

## 2. РАДИОЭКОЛОГИЯ АГРОЦЕНОЗОВ

### 2.1 МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЗВЕНЕ АТМОСФЕРА – РАСТИТЕЛЬНОСТЬ

Известно, что в растениях может накапливаться, не повреждая их и не снижая урожайность, такое количество радионуклидов, при котором растениеводческая продукция становится непригодной для использования в качестве продуктов питания человека. **Радионуклиды в растения могут поступать через вегетативные органы — аэральный путь поступления и через корневую систему — корневой путь поступления.** Аэральное поступление наиболее значимо при радиоактивном загрязнении воздушной среды сразу после радиационной аварии. При попадании радионуклидов в почву преобладает корневой путь поступления.

#### 2.1.1 Первичное удержание радионуклидов растительностью. Факторы, влияющие на удержание радиоактивности и полевые потери радиоактивности

Первичное загрязнение растительности происходит при оседании радиоактивных выбросов из атмосферы на вегетативные органы растений. Радиоактивные частицы, выпавшие из атмосферы, задерживаются на вегетативных органах не полностью, так как часть радионуклидов теряется в результате сдувания ветром или смыва дождем. Степень удержания радионуклидов на растениях характеризует величина первичного удержания.

**Первичное удержание** – это отношение количества радиоактивных частиц, осевших на растения к общему количеству частиц, выпавших на данную площадь земли

$$\alpha = \delta_p / \delta_v,$$

где  $\alpha$  – коэффициент первичного удержания (в долях единицы или в %)

$\delta_p$  – плотность радиоактивного загрязнения наземной массы растений (или количество радиоактивности в массе с единицы площади посева  $1\text{м}^2/\text{га}$ );

$\delta_v$  – плотность выпадений (количество радиоактивности, выпавшее на единицу площади посева).

Коэффициент первичного удержания ( $\alpha$ ) может изменяться от 0 до 95%.

На растения радионуклиды оседают в следующих формах: газы; аэрозоли; оплавленные силикатные частицы грунта (нерастворимые в воде); карбонатные частицы (хорошо растворимые); частицы грунта.

Первичное удержание и последующие потери радиоактивности зависят от следующих факторов: площади поверхности растений и их способности удерживать частицы (прямая связь); плотности растительного покрова; урожайности наземной массы; морфологии растений (форма, размер и ориентация листьев, особенности покровных тканей) – широкие, большие листья с горизонтальной ориентацией, опушенные – задерживают больше частиц; морфологических особенностей культур (например, бобовые – до 80 % частиц задерживается листьями и 20 % – стеблями; злаковые – до 75 % – в пазухах листьев, а 25 % – на листьях); видовых особенностей культур (пшеница задерживает 71%, ячмень 51%, картофель – 85%). Разница составляет до 10 раз по видам; типа травостоя (естественный или сеянный). На травостоях лугов и пастбищ (естественные угодья) радионуклиды задерживаются на вегетативных органах и в отмершей массе – основа дернины. В зависимости от плотности травостоя задержание может составлять 70 – 90%. На окультуренных угодьях – задержание в 2 раза меньше (нет дернины, редкие посевы); защищенности товарной части растений от прямого контакта с частицами (зерно бобовых – створками, початки кукурузы – обертками, клубни картофеля – землей). Загрязнение возможно при уборке; фазы развития растений (онтогенез). Например, у зерновых культур максимальное удержание частиц наблюдается в фазу цветения и молочной спелости; метеоусловий (скорость ветра и относительная влажность воздуха во время и после выпадения частиц. При сухой ветреной погоде потеря частиц в 2–5 раз больше, чем при влажной безветренной погоде); размера, количества, физико-химических состояний частиц (мелкие частицы до 80 мкм задерживаются сильнее крупных. Водорастворимые формы удерживаются в 4–7 раз прочнее, чем твердые нерастворимые частицы).

На поверхности листьев радионуклиды могут находиться в свободном или поглощенном состоянии. При этом поглощение (сорбция) радионуклидов зависит от температуры, влажности воздуха, особенностей строения и возраста листьев, наличия или отсутствия кутикулы, от солевого или кислотного состава осадков.

#### 2.1.2 Полевые потери радиоактивности растительностью

Одновременно с осаждением радиоактивных осадков, происходит снижение уровня загрязнения растений, по следующим причинам: 1) удаление радиоактивных частиц под действием метеофакторов (дождь, ветер); 2) радиоактивный распад радионуклидов; 3) биологические процессы, связанные с ростом и развитием растений (прирост биомассы, опадание отмерших загрязненных листьев); 4) размеры частиц (крупные частицы опадают быстрее мелких); 5) влажность биомассы растений (частицы, осевшие на влажные листья, удаляются в 2–4 раза медленнее, чем осевшие на сухие).

Чем больше первичное удержание, тем меньше полевые потери радиоактивности растениями. Скорость удаления радионуклидов с растительного покрова, характеризуется **периодом полупотерь** – это время, за которое теряется 50 % активности.

Основная закономерность процесса полевых потерь – непостоянство скорости удаления радионуклидов с растений в разные периоды времени. Максимальные потери после выпадения радиационных осадков происходят в первые 2–3 суток. Они обусловлены метеорологическими факторами. В течение первых 7 суток теряется 70–90 % радионуклидов.

Радиоактивные осадки в виде твердых частиц удаляются с растений быстрее, чем растворимые формы. Интенсивность потерь зависит от прочности фиксации радионуклидов. Наиболее быстро теряются радионуклиды, находящиеся на поверхности кутикулы в свободном несвязанном состоянии. Процесс потерь фиксированных радионуклидов мало зависит от погодных условий и определяется физико-химическими свойствами радионуклидов и биологическими особенностями растений.

Период полупотерь стронция-90 у слабо закрепленных фракций составляет 5 суток, у прочно связанных – 70 суток; цезия-137 – у слабо закрепленных фракций – 14 суток, у прочно связанных – 90 суток.

В условиях непрекращающихся хронических выпадений радионуклидов, определить поверхностное загрязнение и полевые полупотери очень сложно.

### 2.1.3 Пути и механизмы поступления радионуклидов в растения при аэральном загрязнении

Основным органом при аэральном поступлении радионуклидов в растения является лист. Небольшая часть радионуклидов может поступать через стебли, плоды, соцветия, через воздушные корни (у растений естественных ценозов).

Начальная фиксация радионуклидов на листьях происходит, во-первых, путем механического закрепления на листьях частиц (сухое выпадение) или капель (мокрое выпадение), во-вторых, путем сорбции радионуклидов поверхностью листа.

Основные механизмы поступления: ионно-обменные реакции между ионами клеток листовой пластинки и ионами радионуклидов, находящихся на поверхности листа; диффузия – механизм проникновения при высокой концентрации радионуклидов.

Пути поступления радионуклидов в растение: через кутикулу и эпидермис листа в клетки основной ткани – паренхимы (водорастворимые формы поступают с водой через мембрану в цитоплазму клетки, т. е. поступление радионуклидов идет по симпласту. А часть радионуклидов поступает через стенки клеток и межклетники, т. е. по апопласту); через клетки, расположенные над поверхностью жилок; через волоски (волосок вырост эпидермиса); через устьица (поступают газообразные формы и мельчайшие аэрозоли) – максимальное поступление происходит на свету; через стенки клеток, по которым осуществляется транспирация (испарение воды); через цветок, завязь, плод. Проникновение радионуклидов в основные ткани листа зависит от следующих факторов: тип и форма выпадений (из аэрозолей и мокрых выпадений поступление больше, так как больше водорастворимых форм); погодных условий (при увеличении количества осадков и влажности воздуха поступление усиливается); биологические и физиологические особенности листа (толщина кутикулы, опушенность, возраст, содержание воды). Максимальное поступление у молодых, неопушенных, имеющих тонкую кутикулу листьев.

Часть радионуклидов остается в листьях, а часть распределяется по растению и накапливается в других органах. Наиболее активно продвигаются одно- и двухвалентные катионы (цезий и стронций). Максимальная миграция у цезия. Интенсивно мигрирует по растению из листьев йод-131, так как находится преимущественно в газообразной молекулярной форме. Миграционная способность тяжелых трансурановых элементов в 100 и 1000 раз ниже. Миграция по растению интенсивно происходит у молодых растений, для которых характерен интенсивный обмен веществ.

### 2.1.4 Вторичное загрязнение растений

Радионуклиды, первоначально осевшие на почву с радиоактивными выпадениями, могут подниматься в сухую погоду ветром с пылью в приземное пространство, переноситься по направлению движения ветра и оседать повторно на растения. Это явление называется *вторичным радиоактивным загрязнением* растений. Его интенсивность характеризует **коэффициент ветрового подъема** – отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м от поверхности земли ( $C_{\text{возд}}$ ) к плотности поверхностного загрязнения почвы этим радионуклидом ( $A_s$ ):

$$K_{\text{в.п.}} = C_{\text{возд}} / A_s$$

Коэффициент ветрового подъема ( $K_{\text{вп}}$ ) зависит от следующих факторов: свойства воздуха (скорость движения над поверхностью почвы, турбулентность, плотность, температура, давление, влажность, вязкость); свойства почвы (структура, гранулометрический состав, плотность, влажность, температура, содержание органического вещества, рельеф, вид растительности).

Максимальный коэффициент ветрового подъема наблюдается на легких склоновых почвах, на торфяниках, изреженных посевах, при сухой ветреной погоде.

Подъем почвенных частиц усиливается при обработке почвы, при выпасе скота, при движении автотранспорта, при различных видах человеческой деятельности. Вклад вторичного загрязнения в общее загрязнение урожая может составлять 30–50 %. Кроме ветрового подъема, вторичное загрязнение происходит при забрызгивании грязью нижних частей растений во время выпадения сильных дождей. Максимальная высота подъема частиц от земли может достигать 40 см.

В естественных условиях вторичное загрязнение происходит при пылевых бурях, при горении торфяников, лесов, лугов. Частичное загрязнение происходит при сжигании послеуборочных остатков. При этом радионуклиды содержатся в золе, пепле и дыме.

У растений выделяют критические периоды, т. е. фазы развития, когда происходит максимальное загрязнение репродуктивных органов. У злаковых – это колошение, цветение и молочная спелость. Колосья обладают высокой удерживающей способностью (ости, опушение). При наливе зерна происходит отток питательных веществ и радионуклидов из вегетативных органов в зерно. Для овощных культур критическим периодом является образование и рост плодов и листьев.

При вторичном загрязнении имеет значение естественная защищенность товарной части урожая. Хорошо защищены от поверхностного загрязнения зерно бобовых, кукурузы и семейства крестоцветных.

