистых почв//Агрохимия, 1977, № 4, с. 101.

Гюлалиев Т. Д. Закономерности распределения и миграции естественных и искусственных радионуклидов в системе почва—растение в условиях Азербайджана: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1991.

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.

- Дибобес И. К., Пантелеева Л. И., Зайдман С. Я., Скрябин А. М., Антропова З. Г., Лебедев В. М., Мешалкина Н. Г., Пермьслова 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.
- 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. радиобиол. 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.
- 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.—Агрехимия, 1975, № 10, с. 135.
- Зыкова А. С., Телушкин 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 коэффициента дискриминации стронция-90 относительно кальция в системе «почва—растение»//Докл. АН БССР, 1974, т. 18, № 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.
- Кварацхелиа Н. Т., Глонти Г. Г. О миграции стронция-90 в почвах Грузии.—Почвоведение, 1965, № 10, с. 64.
- Кипиани Р. Я., Твалчрелидзе Э. В., Зоидзе Д. Ш., Модзманшвили Г. Г. Некоторые закономерности загрязнения растений стронцием-90 в Грузии//Радиобиология, 1977, т. 17, вып. 3, с. 450.
- 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.—Вестн. АН СССР, 1966, № 5, с. 93.

Клечковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония//Почвоведение, 1958, № 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, 1958, 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, № 1, с. 11.

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 гаммаспектрометрии природных сред. М.: Атомиздат, 1976, 363 с.

Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф., Урбанюк А. П. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами//Радиохимия, 1961, т. 3, № 2, с. 199.

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.

Кузьмич М. А. Пути уменьшения радиоактивного загрязнения почв и растений. — Химизация сельского хозяйства, 1988, № 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.

Лаврэнчик 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.

Малюга Д. П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М., 1965.

Марей А. Н. Радиоактивное загрязнение внешней среды и человек. — В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиозология. М.: Атомиздат, 1971, с. 164.

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

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 почв. М.: Изд-во АН СССР, 1960.

Моисеев А. А., Рамзаев П. В. Цезий-137 в биосфере. — М.: Атомиздат, 1975. — 182 с.

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, № 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 // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение, 1977, № 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 // Агрехимия. — 1978. — № 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, № 3, с. 78.

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, № 2, с. 58—61.

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, № 12, с. 46.

Павлоцкая Ф. И. Поступление и распределение радиоактивных продуктов ядерных взрывов на земной поверхности. — В кн.: Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 41—81.

Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974.

Павлоцкая Ф. И., Бабичева Е. В. Долгоживущие искусственные и естественные радионуклиды в зерне сельскохозяйственных культур в Подмоскowie. М.: Атомиздат, 1973.

Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И. О поступлении стронция-90 в растения. М.: Атомиздат, 1965.

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 радиэкологии 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.

Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б., Блохина М. И. К вопросу об определении обменных кальция и стронция в почвах // Аналит. химия, 1966, № 2, с. 157.

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, № 2, с. 105.

Погодин Р. И. Физико-химические процессы, обуславливающие миграцию и биологическую доступность изотопов цезия-137 и стронция-90 в почвенной системе. — В кн.: Материалы Всесоюз. симпозиума «Теоретические

и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации». Сыктывкар, 1973, с. 120.

Поляков Ю. А. Проблема «заражения» почв и сельскохозяйственных посевов продуктами радиоактивного распада//Почвоведение, 1956, № 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. Радиэкология и дезактивация почв.— М.: Атомиздат, 1970.— 304 с.

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. Радиэкология. М.: Атомиздат, 1970, с. 90.

Полова О. Н., Коданева Р. П., Вавилов П. П. К вопросу о распределении в растениях радия, поглощенного из почвы.— Физиология растений, 1964, т. II, вып. 3, с. 436.

Пристер Б. С. Поведение урана в биологической цепочке. репринт. ГКИАЭ СССР М., 1969.— 12 с.

Пристер Б. С., Мерепятникова 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. Диффузия некоторых радиоактивных продуктов деления в почвах.— Радиобиология: Информ. бюл., 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. Радиэкология. 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, № 4, с. 161.

Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981.

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, № 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, № 1, с. 52.

Прохоров В. М. Фрид А. С. Расчет вертикального перемещения стронция-90 в однородных почвах//Радиобиология, 1970, № 3, с. 54.

Радиоактивность и пища человека. Под ред. Р. С. Расселла. Пер. с англ. М.: Атомиздат, 1971. 375 с.

Росьянов С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И. О миграции стронция-90 по профилю почв.— Почвоведение, 1971, № 6, с. 29.

Русанова Г. В. Содержание радия в некоторых почвах района повышенной радиации и влияние удобрений на его подвижность.— В кн.: Радиэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972, с. 22—32.

Сабоев С. Почвенно-биогеохимическая характеристика пустынных биогеоценозов Восточного Памира: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М., 1970.