## **2.2 ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ АГРОЦЕНОЗОВ**

### **2.2.1 Загрязнение почвы агроценозов искусственными радионуклидами**

Широкомасштабное радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных земель является одним из наиболее тяжелых радиоэкологических последствий чернобыльской катастрофы. В Беларуси первоначально загрязнено цезием-137 с плотностью выше  $37 \text{ кБк/м}^2$  (выше  $1 \text{ Ки/км}^2$ ) 1866,0 тыс. га сельскохозяйственных земель (около 20% их общей площади) в 59 административных районах, в том числе 1725,0 тыс. га с плотностью загрязнения до  $555 \text{ кБк/м}^2$  (до  $15 \text{ Ки/км}^2$ ) и 141,0 тыс. га – от 555 до  $1480 \text{ кБк/м}^2$  (от 15 до  $40 \text{ Ки/км}^2$ ). В результате из оборота выведено 265,4 тыс. га земель, в том числе – 84,1 тыс. га пахотных.

С 1993 года в хозяйственное пользование возвращено 19,6 тыс. га земель, ранее выведенных из оборота, в том числе в Брестской области – 0,1 тыс. га, в Гомельской – 16,7 тыс. га, в Могилевской области – 2,8 тыс. га. Сокращение площади загрязненных земель происходит в основном благодаря процессам естественного распада цезия-137 в почве (1,7 % в год). Ежегодно площадь сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения  $37 \text{ кБк/м}^2$  и выше уменьшается в среднем на 10–35 тыс. га, или на 1,5–2 %.

По состоянию на 01.01.2022 площадь радиационно опасных земель составляет 248,6 тыс. га, в том числе в Гомельской области – 201,7 тыс. га, в Могилевской области – 46,9 тыс. га. Сельское хозяйство ведется на площади 836,6 тыс. га земель с плотностью загрязнения цезием-137 более  $37 \text{ кБк/м}^2$  (более  $1 \text{ Ки/км}^2$ ), из которых 281,5 тыс. га одновременно загрязнены стронцием-90 более  $5,55 \text{ кБк/м}^2$  (более  $0,15 \text{ Ки/км}^2$ ). Основные площади сельскохозяйственных земель, загрязненных цезием-137, сосредоточены в Гомельской (59,9 % общей площади) и Могилевской (29,8 %) областях. В Брестской, Гродненской и Минской областях доля загрязненных земель невелика и составляет соответственно 4,3 %, 1,6 и 4,4 %.

Загрязнение земель стронцием-90 носит более локальный характер, по сравнению с цезием-137. В результате чернобыльской катастрофы радиоактивному загрязнению стронцием подверглись территории трех областей республики. Однако площади загрязненных земель, их удельный вес по областям значительно различаются. 96% сельскохозяйственных земель, загрязненных стронцием-90, находятся в Гомельской области. В Могилевской и Брестской областях доля их незначительна и составляет соответственно 3,5 % и 0,03%.

Таким образом, загрязнение территорий Республики Беларусь цезием-137 носит повсеместный и неравномерный характер, загрязнение стронцием-90 – локальный.

Производство сельскохозяйственной продукции осуществляется при плотности загрязнения почвы цезием-137 1 –  $40 \text{ Ки/км}^2$  ( $37\text{--}1480 \text{ кБк/м}^2$ ) и стронцием-90 0,15 –  $3 \text{ Ки/км}^2$  ( $5,55\text{--}111 \text{ кБк/м}^2$ ).

### **2.2.2 Процессы поведения искусственных радионуклидов в почве. Факторы, влияющие на поведение**

Искусственные радионуклиды поступают в почву с атмосферными выпадениями и с радиоактивными отходами. Радионуклиды глобальных выпадений и радионуклиды Чернобыльской аварии поступали в почву в составе аэрозолей, частиц и в растворенном виде. Они не изменяют физико-химического состава почвы, потому что находятся в ультрамикроразбавлениях и сосредоточены в верхнем 30-ти сантиметровом слое почвы. При максимальной концентрации в верхних слоях.

*Цезий-137* – степень окисления +1, в почвенном растворе находится в виде катиона. Цезий имеет самый большой радиус среди одновалентных катионов, хорошо растворим в воде. Носителями цезия является

калий и стабильный цезий. В почвах в присутствии калия поведение цезия аналогично поведению калия. Без калия цезий ведет себя как радиоколлоид. За счет большого радиуса цезий адсорбируется глинистыми минералами прочнее, чем калий.

*Стронций-90* – степень окисления +2. В почвенном растворе находится в виде иона  $\text{Sr}^{2+}$ . Носители стронция – кальций и стабильный стронций. Поведение стронция в присутствии носителей подобно их поведению. Стронций образует бикарбонаты. Растворимость бикарбонатов стронция выше, чем бикарбонатов кальция, поэтому стронций более подвижен, чем кальций.

*Церий-144* – степень окисления +3. Не имеет носителей, малоподвижен в почве.

*Рутений-106* – степень окисления +4, +3, +6, +8. Не имеет носителей.

*Плутоний* – поведение подобно урану и торью, т.е. в почве он малоподвижен. Степень окисления +3, +4, +5, +6, +7. В растворе присутствует в виде комплексных катионов и в виде гидроокиси. Плутоний-241 является материнским радионуклидом америция-241, который появляется в результате распада плутония. *Америций-241* – это альфа-излучатель, период полураспада – 433 года.  $\text{Am}(\text{OH})_3$  более подвижен в почве, чем  $\text{Pu}(\text{OH})_4$ .

В почве радионуклиды включаются во все почвенные процессы. Основной процесс – *сорбция*, т.е. процесс поглощения радионуклидов почвой. Это сложный процесс, который зависит от многих факторов. Сорбция радионуклидов в почве имеет двоякое значение при их миграции в биосфере: закрепление радионуклидов в корнеобитаемом слое способствует длительному поступлению их в растительность, и сильная сорбция радионуклидов почвенными частицами ограничивает их поступление в растения; миграция радионуклидов, т.е. перераспределение радионуклидов по профилю или в горизонтальном направлении. Чем прочнее сорбция радионуклидов в верхних слоях почвы, тем медленнее их миграция. Для большинства радионуклидов, поглощение их почвой определяется процессами их распределения между твердой и жидкой фазами.

Поглощение осуществляется за счет следующих основных взаимобратимых процессов:

*1. сорбция = десорбция.*

Сорбция – поглощение радионуклидов твердыми частицами почвы из почвенного раствора.

Десорбция – выделение или переход радионуклидов из твердых частиц в почвенный раствор.

Адсорбция – поглощение радионуклидов из почвенного раствора поверхностным слоем частиц.

*2. осаждение = растворение.*

Осаждение – образование трудно растворимых и нерастворимых соединений.

*3. коагуляция = пептизация.*

Коагуляция – образование крупных коллоидов или частиц. Пептизация – распад крупных и сложных соединений на более мелкие и простые.

На подвижность радионуклидов в почве оказывают влияние 4 группы факторов:

1) свойства почвы (тип почвы, минералогический и гранулометрический состав почвы, состав и содержание органического вещества, кислотность и буферность, емкость поглощения и степень насыщения основаниями, концентрация и состав обменных ионов в почвенном растворе, содержание и состав микроорганизмов, растительный покров ценоза);

2) характеристика радионуклидов и форма их поступления и нахождения в почве (физико-химические свойства радиоактивных выпадений, равномерность распределения их в почве, устойчивость к действию природных факторов и микроорганизмов, степень дисперсности, растворимость, величина заряда иона, способность образовывать комплексы и нерастворимые соединения);

3) погодные-климатические условия (сумма положительных температур и продолжительность сезона с положительными температурами, годовое количество осадков и их распределение по сезонам, сезон года, когда происходит радиоактивное загрязнение);

4) ландшафтные условия (наличие пониженных или повышенных участков, близость расположения грунтовых вод и т. д.).

### 2.2.3 Виды поглотительной способности почвы и тип поведения радионуклидов

Способность почвенных частиц или почвенных коллоидов поглощать из почвенного раствора различные ионы и удерживать их в связанном состоянии называется *поглотительной способностью почв или сорбцией*.

Установлено, что поведение радионуклидов в почве значительно зависит от поглотительной способности почвы. К.К. Гедройц в 1932 году выделил 5 видов поглотительной способности почв:

**1. Механическая поглотительная способность** – способность почвы задерживать в тонких капиллярах минеральные и органические коллоидные частицы во взвешенном состоянии. Она зависит от механического состава, структурного состояния, плотности и пористости почв.

**2. Физическая поглотительная способность** – поглощение почвой из почвенного раствора молекул электролитов, продуктов гидролиза слабых кислот и сильных оснований.

Возникает вследствие того, что на границе соприкосновения почвенных частиц и почвенного раствора появляется свободная поверхностная энергия, величина которой тем больше, чем выше степень раздробленности твердого вещества и больше удельная поверхность частиц. Она вызывает притяжение или отталкивание поверхностью частиц целых молекул. При этом происходит чисто физическое поглощение

почвой целых молекул без качественного их изменения. Она зависит от величины суммарной поверхности частиц твердой фазы почвы. Глинистые почвы обладают большей поглотительной способностью, чем песчаные, так как содержат большое количество тонкодисперсных частиц. К поверхности отрицательно заряженных почвенных частиц активно притягиваются молекулы воды, ионы щелочных элементов (одновалентные натрия, калий, цезий). Ионы щелочноземельных элементов (двухвалентные) притягиваются слабее.

**3. Химическая поглотительная способность** – способность почвы удерживать и закреплять ионы с образованием труднорастворимых соединений, которые возникают при химических реакциях. Анионы  $\text{CO}_4$ ,  $\text{CO}_3$  и  $\text{PO}$  взаимодействуют с различными соединениями, в т. ч. солями цезия и стронция с образованием нерастворимых соединений, которые переходят из раствора в твердую фазу.

**4. Биологическая (избирательная) поглотительная способность** обусловлена жизнедеятельностью организмов, которые в процессах питания избирательно поглощают и закрепляют в своем организме различные вещества, а при их отмирании обогащается почва элементами зольного (калий, кальций, кремний) и азотного питания (органическое вещество).

**5. Физико-химическая или обменная поглотительная способность** – это способность почвы обменивать часть катионов твердой фазы на эквивалентное количество катионов, находящихся в почвенном растворе. Оказывает основное влияние на поведение радионуклидов в почве.

По типу поведения в цепи «почва-растение» радионуклиды классифицируются следующим образом: 1 группа – необменный тип поведения – цинк  $2+$ , кадмий  $2+$ , кобальт  $2+$ . Механизмы закрепления в почве – адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органоминеральными лигандами (на поверхности частиц); 2 группа – обменный тип поведения – натрий $+$ , рубидий $+$ , стронций  $2+$ . Механизм закрепления в почве – ионный обмен (не прочно закрепленные); 3 группа – цезий $+$  – тип поведения – обменный в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях. Механизм закрепления в почве – необменное поглощение; 4 группа – многоформный тип поведения – иод  $+$ , цирконий  $4+$ , церий  $4+$ , железо  $3+$ , рутений  $4+$ . Механизм закрепления в почве – комплексобразование и коагуляция.

Радионуклиды по подвижности в почве разделяются на 4 группы: 1 – очень малоподвижные (цинк  $2+$ , кадмий  $2+$ , кобальт  $2+$ ); 2 – малоподвижные (итрий  $3+$ , церий  $4+$ , железо  $3+$ , цирконий  $4+$ , цезий  $3+$ ); 3 – подвижные (рубидий  $+$ , рутений  $4+$ , стронций  $2+$ ); 4 – сильноподвижные (иод  $+$ ).

#### **2.2.4 Обменное поглощение (адсорбция) радионуклидов почвенно-поглощающим комплексом (на поверхности частиц)**

**Обменное поглощение** – это способность почвенных коллоидов поглощать на своей поверхности катионы или молекулы из почвенного раствора в обмен на эквивалентное количество своих катионов.

В почве соли и другие соединения диссоциируют с образованием ионов (например,  $\text{KNO}_3 \rightarrow \text{K}^+ + \text{NO}_3^-$ ).

Среди ионов почвенного раствора максимальная обменная способность у  $\text{H}^+$  (его много на кислых почвах).

Чем выше кислотность почвенного раствора, тем больше  $\text{H}^+$  адсорбируется на коллоидах и тем меньше адсорбируется других катионов (в т. ч. и радионуклидов). Ионы радионуклидов остаются в почвенном растворе, тем самым более активно поглощаются корнями растений.

Обменное поглощение оказывает основное влияние на поведение радионуклидов в почве. Процессы обменного поглощения происходят на поверхности частиц. Обменной поглотительной способностью обладает тонкодисперсная фракция или почвенно-поглощающий комплекс (ППК). Обменное поглощение радионуклидов подчиняется основным закономерностям ионного обмена. Характер взаимодействия радионуклидов с ППК можно представить схемой обменной реакции:



где ППК – почвенно-поглощающий комплекс;

M – ионы элементов ППК;

m – ионы радионуклидов.

Эта реакция обратима, т.е. после поглощения катиона радионуклида почвенно-поглощающим комплексом он может снова вытесняться в почвенный раствор из ППК. Реакция обмена происходит до установления равновесия, которое может смещаться при изменении состава катионов почвенного раствора. Изменение концентрации ионов почвы может существенно влиять на распределение ионов радионуклидов в почве (например, при внесении минеральных удобрений). Однако изменение концентрации радионуклидов практически не влияет на распределение ионов ППК.

Процессы обменного поглощения обычно происходят на поверхности частиц ППК. Обменной поглотительной способностью обладает тонкодисперсная фракция почвы или ППК, состоящая из 2-х частей:

1 часть – цеолитная (водорастворимые алюмосиликаты сложного состава, куда входят кальций, натрий, калий);

2 часть – гуматная (гуминовые и фульвокислоты).

В состав ППК входят также органические частицы, неорганические и кристаллические соединения, органоминеральные комплексы и другие соединения. Поглощительную обменную способность почвы обеспечивают почвенные коллоиды – это сложные органические, минеральные и органоминеральные соединения. В большинстве почв преобладают минеральные коллоиды.

Органические коллоиды состоят из гуминовых, фульвокислот и их солей. Гуматы одновалентных катионов (натрий, калий, цезий) хорошо растворимы в воде. Гуматы двухвалентных катионов нерастворимы в воде. Фульвокислоты и их соли более подвижны и растворимы в воде и минеральных кислотах. Чем больше в почвенном растворе гуминовых кислот, тем выше сорбция. Минеральные или неорганические коллоиды представлены глинистыми минералами группы каолинита, монтмориллонита, слюд, гидрослюд, аморфными соединениями алюминия и железа и кремниевой кислотой. Монтмориллонитовые глины высоко дисперсны, обладают высокой набухаемостью, липкостью и вязкостью. Каолинит –  $Al_2Si_2O_5(OH)_4$ . Обладает меньшей дисперсностью, набухаемостью и липкостью. Гидрослюды образуются из полевых шпатов и слюд – иллит, гидромусковит, гидробиотит.

Эти 3 группы минералов различаются по строению кристаллической решетки. В почве они находятся в виде кристаллов размером от нескольких мкм до десятых и сотых мкм. Благодаря высокой дисперсности они обладают высокой поглощительной способностью. В дерново-подзолистых почвах и черноземах, сформированных на суглинках, преобладают монтмориллонит и слюды.

Минералы группы каолинита имеют двухслойную кристаллическую решетку, которая состоит из слоя кремнекислородных тетраэдров и слоя алюмо-кислородно-гидроксильных октаэдров. В кремнекислородном слое вершины тетраэдров повернуты в одну сторону и являются «кислородными мостиками», связывающими тетраэдрический и октаэдрический слои:  $O^{2-}$  одновременно связан с атомами  $Si^{4+}$  и  $Al^{3+}$ .

Монтмориллонит состоит из трехслойных пакетов: октаэдрический слой заключен между двумя тетраэдрическими. Межпакетные расстояния могут изменяться в зависимости от количества поглощенной воды. Способность монтмориллонита к набуханию значительна. Структура монтмориллонита отвечает химической формуле  $Al_4Si_8O_{20}(OH)_4 \cdot nH_2O$ . В этой формуле  $nH_2O$  – вода, разделяющая пакеты. Чем больше слоев в кристаллической решетке, и чем больше межпакетное расстояние, тем глубже проникают радионуклиды вглубь кристаллической решетки и тем прочнее сорбция.

Почвенные частицы глинистого происхождения имеют отрицательный заряд, возникновение которого связано с изоморфным замещением ионов.

### **2.2.5 Необменное поглощение (сорбция) радионуклидов (на примере фиксации цезия-137 в кристаллических решетках почвенных минералов)**

Необменное поглощение радионуклидов осуществляется минеральными коллоидами почвы, имеющие отрицательный заряд. Наилучшими свойствами к необменному поглощению обладают минералы группы монтмориллонита и группы гидрослюд. Необменно фиксируются преимущественно одновалентные катионы, ионные радиусы которых близки или немного больше радиуса межклеточного (межпакетного) пространства кристаллических решеток. Известно, что чем больше ионный радиус катиона, тем прочнее его поглощение или сорбция в минералах.

К настоящему времени известно, что цезий-137 прочно фиксируется в кристаллических решетках глинистых слоистых минералов и гидрослюд, поэтому со временем из водорастворимой формы он переходит в прочносвязанную форму и становится менее подвижен в почве и менее доступен для усвоения корневыми системами растений. Прочность сорбции цезия в глинистых минералах и гидрослюдах зависит от строения кристаллической решетки.

Среди глинистых минералов наиболее прочно цезий фиксируют, *во-первых*, минералы группы монтмориллонита: монтмориллонит, бейделлит и др. Эти минералы высокодисперсны, обладают высокой набухаемостью, липкостью, вязкостью; *во-вторых*, минералы группы каолинита: каолинит, галлуазит и др. Эти минералы имеют большую дисперсность, набухаемость и липкость. (калий не входит в химический состав минералов. Он появляется в процессе изоморфного (неэквивалентного) замещения катионов алюминия в кристаллической решетке); *в-третьих*, гидрослюды (они образованы из полевых шпатов и слюд): гидромусковит (иллит), вермикулит и др.

Эти три группы минералов находятся в почве в виде кристаллов очень малых размеров (от нескольких микрометров до сотых и тысячных долей микрометра), они имеют отрицательный заряд, большую поверхность и обладают высокой поглощительной способностью. Однако, эти три группы минералов различаются по строению кристаллических решеток. Атомы в решетках расположены в определенном порядке и формируют слои. Кристаллическая решетка глинистых минералов состоит из атомов кремния, кислорода, алюминия и водорода. Кремний и кислород формируют кремнекислородные слои – тетраэдры. Атомы алюминия, кислорода и водорода формируют алюмогидроксильные слои – октаэдры. Такие слои образуют кристаллическую решетку или пакет, состоящую из 2 или 3 слоев, между которыми имеется свободное (межпакетное) пространство. Так, у каолинита решетка состоит из 2 слоев: 1-й слой – кремнекислородный (тетраэдры), 2-й – алюмогидроксильный (октаэдры). У монтмориллонита решетка имеет 3 слоя – средний слой алюмогидроксильный, а 2 наружных слоя – кремнекислородные. Межпакетное пространство (расстояние между слоями) у каолинита 0,715 нм, у монтмориллонита – 0,94–2,14 нм.

Пространство может изменяться в зависимости от поглощенной воды.

Известно, что чем больше слоев и чем больше расстояние между слоями, тем глубже проникают ионы из почвенного раствора в кристаллическую решетку и тем прочнее в ней закрепляется.

Почвенные частицы глинистого происхождения имеют отрицательный заряд, возникновение которого связано с изоморфным (неравнозначным) замещением ионов в алюмогидроксильных и кремнекислородных слоях. Часть 4-валентных ионов кремния кремнекислородного слоя может изоморфно замещаться из раствора почвы 3-валентными ионами алюминия. Аналогично часть 3-валентных ионов алюминия алюмогидроксильного слоя может быть замещена 2-валентными ионами магния. Поэтому заряд компенсируется одновалентными ионами почвенного раствора, т.е. калием, натрием. Эти катионы способны компенсировать заряд на внешней поверхности решетки и внутри решетки, а также способны к эквивалентному обмену на любые одновалентные катионы, находящиеся в почвенном растворе, в том числе и на катионы цезия, поэтому цезий может фиксироваться в кристаллических решетках по типу изоморфного замещения калия. Чем больше катионов калия в почвенном растворе, тем больше его обменных катионов содержится в почвенных минералах, и тем интенсивнее происходит обмен и фиксация цезия в кристаллической решетке (цезий фиксируется сильнее калия, т.к. у него ионный радиус больше).

У монтмориллонита изоморфное замещение К происходит преимущественно внутри и частично на поверхности решетки, поэтому он имеет высокую поглотительную необменную способность или сорбцию.

У каолинита изоморфное замещение происходит только на внешней поверхности решетки. Цезий имеет больший ионный радиус, чем у калия и натрия, поэтому он проникает глубже и прочнее фиксируется.

Таким образом, большая часть одновалентного цезия фиксируется в почве по типу необменной сорбции в кристаллических решетках глинистых минералов. Незначительная часть цезия может обменно фиксироваться на поверхности глинистых частиц (каолинита), а также на органических коллоидах. Поэтому подвижность цезия со временем значительно снижается и уменьшается его поступление в корни растений. Ионы двухвалентного стронция не участвуют в ионно-обменных реакциях с ионами глинистых коллоидов. Поэтому стронций не фиксируется в кристаллических решетках, а фиксируется обменно на поверхности органоминеральных комплексов, поэтому подвижность стронция в почве и доступность для корней растений высокая и не снижается со временем. С гуминовыми кислотами стронций образует нерастворимые гуматы, а с фульвокислотами – легко растворимые коллоиды.

Характеристика некоторых минералов по способности поглощать ионы радионуклидов цезия (сорбция) и выделять их в почвенный раствор (десорбция) приведена в табл. 9.