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.

Сельскохозяйственная радиэкология//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. Радиэкология агрокультурных ландшафтов Молдавии. В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск. 1984, Т. 1, с. 71—72.

Султанбаев А. С., Григорьев А. Ф. Содержание урана в почвах и растениях Тянь-Шаня.//Соверш. технол. возделывания с.-х. культур—науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. Фрунзе, 1979, вып. 16, с. 240—250.

Султанбаев А. С. Кипколова 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, № 60, с. 65—75.

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.: Радиактивность 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, № 2, с. 488.

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, № 3, с. 53.

Титлянова А. А., Тимофеева Н. А. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве.—Почвоведение, 1959, № 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., 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, N. Y. U. N., 1972, № 11, p. 675.

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, № 8, с. 116.

Тихомиров Ф. А., Юланов В. П., Карабань Р. Т., Тепляков И. Г. Распределение и миграция радиоактивного стронция в кронах древесных растений.—Радиобиология: Информ. бюд., 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. Радиэкология. М.: Атомиздат, 1971, с. 81.

Тюрюканова Э. Б. Радиогеохимия почв полесий Русской равнины. М.: Наука, 1974.

Тюрюканова Э. Б. Экология стронция-90 в почвах. М.: Атомиздат, 1976.

Тюрюканова Э. Б., Алиев Д. А., Абдуллаев М. А. Распределение стронция-90 в почвах Азербайджанской ССР. М., 1978.

Тюрюканова Э. Б., Конова Н. И., Сабоев С. Радиоактивный стронций в почвенно-растительном покрове пастбищ Восточного Памира//Экология, 1971, № 1, с. 45.

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 Р. М. 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, № 11, с. 128.

Чулков П. М. Содержание стронция-90 в почве и растительном покрове Московской области. М.: Изд-во АН СССР, 1960.

Чулков П. М., Курчатова Л. Н., Юзвук Н. А., Водковская О. А. Содержание Sr⁹⁰ в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы.—Почвоведение, 1957, № 4, с. 28.

Чуркин В. Н., Брендаков В. Ф. Обобщенные характеристики радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова Советского Союза в 1963 г.—Информ. бюл. Радиобиология, 1966, вып. 9, с. 11.

Шакури Б. К. Содержание валовых и подвижных форм микроэлементов в почвах Закавказья.—Почвоведение, 1981, № 4, с. 49.

Шведов В. П., Жилкина М. И., Виноградова В. К., Иванова 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, № 3, с. 36.

Шубко В. М., Курчатова Б. В. Выпадение долгоживущих продуктов деления на территории СССР в 1959—1960 гг. М.: Госатомиздат, 1961.

Шуктомова И. И., Титаева Н. А., Таскаев А. И., Алексахин Р. М. Поведение урана, тория, радия в почвах горной тундры.—Почвоведение, 1983, № 8, с. 49—53.

Шутов В. Н., Москович Л. П., Дричко В. Ф. О некоторых закономерностях поступления щелочноземельных элементов из почвы в растение//Почвоведение, 1982, № 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. I, 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, № 3, с. 586—589.

Ястребов М. Т. Естественная радиоактивность почв европейской части СССР.—Изв. АН СССР. Сер. биол., 1959, № 3, с. 391—402.

Ястребов М. Т. Содержание ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в некоторых растениях на гидроморфных почвах Тамбовской области.—Вестн. МГУ. Почвоведение, 1973, № 4, с. 28—32.

Ястребов М. Т. ^{238}U и ^{232}Th в некоторых почвах, растениях и водах Тамбовской низменности.—В кн. Тез. докл. 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 рацион, польза и охрана. М.: 1984, с. 83.

Adams W. H., Christenson C. W., Fowler E. B. Relationship of soil, plant and radionuclide.—Radioactive Fallout, Soils, Plant, Foods, Man. Amsterdam, London, New York: 1965.

Alexander L. T. Health Safety Laboratory: Fallout Program Quarterly Summary Report USA EC Report HASL-183, 1961, p. 16.

Alphen J. G., F. de Los Rios Romero. Gypsiferous soils (Notes on Their Characteristics and Management). Wageningen: Int. Inst. Land Reclam. Improvement, 1971.

Anderson W., Burton L. K., Crookall J. O. Radiostrontium and radiocaesium in milk during 1959.—Nature, 1960, vol. 187, № 4732, p. 108.

Auerbach S. I., Wilkamp 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.

Bryant F. I., Chamberlain A. C., Morgan A., Spicer J. S. Radiostrontium in soil, grass, milk and bone U. K., 1958 results.—J. Nucl. Energy, 1957, vol. 6, № 1/2, p. 22.

Comar C. L., Russell R. S., Wasserman R. H. Strontium-calcium movement from soil to man.—Science, 1957, vol. 126, № 3272, p. 485.