Таблица 9. Сорбция и десорбция цезия-137 минералами почвы

Группа минералов	Тип минерала	Сорбция, % от внесенного	Десорбция, % от поглощенного (0,5 NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> )
Монтмориллонитовая	Асканит	99,37	4,94
	Гумбрин	99,33	7,84
	Бентонит	98,37	8,34
Каолинитовая	Каолинит	98,70	56,40
	Вермикулит	99,61	12,62
Гидрослюды	Гидрофлогонит	99,51	10,03
	Слюды	Мусковит	95,10
Полуторные оксиды	Флогонит	99,55	9,40
	Гидрогетит	69,39	39,10

Поведение радионуклидов в цепи «почва–растение» характеризует *коэффициент распределения*, который выражается через отношение количества радионуклида, сорбированного 1 г почвы к его содержанию в 1 мл раствора после установления равновесия между раствором и почвой (или между твердой и жидкой фазой почвы).

Коэффициент распределения (K<sub>p</sub>) определяется по формуле:

$$K_p = \frac{(a_0 - a_1) \cdot V}{a_1 \cdot d},$$

где a<sub>0</sub> и a<sub>1</sub> – активность раствора до и после сорбции,

V – объем раствора,

d – навеска почвы.

Чем выше значение коэффициента распределения, тем прочнее сорбция. В зависимости от свойств почвы и радионуклидов прочность их связи с ППК неодинакова. Например, K<sub>p</sub> стронция-90 на дерново-подзолистой почве составляет 40, а на черноземе – 430, для цезия-137 он значительно выше и составляет 200 на дерново-подзолистой почве и 10000 на черноземе, т.е. цезий-137 прочнее поглощается ППК на этих почвах, чем стронция-90.

## 2.2.6 Влияние физико-химических свойств радионуклидов на их сорбцию в почве

Среди физико-химических характеристик наибольшее влияние на поведение радионуклидов в почве оказывают свойства радиоактивных выпадений и равномерность распределения их в почве, степень дисперсности и растворимость выпадений, атомная масса и величина заряда иона радионуклида, способность радионуклида образовывать комплексные и нерастворимые соединения, а также способность радионуклидов к изоморфному замещению элементов в кристаллических решетках почвенных минералов.

Распределение радионуклидов между твердой и жидкой фазами зависит от физико-химического состояния и свойств радионуклидов: величины и знака заряда иона, формы соединений, способности к адсорбции, комплексобразованию, гидролизу и др. Ионы элементов ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Cs}^+$  и др.), имеющие ионные потенциалы (отношение заряда иона к ионному радиусу)  $Z/r < 1,4$  распределяются (мигрируют) в катионной форме в виде истинных растворов. Ионы элементов ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Am}^{3+}$ ,  $\text{Np}^{3+}$  и др.) с параметрами  $1,4 < Z/r < 3,0$  передвигаются также в катионной форме в виде истинных растворов, но при увеличении pH могут образовывать труднорастворимые гидроксиды и основные соли, а в присутствии ионов карбоната ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) – труднорастворимые карбонаты, поэтому могут находиться также в виде коллоидов и взвесей. Ионы элементов ( $\text{Y}^{3+}$ ,  $\text{Zr}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ru}^{4+}$ ,  $\text{Ce}^{4+}$ ,  $\text{Pu}^{4+}$  и др.) с параметрами  $3 < Z/r < 7$  обладают высокой чувствительностью к реакции почвенного раствора, образуют труднорастворимые гидроксиды, более подвижны в щелочной среде и находятся в почве в виде комплексных соединений, коллоидов и взвесей. При значении  $Z/r > 7$  элементы находятся в форме анионов в виде истинных растворов.

Необходимое поглощение радионуклидов происходит в кристаллических решетках глинистых минералов, при этом неизбежно фиксируются одновалентные катионы, ионные радиусы которых близки или немного больше радиуса межклеточного пространства кристаллических решеток минералов. Например, ионные радиусы  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Cs}^+$  составляют, соответственно  $1,33 \cdot 10^{-10}$ ;  $1,43 \cdot 10^{-10}$ ;  $1,49 \cdot 10^{-10}$  и  $1,65 \cdot 10^{-10}$  метра. Известно, что чем больше ионный радиус одновалентного катиона, тем прочнее его сорбция в минералах.

По типу поведения в цепи «почва-растение» радионуклиды классифицируются следующим образом: 1-я группа:  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ . Тип поведения – необменный. Механизмы закрепления в почве – адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органоминеральными лигандами. 2-я группа:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ . Тип поведения – обменный. Механизм закрепления в почве – ионный обмен. 3-я группа:  $\text{Cs}^+$ . Тип поведения – обменный в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях. Механизм закрепления в почве – необменное поглощение. 4-я группа:  $\text{I}^+$ ,  $\text{Zr}^{4+}$ ,  $\text{Ce}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ru}^{4+}$ . Тип поведения – многоформный. Механизм закрепления в почве – комплексобразование и коагуляция.

Наряду с приведенной классификацией радионуклиды по подвижности в почве разделяются на 4 группы: 1) очень малоподвижные –  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ; 2) малоподвижные –  $\text{Y}^{3+}$ ,  $\text{Ce}^{4+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Zr}^{4+}$ ,  $\text{Cs}^{3+}$ ; 3) подвижные –  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Ru}^{4+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ; 4) сильноподвижные –  $\text{I}^+$ .

Радионуклиды, поступившие в почву в водорастворимой форме и в составе тонкодисперсных радиоактивных частиц, активно и быстро включаются в почвенные процессы. При этом одновалентные ионы цезия вступают в ионно-обменные реакции с ионами глинистых частиц почвенно-поглощающего комплекса, где прочно фиксируются, изоморфно замещая калий в кристаллических решетках. Ионы двухвалентного стронция-90 практически не участвуют в таких ионно-обменных реакциях, поэтому стронций-90 не поглощается глинистыми минералами ППК и находится в почве преимущественно в подвижном состоянии.

## 2.2.7 Влияние агрохимических характеристик почвы на сорбцию радионуклидов

Из свойств почвы наибольшее влияние на поведение радионуклидов оказывают агрохимические показатели (кислотность почвенного раствора, емкость поглощения и состав обменных катионов, содержание органического вещества), а также минералогический и гранулометрический состав почвы (состав почвенных минералов и размер почвенных частиц).

Кислотность почвы зависит от концентрации в почвенном растворе ионов  $\text{H}^+$  и  $\text{Al}^{3+}$ . Ионы  $\text{H}^+$  обладают высокой способностью к замещению поглощенных в ППК ионов химических элементов, в том числе и ионов радионуклидов. В почвах с кислой реакцией раствора происходит неполная адсорбция радионуклидов ППК и возрастает их подвижность. Разные ионы оказывают неодинаковое влияние на сорбцию радионуклидов. По влиянию на сорбцию стронция-90 они располагаются в следующий убывающий ряд:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ . Двух- и трехвалентные ионы располагаются в ряд:  $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+}$ , таким образом, чем больше в почве двух- и трехвалентных ионов, тем прочнее сорбция Sr-90. На сорбцию цезия-137 значительно влияют одновалентные катионы, это указывает на необратимый характер сорбции. По влиянию на сорбцию цезия-137 катионы располагаются в убывающий ряд:  $\text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+$ . Анионы  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{CO}_3^{2-}$  увеличивают сорбцию Sr-90, образуя с ним нерастворимые фосфаты, карбонаты и сульфаты. Эти анионы незначительно усиливают сорбцию цезия-137.

Общее количество катионов, которое может быть вытеснено из почвы, называется *емкостью*

**поглощения или емкостью катионного обмена**, которая зависит от минералогического и гранулометрического состава почвы, а также от содержания гумуса. Органическая часть почвы обладает более высокой поглотительной способностью, чем минеральная, однако, в мелкодисперсной фракции преобладают минеральные коллоиды. Общее содержание поглощенных катионов оснований (кроме водорода и алюминия) называется суммой обменных оснований, на долю которых в черноземах приходится 80–90%. В дерново-подзолистых почвах 50% и более приходится на ионы водорода и алюминия. **Установлено, что чем больше емкость катионного обмена и сумма обменных оснований, тем прочнее сорбция радионуклидов, поэтому максимальная сорбция у черноземов.**

Каждая почва в естественном состоянии содержит определенное количество обменно-поглощенных катионов, среди которых могут преобладать  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  или  $Al^{3+}$  и  $H^+$ , поэтому почвы могут быть щелочными или кислыми. Различные почвы имеют закономерное сочетание основных почвенных показателей. Например, черноземы характеризуются повышенным содержанием физической глины, ила, гумуса, обменных катионов, большой емкостью поглощения, преобладанием минералов монтмориллонитовой группы, а дерново-подзолистые, наоборот, отличаются невысоким содержанием питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низкой рН, малым содержанием гумуса. Поэтому более прочно радионуклиды закрепляются в черноземах и слабее всего в дерново-подзолистых песчаных и торфяно-болотных почвах. **Установлено, что во всех типах почв  $^{137}Cs$  фиксируется более прочно, чем  $^{90}Sr$ .**

Чем выше насыщенность почвы основаниями, тем меньше кислотность и выше буферность почвы. **Буферность** – это способность почв противостоять изменению реакции почвенного раствора при появлении в нем ионов  $H^+$  и  $OH^-$ . Высокой буферностью обладают тяжелые черноземные почвы.

Известно, что чем больше в почве органических веществ, тем выше сорбция. **Лучшими сорбентами являются фульвокислоты и гуминовые кислоты.** Фульвокислоты образуют анионные комплексы с тяжелыми металлами и радионуклидами, которые хорошо растворимы. Фульвокислоты образуют также комплексы, содержащие кальций, железо и алюминий, которые находятся в почве в растворимом и нерастворимом состоянии. Гуминовые кислоты имеют высокую емкость катионного обмена (500–700 мг-экв./100г органического вещества) и образуют хелаты, т.е. соединения с тяжелыми металлами и радионуклидами. Установлено, что 1 г гуминовой кислоты при рН=5-6 сорбирует 34 мг свинца, 350 мг ртути, 29 мг цезия, 17 мг стронция и ряд других элементов. **С гуминовыми кислотами цезий и стронций образуют гуматы и гуматные комплексы, которые плохо растворимы. Комплексы радионуклидов с гуминовыми кислотами в 1,5–3 раза прочнее, чем с фульвокислотами.** Органическое вещество в почве образует стойкие комплексы с трансурановыми элементами, кроме этого трансурановые элементы могут образовывать с органическим веществом подвижные соединения хелатного типа. Большим запасом органического вещества обладают торфяно-болотные почвы, в них примерно 20% Cs-137 соединяется с гуминовыми кислотами, а Sr-90 – преимущественно с подвижными фульвокислотами.

Сорбция радионуклидов в почве зависит от плотности и ботанического состава растительного покрова. На естественных травянистых фитоценозах радионуклиды поглощены в верхнем дернинном слое. В лесных ценозах радионуклиды непрочно поглощаются лесной подстилкой, из которой быстро мигрируют в верхние слои минеральной почвы, где прочно фиксируются. На сорбцию радионуклидов в естественных ценозах влияет интенсивность отмирания наземной массы и минерализация органического вещества, а также содержание и состав микроорганизмов, участвующих в разложении органического вещества. Микроорганизмы накапливают в своих клетках радионуклиды, которые после их гибели вновь поступают в почву и почвенный раствор.

**Прочность сорбции радионуклидов возрастает в ряду почв: дерново-подзолистые супесчаные > дерново-подзолистые суглинистые и черноземные.** В этом ряду почв возрастает дисперсность частиц, содержание глинистых минералов, органического вещества и катионов кальция и калия. Таким образом, чем выше плодородие почвы, тем прочнее сорбция радионуклидов

Наибольшее влияние среди погодно-климатических условий оказывают сумма положительных температур и продолжительность сезона положительных температур, годовое количество осадков и их распределение по сезонам года. Чем выше температура и чем больше выпадает осадков в весенне-летний период, тем ниже сорбция радионуклидов.

Подвижность радионуклидов в почве зависит и от режима увлажнения почв. Например, на переувлажненных песчаных и торфяных почвах в Наровлянском и Лельчицком районах Гомельской области высокая степень загрязнения травяных кормов наблюдается даже при относительно низких плотностях загрязнения почв радионуклидами.

Большинство катионов, в том числе и радионуклидов, прочнее поглощаются слабощелочными почвами аридной зоны и слабее поглощаются кислыми почвами гумидной зоны, т.е. сорбция зависит от природно-климатической зональности.

### 2.2.8 Формы нахождения радионуклидов в почве и их доступность растениям

Радионуклиды в почве находятся в малых концентрациях и в различных формах. Например, при плотности загрязнения почвы  $1 \text{ Ки/км}^2$  ( $37 \text{ Кбк/м}^2$ ) массовая концентрация цезия-137 составляет  $3,9 \cdot 10^{-12}\%$ , а

стронция-90 –  $2,4 \cdot 10^{-12}\%$ , поэтому они, попадая в почву, не изменяют ее основные агрохимические свойства. Установлено, что при поступлении в растения имеет значение не общее содержание радионуклидов в почве, а формы их нахождения в почве, от которых зависит их подвижность и доступность для корневой системы. По подвижности в почвах радионуклиды разделяются на 4 группы: 1) сильноподвижные (йод, сера и др.); 2) подвижные (натрий, рубидий, стронций, рутений и др.); 3) малоподвижные (церий, железо, цирконий, цезий и др.); 4) практически неподвижные (цинк, кобальт и др.).

Для оценки прочности связи радионуклида с почвой определяют содержание различных форм цезия-137 и стронция-90 в почве методом последовательного экстрагирования различными растворителями. Легкодоступные для растений формы радионуклидов извлекаются из почвы водой (водорастворимая) и 1М раствором уксуснокислого аммония (обменная). Подвижные формы радионуклидов, извлекаемые 1М раствором соляной кислоты, только частично могут поглощаться растениями и являются для них потенциально доступным резервом. Неподвижные (фиксированные) формы радионуклидов недоступны растениям и освобождаются лишь при обработке почвы 6М раствором соляной кислоты (прочнотфиксированные формы).

Формы нахождения радионуклидов в почве непостоянны, т.е. они изменяются с течением времени. При длительном пребывании радионуклидов в почве на перераспределение их форм оказывают влияние сорбционные процессы радионуклидов в почве.

В первые годы после аварии радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  находились преимущественно в водорастворимой и обменной формах, т.е. в доступном для поглощения корнями растений состоянии. Степень окисления цезия равна 1+, в почвенном растворе он присутствует в виде катиона. Цезий-137 имеет наибольший радиус среди других одновалентных катионов, поэтому он адсорбируется глинистыми минералами прочнее, чем его химический аналог калий. Исследования показали, что доступность радиоцезия существенно уменьшилась к настоящему времени вследствие процессов необменной фиксации его почвой. За период 1987 по 1994 год доля фиксированной формы  $^{137}\text{Cs}$  увеличилась более чем в 2 раза и составляла 70–84 % общего содержания. Для  $^{90}\text{Sr}$ , наоборот, характерно преобладание легкодоступных для растений форм, которые составляли 53–87 % от общего содержания и имеют тенденцию к повышению во времени. Стронций-90 имеет степень окисления 2+, в почвенном растворе он находится в виде катионов. Растворимость бикарбоната стронция выше, чем бикарбоната кальция, поэтому в почве стронций более подвижен, чем кальций.

В последние годы не наблюдалось значительных изменений в перераспределении форм нахождения радионуклидов в почве, т.е. установилось динамическое равновесие форм. Таким образом, **более 90 %  $^{137}\text{Cs}$  в настоящее время находится в фиксированной форме. В то же время более 80 %  $^{90}\text{Sr}$  находится в обменной и водорастворимой формах.**

Следует отметить, что со временем происходит разрушение, или деструкция, «горячих» частиц, содержащих цезий, стронций и плутоний. После выхода из частиц цезий-137 быстро связывается глинистыми минералами верхних слоев почвы и переходит в фиксированную форму. Стронций-90 не фиксируется глинистыми минералами и входит в состав почвенного раствора в подвижном состоянии, увеличивая процентное содержание водорастворимой и обменной форм.

Церий-144 малоподвижен в почве. Рутений-106 плохо поглощается почвой, поэтому на дерново-подзолистых супесчаных почвах в связанной форме находится около 50 % рутения-106, а на других почвах не более 60 %. Рутений-106 образует комплексы с органическим веществом, находится в почве в виде коллоидов и интенсивно мигрирует по профилю почвы.

Поведение плутония в почве подобно поведению естественного радиоактивного тория. **Около 80 % изотопов плутония находится в аморфной форме**, т.е. плутоний входит в состав аморфных соединений, покрывающих в виде пленок минеральные частицы. Остальные 20 % плутония находятся в обменной (около 14 %), подвижной (4,5 %) и водорастворимой (1 %) формах. Наиболее растворимы и подвижны соединения плутония, в которых он находится в степени окисления 5+ и 6+. Америций-241 находится в почве преимущественно в подвижной и водорастворимой форме. Установлено, что гидрооксиды америция и кюрия более растворимы и подвижны в почве, чем гидрооксиды плутония.

### 2.2.9 Вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов

Радионуклиды, осевшие на поверхность почвы, включаются в миграционные процессы, такие как вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов. **Вертикальная миграция – это совокупность процессов, вызывающих перераспределение радионуклидов вглубь по профилю почвы.** Перемещение радионуклидов по профилю почвы, во-первых, изменяет их распределение в корнеобитаемом слое; во-вторых, приводит к снижению уровня радиации над поверхностью почвы; в-третьих, приводит к уменьшению интенсивности выдувания и вымывания радионуклидов; в-четвертых, создает возможность загрязнения грунтовых вод радионуклидами. Интенсивность вертикальной миграции зависит от свойств почвы, от свойств радионуклидов, от вида биоценоза и других факторов. **Вертикальная миграция осуществляется при следующих процессах: 1) конвективный перенос с током воды (конвекция); 2) диффузия свободных и адсорбированных ионов; 3) механический перенос на частицах почвы; 4) перенос на коллоидных частицах (лессиваж); 5) перенос по корневым системам растений.** Эти процессы неравнозначны, среди них наиболее значимы конвекция и диффузия. **Конвекция — это перенос**

**радионуклидов восходящими и нисходящими потоками пара или жидкости.** Конвекция приводит к перемещению и увеличению максимальной концентрации радионуклидов в нижележащих профильных слоях. **Диффузия — это самопроизвольное выравнивание концентрации радионуклидов при соприкосновении с частицами почвы.** Диффузия вызывает расширение зоны нахождения радионуклидов с одновременным уменьшением максимальной концентрации. Конвекция и диффузия тесно связаны с поглощением и прочностью закрепления радионуклидов твердой фазой почвы. Чем прочнее сорбция радионуклидов в почве, тем слабее эти два процесса. Конвекция и диффузия характерны для водорастворимой и частично для обменной форм радионуклидов в почве. Механический перенос происходит в результате роющей деятельности почвенной фауны, деятельности человека (при вспашке и рыхлении почвы), а также с током воды и пыли по трещинам и разломам почвы. Механический перенос характерен для всех форм радионуклидов.

В одной и той же почве разные радионуклиды имеют разную скорость миграции и разные коэффициенты миграции. **Установлено, что коэффициенты миграции  $^{137}\text{Cs}$  на 1–2 порядка ниже, чем коэффициенты миграции  $^{90}\text{Sr}$ .** Значения коэффициентов миграции для цезия-137 составляют от  $5,4 \cdot 10^{-10}$  до  $5,8 \cdot 10^{-8}$ , а для стронция-90 – от  $4,0 \cdot 10^{-8}$  до  $3,1 \cdot 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с. **По величине коэффициентов миграции  $^{90}\text{Sr}$  почвы располагаются в следующий убывающий ряд: дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая суглинистая > торфяно-болотная > чернозем.** Убывающий ряд почв по величине коэффициента миграции  $^{137}\text{Cs}$ : **торфяно-болотные > дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая суглинистая > чернозем.** Миграция зависит от гидроморфности почвы, при этом максимальная миграция радионуклидов наблюдается на дерново-глеевых, дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах, где стронций мигрирует интенсивнее, чем цезий. **Основная масса радионуклидов (до 90 %) на необрабатываемых почвах находится в верхнем 0–10 сантиметровом слое (суглинистые почвы) или в 0–15-сантиметровом слое (супесчаные почвы).** Миграция на автоморфных почвах достигает 15 – 20 см, на гидроморфных – более 30 см. Миграция по профилю почвы происходит очень медленно, поэтому в ближайшие 30 лет самоочистения корнеобитаемого слоя почвы за счет миграции не произойдет.

**На пахотных почвах радионуклиды равномерно перемешаны в пахотном слое (0–25 см).** В подпахотном горизонте концентрация радионуклидов менее 1% от общего содержания радионуклидов в слое 0 – 30 см. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве уменьшается в результате естественного радиоактивного распада, который не зависит от внешних условий, а также за счет выноса радионуклидов растительностью. **За счет радиоактивного распада почва ежегодно очищается от  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  соответственно на 1,7 и 1,6 %.**

При изучении вертикальной миграции изотопов плутония и америция-241 в дерново-подзолистых почвах зоны отчуждения установлено, что средняя глубина распределения этих радионуклидов не превышает 3 см, при этом максимальное содержание этих изотопов наблюдается не в верхнем 0–1 см слое, а в следующем слое – 1–2 см.

Для оценки перспективы ведения сельскохозяйственного производства необходимо знать динамику самоочистения почв за счет миграции радионуклидов за пределы корнеобитаемого слоя. При прогнозе радиационной обстановки используется период полуочистения корнеобитаемого слоя почвы, т.е. время, за которое первоначальное содержание радионуклидов в корнеобитаемом слое уменьшится в два раза. Период полуочистения почв в ближней зоне (до 30 км от ЧАЭС) и дальней (250 км и более от ЧАЭС) для цезия-137 составляет соответственно 24–27 и 10–17 лет. Для стронция-90 период полуочистения для ближней и дальней зон меньше в 1,5–3 раза.