Delmas J. Transfert des radionucléides aux cultures et aux produits agricoles.—Bull. informs sci. et techn. CEA, 1977, № 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, № 3367, p. 76.

Essington E., Nishita H. Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns.—Plant and Soil, 1966, vol. 24, № 1.

Evans E., Dekker A. Fixation and release of Cs^{137} in soils and soil separates.—Canada J. Soil Sci., 1966, vol. 46, № 3.

Freely H. W. Worldwide deposition of strontium-90 through 1975. In.: Helath and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL-308. New York, 1987. 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, № 1.

Garden B., Green J. Exchange capacities of some Sydney soils for strontium ions. Austral. J. Appl. Sci., 1959, vol. 10, № 2, p. 104.

Gulyakin I. V., Yudinseva 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 County, Washington.—*Science*, 1962, vol. 136, № 3519, p. 881.

Helne K., Wleccchen A. Untersuchungen zum Cs 137 Übergang in der Nahrungskette Boden-Bewuchs-Milch and einem gegebenen Standort.—*Milchwissenschaft*, 1979, Bd. 34, № 5, S. 275.

Heif S. Environmental radioactivity in woods soil from Dover, New Jersey during 1964—1965.—*Radiol. Health. Data and Repts.*, 1967, vol 8, № 9, p. 553.

Ichikawa R., Abe M., Eto M. Evaluation of the origins of strontium-90 contained in wheat plant.—*Science*, 1961, vol. 133, № 3469, p. 2017.

Knoop E., Schroeder D. Der ⁹⁰Sr—Gehalt einiger Boden Schleswig-Holsteins.—*Naturwissenschaften*, 1958, Jg. 45, H. 18, S. 436.

Kuroda P. K., Hodges H. L., Fry L. M. Spring peak of strontium-90 fallout.—*Science*, 1960, vol. 132, № 3429, p. 742.

Landa E. R. Geochemical and radiological characterization of Soils from former radium processing sites//*Health Phys.*, 1984, vol 46, № 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, № 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 ebplotions in 1961 and 1962.—*Ark. fys.*, 1965.

Martell E. A. Atmospheric aspects of strontium-90 fallout.—*Science*, 1959, vol. 129, № 3357, p. 1197.

Martin R. P., Newbould P., Russell R. S. Discrimination between strontium and calcium in plants and soils. September In.: *UNESCO Intern. Conf. on the Use Radioisotopes*. P., 9—20, 1957.

Mansel R. G., Myhre D. L., Roberts H. Foliar retention of strontium-90 by wheat.—*Science*, 1961, vol. 134, № 3478, p. 559.

Milbourn G. M. The uptake of radioactive strontium by crops under field conditions in the United Kingdom.—*J. Agr. Sci.*, 1960, vol 55, № 2, p. 273.

Morgan A. J. The uptake of Sr⁹⁰ by ryegrass.—*J. Nucl. Energy, Pt A*, 1959, vol. 11, № 1, p. 8.

Nishita H., Kovalewsky B. W., Steen A. J. Larson K. H. Fixation and extractability of fission products contaminating various soils and clays.—*Soil Sci.*, 1956, vol 81, № 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, № 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, № 2, p. 101.

Pavlotakaya F. I., Tyuryukanova E. B., Baranov V. I. On the mobility of strontium and some other components of global fallout in soils and their accumulation in plant.—In: *radioecological Concentration Processes: Proc. of the Intern. Symp. held in Stockholm 25—29 April 1966*. Les. Pergamon Press, 1967, p. 25.

Poelstra P., Frissel K., Schuffelen A. Sn⁹⁰ survly in the Netherlands Presenting a relation between the contamination of Soil and grass.—*Plant and Soil*, 1965, vol 23, № 2.

Polyakov Yu. A., Kallshina L. N., Nazarova L. F. Distribution of Sr 90 in the soil profile in the moderately nortuherm Latitudes of the USSR.—In.:

Radioecological Concentration Processes: Proc. of the Intern. Sump. held in Stockholm. Ld.: Pergamon Press, 1967.

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, № 6, 691.

Russell R. S., Milbourn G. M. Rate of entry of radioactive strontium into plants from soil.—Nature, 1957, vol 180, № 4581, p. 322.

Sawhney B. L. Kinetics of Cs sorption by clay minerals.—Soil Sci. Cos. Amer. Proc., 1966, vol 30, № 5, p. 565.

Scharpenseel H. W., Rieting F., Krus E. Irankonzentration in Böden und ihre mögliche Nutzung als prospektionshilfe//L. Pflanzennähr und Boden K. 975, № 2, p. 131—139.

Schulz R., Moberg J., Overstreet R. Some experimental on the d e c o n t a m i -
nation of soils containing Strontium-90.—Hilgardia, 1959, vol 126, № 17, p. 457.