К настоящему времени получены количественные параметры миграции цезия-137 на автоморфных и гидроморфных почвах, а также осуществлен прогноз миграции цезия-137 по почвенному профилю для ближайшего и отдаленного периода времени. На гидроморфных почвах установлены следующие значения среднего смещения цезия-137: через 7 лет после выпадения – 6 см; через 15 лет – 8,8 см; через 30 лет – 12,6 см; через 60 лет – 17,7 см. Для автоморфных почв глубина миграции этого радионуклида за эти промежутки времени составит соответственно 2,2; 3,3; 4,6 и 6,6 см. Скорость миграции ионов цезия-137 для автоморфных почв через 7 лет после катастрофы составляла 0,32 см/год, а за период 60 лет уменьшится до 0,11 см/год. Для гидроморфных почв этот показатель значительно выше и изменится соответственно от 0,86 до 0,17 см/год. Учитывая высокую подвижность цезия-137 на гидроморфных почвах при прогнозе миграции допускается, что 10–30 % цезия-137, содержащегося в почве, сможет переместиться до уровня залегания грунтовых вод и попасть в пресноводные источники и водные системы.

Радионуклиды первоначально всасываются корневой системой растений и переносятся в наземные органы. Из наземных органов радионуклиды поступают в глубинные корни. Перенос радионуклидов по корневым системам растений зависит от глубины проникновения и густоты корней в почве, от физико-химических свойств радионуклидов, от биологических особенностей растений и состава фитоценоза. Благодаря выделительной функции корней радионуклиды попадают в нижележащие почвенные горизонты. Перенос по корням характерен для водорастворимой и обменной форм радионуклидов. При отмирании наземной массы и при срезе растений радионуклиды с корнями остаются в почве на глубине расположения корней, при разложении которых радионуклиды поступают в почвенный раствор.

Радионуклиды образуют с органическим веществом и глинами отрицательно заряженные и нейтральные

комплексные соединения и коллоиды, в составе которых мигрируют в почве. С коллоидными частицами мигрируют все формы радионуклидов.

**Таким образом, легкий гранулометрический состав, повышенная кислотность почвенного раствора, избыточная увлажненность почвы и отсутствие глинистых минералов в почве способствуют усилению вертикальной миграции по профилю почвы.**

**Горизонтальная миграция – это перераспределение радионуклидов по поверхности почвы в горизонтальном направлении. Она обусловлена действием двух природных процессов – ветровой и водной эрозией почвы.** Под ветровой эрозией понимают ветровой перенос радионуклидов с пылью. Величина ветровой миграции зависит от ряда факторов, таких как скорость ветра, погоднo-климатические условия, свойства радиоактивных выпадений, дисперсность частиц и прочность фиксации их на растительном покрове, свойства почвы, характер подстилающей поверхности, особенности рельефа и ландшафта, структура посевов, система обработки почвы и др. **Основное количество радионуклидов (до 85 %) перемещается в приземном слое с мелкой фракцией почвы. Максимальная миграция радионуклидов с ветром наблюдается в весенне-летний период.** На минеральных почвах миграция начинается при скорости ветра 3–6 м/с, на осушенных торфяниках – 8–9 м/с. Мерой ветрового переноса радионуклидов служит коэффициент ветрового подъема, который определяется как отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м к плотности поверхностного загрязнения почвы. Ветровой перенос радионуклидов с пылью имеет значение при вторичном загрязнении растительности, где его размеры могут составлять более 10 % от общего содержания радионуклидов в растительности. Перенос радионуклидов с пылью зависит от ландшафта, т.е. от наклона земной поверхности. Максимальное накопление радионуклидов происходит в местах, где резко уменьшается скорость ветра. Эти места находятся в низинах, впадинах, на подветренных сторонах склонов, около лесов и строений, где содержание цезия-137 в почве в два и более раз больше, чем на прилегающей территории.

На Полесье 50 % площади подвержено ветровой эрозии, в результате которой теряется до 3–5 т земли с 1 га за год. Здесь возможны пыльные бури, при которых дальность переноса радионуклидов возрастает. Ветровая эрозия более интенсивна на осушенных торфяниках и песчаных почвах при выращивании однолетних и пропашных культур. На эрозированных полях различия в загрязнении пахотного горизонта цезием-137 составляют 1,5–3 раза.

Водная эрозия почвы происходит в результате стока поверхностных вод в водные системы и бессточные понижения рельефа. Водная миграция радионуклидов осуществляется со стоком вод во время осадков, паводков, разливов рек, сезонного таяния снега, а также с грунтовыми водами. Миграция растворенных радионуклидов называется жидким стоком. Миграция взвесей илистых и глинистых частиц, содержащих радионуклиды в поглощенном состоянии, называется твердым стоком. Стоки радионуклидов в речные системы составляют несколько процентов в год от общего запаса их на площади водосбора. Твердый сток наиболее значим на легких пахотных землях и в местах с высокой скоростью потоков поверхностных вод, т.е. на склонах. Большую роль в миграции радионуклидов играет тип и увлажненность почвы водораздела. Радионуклиды в дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах водоразделов имеют высокую подвижность, поэтому в стоке с этих почв концентрация радионуклидов высокая. Они выносятся в пойму, где их содержание в почве может быть в 2–3 раза выше, чем в почве водораздела. Водоразделы, сложенные черноземом, прочнее поглощают радионуклиды, поэтому стоки с них содержат мало радионуклидов, в результате чего в почвах поймы концентрация радионуклидов ниже, чем в почвах водораздела. **Миграционная способность стронция-90 в 10 и более раз выше, чем цезия-137. Это связано с тем, что стронций находится в почве преимущественно в водорастворимой форме и в виде непрочных комплексов с органическим веществом.** С поверхностными и грунтовыми водами радионуклиды выносятся в реки и мигрируют по течению рек до впадения в моря. В результате этого происходит очистка почвы водосбора и вторичное загрязнение водных систем радионуклидами.

На полях с неровным рельефом наблюдается смыв радионуклидов в пониженные участки, поэтому загрязнение почвы радионуклидами на таких полях неравномерное и изменяется в 1,5–3 раза. На склонах рельефа водная эрозия вызывает вторичное загрязнение почвы радионуклидами в результате смыва их в среднюю и нижнюю часть склона. Смыв радионуклидов происходит, в основном, с твердыми взвесями. Интенсивность смыва на склонах с дерниной в 100 раз ниже, чем на голых склонах. При выращивании на склонах пропашных культур смыв радионуклидов возрастает. Анализ дождевого и талого стока показал, что смыв радионуклидов с талым стоком на порядок меньше, чем смыв с дождевым, что связано с температурным режимом почвы.

Газообразные техногенные радионуклиды тритий ( $^3\text{H}$ ), углерод ( $^{14}\text{C}$ ), и изотопы йода ( $^{129}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$ ) мигрируют в атмосфере в различных состояниях. Тритий мигрирует в виде свободного газа или в составе тритиевой воды, углерод мигрирует в виде двуокиси углерода, а йод – в виде аэрозольей, паров молекулярного йода и сложных органических и не органических соединений. Они переносятся из почвы, воды и растений в атмосферу. Из атмосферы через вегетативные органы растений эти радионуклиды поступают в растения, а также с атмосферными осадками оседают на землю и включаются в миграционный процесс.

## 2.3 Радиоактивное загрязнение растительности агроценозов

### 2.3.1 Корневое поступление радионуклидов в растения

Механизм усвоения радионуклидов корневой системой растений подобен усвоению необходимых элементов питания. **Основными механизмами усвоения радионуклидов корнями являются ионно-обменные реакции и диффузия.** Главное отличие состоит в том, что радионуклиды находятся в почве в предельно низких концентрациях, а элементы питания – в более высоких концентрациях. Основное количество радионуклидов извлекается корнями из почвенного раствора, а также из почвенно-поглощающего комплекса, с частицами которого тесно контактируют корневые волоски, или зона поглощения корня. **Поглощение ионов корнями и продвижение их вверх по растению происходит в три стадии. В первой стадии** происходит адсорбция ионов мембранами поглощающих клеток корней. Адсорбция носит обменный и необменный характер. Обменными ионами растений являются  $H^+$  и  $CO_3^{2-}$ , которые образуются при диссоциации углекислоты, выделяемой при дыхании. Ион  $H^+$  из цитоплазмы клеток проходит с корневыми выделениями через мембраны клеток и вступает в обмен преимущественно с одновалентными ионами почвенного раствора и частиц, где также могут находиться радионуклиды. В результате этого обмена ионы радионуклидов поступают в цитоплазму клеток корневых волосков. Механизм поступления цезия-137 и стронция-90 в корневую систему растений изучен недостаточно полно. На первом этапе усвоения радионуклидов важную роль играет катионно-обменная емкость корней, т.е. содержание обменных катионов, которая зависит от содержания в мембране клеток корня пектина и веществ белковой природы. Установлено, что стенки клеток несут отрицательный заряд, поэтому на них оседают положительно заряженные ионы почвенного раствора. **Виды растений с высокой катионно-обменной емкостью корней поглощают из почвенного раствора больше двухвалентных катионов, например, кальция, чем катионов одновалентных элементов.** Катионно-обменная емкость корней у злаковых культур составляет 10–23 мг-экв./100 г сухих корней, у бобовых — 40–60 мг-экв./100 г сухих корней. Этим можно объяснить повышенную способность бобовых культур к накоплению кальция и его химического аналога стронция. Существует прямая связь между скоростью поступления цезия-137 и величиной катионно-обменной емкости корней. Например, при добавлении в опытный раствор, содержащий цезий-137 и стронций-90, ионов калия и кальция катионно-обменная емкость стенок клеток может повышаться в результате ее насыщения этими катионами, поэтому адсорбция ионов цезия и стронция на клеточные стенки практически не происходит. При высокой концентрации калия в растворе ионы калия поступают преимущественно по калиевым каналам, поэтому поступление цезия значительно снижается, т.е. происходит дискриминация цезия относительно калия. У всех культур дефицит обменного калия в почве приводит к увеличению коэффициента накопления цезия. При поступлении стронция практически отсутствует дискриминация кальцием, однако при дефиците кальция поступление стронция значительно увеличивается. Известно, что дефицит ионов калия в растворе повышает также поступление стронция в корни. В корни растений цезия поступает больше, чем стронция. Установлено, что ионы стабильных и радиоактивных элементов могут вступать в реакцию взаимодействия с компонентами мембран с образованием различных соединений. В связанном состоянии в составе этих соединений, которые называются веществами-переносчиками, ионы поступают в цитоплазму, где комплекс распадается с образованием иона и вещества-переносчика. Ион мигрирует дальше по растению и включается в обмен веществ. Вещество-переносчик вновь возвращается к мембране и присоединяет новый ион. **Во второй стадии** происходит проникновение ионов в проводящие ткани, т. е. трахеиды и сосуды ксилемы. **В третьей стадии** происходит восходящее движение ионов по сосудам ксилемы с ксилемным соком в клетки и ткани наземных органов. В состав ксилемного сока входит вода, органические и неорганические вещества, элементы питания и другие соединения. Ксилемный сок перемещается по растению за счет корневого давления и транспирации. При транспирации вода испаряется, а все вещества, в том числе и радионуклиды, остаются в клетках и тканях наземных органов. Скорость продвижения радионуклидов по растению зависит от интенсивности транспирации. В жаркую и сухую погоду транспирация усиливается, поэтому может повышаться содержание радионуклидов в наземной части растений.

Ионный обмен между клеточной оболочкой корневого волоска и почвенными частицами происходит труднее, чем обмен ионами из почвенного раствора. **При низкой концентрации радионуклидов в почве они поступают в растения в результате ионно-обменных реакций. При высокой концентрации радионуклидов в почве основным механизмом поступления является диффузия, поэтому поступление радионуклидов может значительно возрастать.** Диффузия осуществляется в результате пассивного переноса радионуклидов, т.е. путем переноса по градиенту концентрации.

Цезий, как одновалентный элемент, из корней переносится в наземные органы быстрее, чем стронций, который может связываться в корнях. **Радионуклиды распределяются в наземных органах растений неравномерно.** Например, в созревших растениях фасоли Sr-90 распределяется следующим образом: в листьях – 53–68 %, стеблях – 15–28 %, створках бобов – 12–25 % и зерне – 7–14 %.

### 2.3.2 Количественные показатели накопления радионуклидов растениями из почвы

Для оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используют различные показатели. Наиболее часто используются коэффициенты перехода (Кп). **Коэффициент перехода (почвенный**

**коэффициент пропорциональности)** – это отношение радионуклида в растительной массе (Бк/кг или нКи/кг) к плотности поверхностного загрязнения почвы (кБк/м<sup>2</sup> или Ки/км<sup>2</sup>), который показывает содержание радионуклида в одном килограмме урожая сельскохозяйственных культур в зависимости от агрохимических показателей почв при плотности загрязнения почвы 1 кБк/м<sup>2</sup> или 1Ки/км<sup>2</sup>. Коэффициенты перехода дифференцируются в зависимости от гранулометрического состава почв, содержание обменного калия и реакции почвенного раствора. Кроме этого, иногда используют коэффициент накопления (Кн) и коэффициент биологического поглощения (КБП).

**Кн – это отношение содержания радионуклида в растительной массе к содержанию радионуклида в почве.** Коэффициент накопления различными культурами <sup>90</sup>Sr изменяется от 0,02 до 12, <sup>137</sup>Cs – от 0,02 до 1,1. Стронций-90 в 2–6 раз интенсивнее поглощается бобовыми культурами, чем злаковыми. Кн цезия-137, как правило, выше в зернобобовых культурах по сравнению со злаковыми. Коэффициенты накопления рутения-106, церия-144 по видам растений изменяются более чем в 100 раз, кобальта-60 – до 19 раз, а цинка-65, марганца-54 и кадмия-115 – до 2–7 раз. Кн тяжелых естественных и трансурановых радионуклидов очень низкие ( $n \cdot 10^{-2} - 10^{-10}$ ) и изменяются в зависимости от вида растений в 10–100 раз. **КБП показывает отношение концентрации радионуклида в золе растений к концентрации радионуклида в почве.**

Скорость миграции радионуклидов в цепи почва-растение зависит от содержания их изотопных и неизотопных носителей. Концентрация неизотопных носителей в почве значительно выше, чем изотопных. Например, концентрация стабильного изотопного носителя стронция-88 для стронция-90 составляет  $2-3 \cdot 10^3\%$ , а для неизотопного носителя – кальция-40 – 14 %.

Для оценки переноса радиоактивного элемента относительно его стабильного носителя в радиоэкологических цепях используют **коэффициент дискриминации (КД)**, который показывает изменение соотношения радионуклида и его химического аналога при миграции по биологическим цепям и определяется по формуле:

$$КД = \frac{(C_{Cs^{137}} / C_K)_{растение}}{(C_{Cs^{137}} / C_K)_{почва}},$$

где С – концентрация цезия-137 или калия в почве и растении.

Дискриминация цезия по отношению к калию наиболее значима в цепи «почва-растение», дискриминация стронция по отношению к кальцию наиболее значима в цепи «корм-животное».

### 2.3.3 Факторы, влияющие на поступление радионуклидов из почвы в растения

Величина накопления радионуклидов растениями зависит от следующих основных показателей: 1) свойств радионуклидов и форм нахождения их в почве; 2) физико-химических параметров почвы; 3) биологических особенностей растений; 4) агротехники возделывания; 5) погоднo-климатических условий.

Поступление и распределение радионуклидов по растению определяется их свойствами и участием в процессах обмена веществ. Из водного раствора ионы одновалентных радионуклидов поглощаются интенсивнее, чем ионы двух- и трехвалентных радионуклидов. Известно, что <sup>60</sup>Со, <sup>106</sup>Ru и <sup>144</sup>Ce поглощаются в 10 и более раз меньших количествах, чем цезий и стронций. Из почвенных частиц одновалентные ионы поглощаются незначительно, потому что они прочно фиксируются. **При поступлении из водного раствора коэффициент накопления <sup>137</sup>Cs значительно выше, чем <sup>90</sup>Sr. При поступлении из почвенно-поглощающего комплекса коэффициент накопления цезия-137 намного меньше, чем стронция-90** (табл. 10). Это связано с более прочной сорбцией цезия-137 минеральной частью почвенно-поглощающего комплекса.

Таблица 10. Коэффициент накопления радионуклидов в зерне и соломе ячменя

Радионуклид	Коэффициент накопления			
	водный раствор		дерново-подзолистая почва	
	солома	зерно	Солома	зерно
Цезий-137	100,0	36,0	0,8	0,3
Стронций-90	24,0	3,4	10,0	0,5
Церий-144	0,4	0,05	0,006	0,04

В наземную часть растений ионы низких валентностей переносятся активнее и в больших количествах, чем ионы высоких валентностей, которые до 90–99 % концентрируются в корнях. Из поступивших в корни цезия-137 и стронция-90 в корнях остается 20–40 %, а 60–80 % переносится в наземные органы, где они распределяются неравномерно. Обнаружено сходство в поглощении и продвижении по растению цезия-137 и калия, стронция-90 и кальция, а также радиоцезия и стабильного цезия, радиостронция и стабильного стронция.

Большинство радионуклидов наведенной активности являются биологически важными микроэлементами, которые накапливаются преимущественно в корнях, кроме <sup>65</sup>Zn и <sup>54</sup>Mn, которые накапливаются в наземной части и репродуктивных органах, где Кн по культурам изменяются до 10 раз. Трансурановые радионуклиды имеют очень низкие коэффициенты накопления ( $n \cdot 10^{-2} - 10^{-10}$ ), так как у них ограничено поступление в корни и перенос из них в вегетативные органы. Накопление снижается в ряду: нептуний > америций > кюрий > плутоний.

Уровень аккумуляции трансурановых элементов (ТУЭ) зависит от видовой принадлежности как для дикорастущих, так и для сельскохозяйственных растений. Для луговых трав наиболее высокая концентрация ТУЭ отмечается у трав семейства бобовых. ТУЭ поступают в растения в настоящее время преимущественно корневым путем. Преобладающий вклад в суммарное загрязнение наземной массы растений ТУЭ вносит америций-241, что свидетельствует о более высокой биологической подвижности америция-241 по сравнению с изотопами плутония. Максимальные уровни накопления ТУЭ наблюдаются в корнях. В наземных органах растений распределение ТУЭ неравномерное, при этом накопление в листьях луговых растений плутония-239, 240 и америция-241 в 4–140 раз выше, чем в стеблях. Для америция-241 установлены более высокие коэффициенты накопления (до 0,9) по сравнению с изотопами плутония. Содержание изотопов плутония-239 и 240 в наземной фитомассе луговых растений, произрастающих в естественных фитоценозах с ненарушенной дерниной, изменяется от 0,003 до 0,02 Бк/кг, а содержание америция-241 от 1,7 до 8,9 Бк/кг, что обусловлено их нахождением в верхних слоях почвы (0–3 см), т.е. выше мест расположения корневых систем растений. При вспашке почвы ТУЭ распределяются в пахотном слое равномерно, увеличивается контакт радионуклидов с корневыми системами и содержание этих радионуклидов в фитомассе растений значительно возрастает и может составлять по изотопам плутония 0,027–0,220 Бк/кг, а по америцию-241 – 6,07–10,67.

Поступление радионуклидов зависит от времени и форм нахождения их в почве, от концентрации доступных форм в корнеобитаемом слое почвы. **После аварии на ЧАЭС наиболее интенсивно поступление цезия происходило в первые 2 года. К концу 5-го года содержание обменного цезия в почве уменьшилось в 3 и более раз и вышло на стационарный уровень, т.е. стабилизировалось. Таким образом, со временем уменьшается содержание доступных для растений форм цезия-137 и снижается его поступление в растения. Подвижность и доступность стронция-90 практически не изменяется со временем, потому что он находится в обменной и водорастворимой формах, которые хорошо доступны для корневого усвоения.**

Среди почвенных характеристик наибольшее влияние оказывают гранулометрический и минералогический состав, агрохимические показатели почвы и режим увлажнения почвы. Гранулометрический состав влияет на сорбцию радионуклидов, которая зависит от степени дисперсности частиц. **Чем больше в почве глинистых частиц, тем прочнее сорбция радионуклидов и тем меньше коэффициенты накопления радионуклидов растениями. На почвах тяжелого гранулометрического состава с высоким содержанием глины радионуклиды накапливаются в растениях в меньших количествах, чем на почвах легкого состава. Основное влияние на накопление радионуклидов оказывает илистая фракция, в состав которой входят глинистые минералы группы монтмориллонита и гидрослюды.** В зависимости от типа почвы при одинаковой плотности загрязнения их <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr коэффициенты пропорциональности для этих радионуклидов могут различаться в 6 и более раз (табл. 11).

Например, Кп цезия-137 для картофеля на дерново-подзолистой песчаной почве составляет 0,04, а на дерново-подзолистой суглинистой – 0,03. Для стронция-90 коэффициенты пропорциональности на этих почвах составляют соответственно 0,35 и 0,15. Коэффициенты перехода радионуклидов на разных типах почв при одинаковой плотности поверхностной загрязненности могут различаться в 10–20 раз, а иногда до 100 раз. Цезий-137 менее доступен для растений, что связано с его необменной сорбцией в кристаллических решетках глинистых минералов. Накопление растениями цезия-137 и стронция-90 на черноземных почвах соответственно в 20 и 10 раз ниже, чем на дерново-подзолистых почвах. Это связано с тем, что у черноземов богатый почвенно-поглощающий комплекс, насыщенный физической глиной, илом, гумусом и обменными катионами, что обеспечивает высокую емкость поглощения этой почвы и, следовательно, меньшее поступление радионуклидов в растения.