Schulz R. K., Overstreet R., Barchad I. On teh soil shemistry of Cs¹³⁷.—Soil Sci., 1960, vol 89, № 1, p. 16.

Sousseller Y., Pradel I. The management of radioactive wastes and their long-term storage.—In.: Rep. at the Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy. Geneva, 1971, № 766.

Squire H. M. Changes with time in the availability of strontium-90 in soil.—Nature. 1960, vol 188, № 4749, p. 518.

Szabolcs L., Szabo A., Bende E. radiological vizsgalatok a Ferbotavon es kornyeken.—Foldr. közl., 1978, vol 26, № 2, p. 128.

Tensho K., Yen K. L., Mitsui S. Absorption of radioactive strontium by soil, especially in relation to native calslum.—Soil Sci. and Plant Nutr., 1961, vol 7, № 4, p. 152.

Thornthwalte C. W., Mather J. R., Nakamura J. K. Movement of radiostrontium in soils.—Science, 1960, vol. 131, № 3406, p. 1015.

Uhler R. L., Hungate F. P. Relative availability of some strontium-90 compounds in soil.—Nature, 1960, vol 187, № 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, № 4673, p. 1447.

Vose P. B., Koontz H. V. The uptake of strontium and calcium from soils by grasses and legumes and the possible significance in relation to Sr-90 fallout.—Hilgardia, 1960, vol 29, № 12, p. 575.

Wasserman RR. H., Comar C. L., Twardock A. R. Metabolic behaviour of ¹³⁷Sc—^{137m}Ba in the lactating goat.—In.: J. Radiat. Biol., 1962, vol 4, № 3, p. 299.

Walton A. The disrtibution in soils of radioactivity from weapons tests.—J. Geophys. res., 1963, vol 68, № 5, p. 1485.

Wiklander L. Uptake, adsorption, and leaching of radiostrontium in a lysometer experiment.—Soil. Sci., 1964, vol. 97. № 3, p. 168.

ОГЛАВЛЕНИЕ

	Стр.
Введение	3
Г Л А В А 1	
Поведение искусственных радионуклидов во внешней среде	
1.1. Образование искусственных радионуклидов и поступление их во внешнюю среду	6
Г Л А В А 2	
Организация и методы исследований	9
Г Л А В А 3	
Особенности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах	13
3.1. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Малого Кавказа	
3.1.1. Зона сухих степей	19
3.1.2. Горная зона	30
3.2. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Кура-Араксинской низменности	37
3.3. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Нахичеванской автономной республики	43
3.4. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Ленкоранской области	48
3.5. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Большого Кавказа	58
3.6. Влияние атмосферных осадков и высоты местности на распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах	63
3.7. Формы нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Азербайджана	67
Г Л А В А 4	
Особенности поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения	71
4.1. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в дикорастущих растениях	78
4.2. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в культурных растениях	81
4.3. Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs из почв в растения	88
4.3.1. Коэффициент накопления	88
4.3.2. «Наблюдаемое отношение»	91
4.4. Прогнозирование накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур	93
4.5. Влияние минеральных и органических удобрений на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения	94
Г Л А В А 5	
Поведение естественных радионуклидов во внешней среде	
5.1. Важнейшие характеристики некоторых радиологически значимых естественных радионуклидов	103
5.2. Особенности поведения естественных радионуклидов в почвенном покрове Азербайджана	107
5.3. Формы нахождения ^{238}U и ^{232}Th в почвах	128
5.4. Накопление ^{238}U и ^{232}Th в растениях	135
5.5. Влияние минеральных удобрений на накопление ^{238}U и ^{232}Th в растениях	141
Заключение	145
Литература	147

Печатается по постановлению научно-издательского совета
Академии наук Азербайджана

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

Д. А. АЛИЕВ, М. А. АБДУЛЛАЕВ

ИСКУССТВЕННЫЕ И ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ
В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ
АЗЕРБАЙДЖАНА

В монографии на основе многолетних наблюдений и исследований освещены основные закономерности миграции искусственных и естественных радионуклидов в основных типах почв Азербайджана, а также накопление их в различных сельскохозяйственных растениях. Рассмотрены результаты содержания различных форм ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U и ^{232}Th в основных типах почв. Дан прогноз возможного загрязнения растений ^{90}Sr и ^{137}Cs , рассмотрены мероприятия, направленные на снижение накопления искусственных и естественных радионуклидов в продукции растениеводства.

Книга рассчитана для радиобиологов, радиоэкологов, научных сотрудников и работников радиологической службы.

Сдано в набор 15.03.96. Подписано в печать 05.05.96.

Формат 60×88 $^{1}/_{16}$ Усл. п. л. 10 Тираж 600

Журнал «Аграрная наука» Заказ 144

Типография Россельхозакадемии