**Таблица 11.** Влияние гранулометрического состава почв на поступление цезия-137 и стронция-90 в сельскохозяйственные культуры

Культура	Почва	Коэффициент перехода	
		цезий-137	стронций-90
Овес	дерново-подзолистая супесчаная	0,07	1,49
	дерново-подзолистая песчаная	0,05	1,29
	дерново-подзолистая суглинистая	0,04	1,21
Ячмень	дерново-подзолистая супесчаная	0,03	1,64
	дерново-подзолистая песчаная	0,07	1,75
	дерново-подзолистая суглинистая	0,02	1,32
Горох	дерново-подзолистая супесчаная	0,31	2,06
	дерново-подзолистая песчаная	0,40	2,68
	дерново-подзолистая суглинистая	0,22	1,44
Картофель	дерново-подзолистая супесчаная	0,03	0,18
	дерново-подзолистая песчаная	0,04	0,35

	дерново-подзолистая суглинистая	0,02	0,15
--	------------------------------------	------	------

Примечание:  $K_p$  цезия-137 приведены при содержании в почве обменного калия 200–300 мг/кг почвы,  $K_p$  стронция-90 даны при pH, равной 5,6–6,0.

На более тяжелых почвах  $^{90}\text{Sr}$  накапливается в растениях в 5–10 раз интенсивнее, чем  $^{137}\text{Cs}$ . На Полесье преобладают супесчаные легкие дерново-подзолистые и торфяно-болотные почвы и коэффициенты перехода цезия-137 в растения здесь в 4–5 раз выше, чем в других районах Беларуси. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растениях одних и тех же культур здесь практически не отличается, т. е.  $K_p$  цезия-137 примерно равны  $K_p$  стронция-90, потому что при дефиците глинистых минералов  $^{137}\text{Cs}$  находится в этих почвах в водорастворимой и обменной формах (табл. 12).

**Таблица 12.** Коэффициенты пропорциональности для зеленой массы стронция-90 и цезия-137 на торфяно-болотных почвах

Зеленая масса	Коэффициент перехода	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Травы естественных сенокосов	3,80	3,08
Многолетние злаковые травы	1,04	3,36

Примечание:  $K_p$   $^{137}\text{Cs}$  даны при содержании обменного калия 251-500мг/кг почвы,  $K_p$  для  $^{90}\text{Sr}$  даны при pH более 4,7.

Накопление радионуклидов на торфяно-болотных почвах зависит от окультуренности почвы, минерализации и состава зольной почвы, толщины торфяного слоя, ботанического состава торфообразующих растений, кислотности почвенного раствора и наличия обменных катионов, влажности почвы, глубины залегания и минерализации грунтовых вод. Изучение закономерностей накопления радионуклидов на торфяно-болотных почвах Брагинского и Хойникского массивов показало, что более высокая зольность почв, повышенное содержание карбонатов, минералов илистой фракции, а также более низкая влажность почв Брагинского массива способствуют меньшему накоплению радионуклидов в растениях, чем на почвах Хойникского массива. С увеличением мощности торфяного слоя возрастает поступление цезия и стронция в растительность, так как снижается зольность почвы. Особенности накопления радионуклидов растениями на разных типах почвы следует учитывать при производстве сельскохозяйственной продукции.

Доказано, что все агрохимические показатели почвы, способствующие повышению плодородия почвы и усилению сорбции радионуклидов почвой, снижают их поступление в растения. Большинство агрохимических показателей почвы тесно связаны между собой, поэтому степень действия каждого отдельного свойства зависит от влияния всего комплекса. **Наиболее существенное влияние на поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения на дерново-подзолистых почвах оказывает содержание обменных катионов  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  и гумуса, которые определяют емкость катионного обмена и кислотность почвы.** Установлена (табл. 13) отрицательная зависимость между коэффициентами перехода в растения  $^{137}\text{Cs}$  и содержанием в почве обменного калия ( $\text{K}_2\text{O}$ ).

**Обменный калий оказывает конкурентное влияние на поступление цезия-137, т.е. чем больше обменного калия в почве, тем меньше поступление цезия-137.** Известно, что чем больше в ППК обменного калия, тем быстрее происходит закрепление цезия-137 в минеральной части почвы, что снижает его переход в растения.

**Таблица 13.** Коэффициенты перехода Cs-137 в продукцию растениеводства в зависимости от обеспеченности обменным калием дерново-подзолистой суглинистой почвы

Культура	Содержание обменного калия, мг/кг почвы				
	менее 80	81–140	141–200	201–300	более 300
Овес	0,18	0,06	0,04	0,04	0,03
Ячмень	0,05	0,04	0,04	0,02	0,02
Горох	0,39	0,36	0,29	0,22	0,11
Картофель	–	0,06	0,04	0,03	0,02

**Насыщение дерново-подзолистой почвы обменным калием выше оптимального уровня (300 мг/кг почвы) не сопровождается снижением поступления цезия-137 в растения. Для торфяно-болотных почв оптимальный уровень содержания в почве обменного калия не должен превышать 1200 мг/кг почвы.** Установлено положительное влияние обменного калия почвы и на коэффициенты перехода стронция-90 в растения. Однако эта зависимость менее выражена, чем для цезия-137.

Установлена отрицательная зависимость между содержанием обменного кальция, уровнем кислотности почвенного раствора и поступлением в растения стронция-90. **То есть, чем больше в почве обменного кальция и чем меньше кислотность почвенного раствора, тем меньше коэффициенты перехода стронция-90 в растения.** Эта закономерность характерна и для цезия-137, но связь менее сильная. **По мере повышения содержания обменного кальция с 550 до 2000 мг СаО на кг почвы  $K_p$   $^{90}\text{Sr}$  снижаются в 1,5–2 раза.** Изменение кислотности почвенного раствора от кислого интервала (pH = 4,5-5,0) к нейтральному интервалу (pH = 6,5-7,0) снижает переход стронция-90 в растения в 2-3 раза (табл. 14).

**Таблица 14.** Коэффициенты перехода  $^{90}\text{Sr}$  в продукцию растениеводства в зависимости от кислотности дерново-подзолистой суглинистой почвы

Культура	Уровень кислотности почвы, pH (KCl)					
	менее 4,5	4,6–5,0	5,1–5,5	5,6–6,0	6,1–7,0	более 7,0
Овес	1,71	1,35	1,25	1,21	1,18	1,10
Ячмень	–	1,45	1,38	1,32	1,28	1,16
Горох	–	1,31	1,55	1,44	1,37	1,33
Картофель	0,36	0,27	0,21	0,15	0,13	0,12

Дальнейшее насыщение почвы кальцием сдвигает pH в щелочной диапазон, однако это не сопровождается уменьшением коэффициентов перехода.

На карбонатных почвах коэффициенты накопления стронция-90 ниже, чем на дерново-подзолистых (до 3 раз), потому что происходит необменная фиксация  $^{90}\text{Sr}$  при образовании карбонатов. На этих почвах Кп  $^{137}\text{Cs}$  увеличиваются до 4 раз, так как здесь  $^{137}\text{Cs}$  связывается водорастворимыми органическими соединениями, из которых он легко высвобождается в виде доступных ионов. Установлено, что чем больше насыщенность почвы обменными основаниями, тем меньше коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растения.

Повышение концентрации анионов  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  и  $\text{SO}_4^{2-}$  в почвенном растворе способствует образованию плохо растворимых фосфатов, карбонатов и сульфатов стронция и цезия. Однако на кислых почвах растворимость этих солей, а также комплексных и коллоидных соединений радионуклидов значительно возрастает, что увеличивает их коэффициенты перехода в растения.

**Торфяно-болотные почвы характеризуются низким содержанием калия, кальция и магния и, как правило, это кислые почвы, поэтому Кп  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  на этих почвах в 5–20 раз больше, чем на дерново-подзолистых.**

На переход цезия и стронция в растения оказывает влияние органическое вещество почвы. **Гумусовые кислоты, особенно гуминовая кислота, образуют с радионуклидами сложные плохо растворимые комплексы или гуматы, поэтому доступность стронция-90 для растений снижается в 2 раза, а цезия-137 – в 1,5 раза (табл. 15).**

**Таблица 15.** Влияние содержания гумуса на поступление радионуклидов в многолетние злаковые травы на дерново-подзолистых песчаных почвах

Радионуклиды	Содержание гумуса, %			
	1,0–1,5	1,6–2,0	2,1–2,0	3,1–3,5
Кп $^{137}\text{Cs}$	5,9	5,6	4,7	3,4
Кп $^{90}\text{Sr}$	15,9	15,7	12,2	8,2

С фульвокислотами радионуклиды образуют непрочные растворимые комплексы, поэтому более значительное влияние на снижение поступления радионуклидов в растения оказывает содержание в почве гуминовых кислот.

Повышение содержания гумуса на дерново-подзолистой песчаной почве на 1–3 % снижает коэффициенты перехода цезия-137 и стронция-90 в 1,5–2 раза. Содержание гумуса в естественном плодородии почв низкое и составляет 1–1,5 %, поэтому при высокой плотности загрязнения почвы радионуклидами содержание гумуса можно повышать до 4% путем внесения органических удобрений. Повышенная биологическая доступность радионуклидов на торфяно-болотных почвах связана со способностью органического вещества фиксировать ионы радионуклидов на поверхности органических коллоидов, что не обеспечивает прочной сорбции радионуклидов и увеличивает их доступность растениям. Кроме этого, на торфяно-болотных почвах повышена кислотность почвенного раствора, что обеспечивает хорошую растворимость солей радионуклидов и их доступность растениям.

**Таким образом, показатели почвенного плодородия могут оказывать существенное влияние на накопление радионуклидов всеми сельскохозяйственными культурами. Установлено, что минимальный переход  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растения наблюдается на почвах с оптимальными параметрами их агрохимических характеристик. Например, оптимальная pH(KCl) на песчаных почвах должна составлять 5,6–5,8, на супесчаных – 5,8–6,2, на суглинистых – 6,0–6,7. Оптимальное содержание обменного калия ( $\text{K}_2\text{O}$ ) на минеральных почвах – 300 мг/кг почвы, а на торфяно-болотных – 1200мг/кг почвы. Оптимальное содержание обменного фосфора ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) на этих почвах соответственно составляет 250 и 1000 мг/кг.**

Большое влияние на накопление радионуклидов растениями оказывает режим увлажнения почв. Сведения по влиянию влажности почвы на поступление радионуклидов в растения неоднозначны. Известно, что количество катионов цезия-137 и стронция-90, вытесняемых из почвы в раствор, возрастает с увеличением влажности. Это связано со сложным характером взаимовлияния влажности, свойств почвы и биологических особенностей растений на процессы миграции радионуклидов в цепи почва–растения. С увеличением влажности почвы возрастает доля водорастворимого и обменного  $^{90}\text{Sr}$  и доля обменного  $^{137}\text{Cs}$ , поэтому возрастают коэффициенты перехода и содержание этих радионуклидов в растительности. Установлено, что переход радиоцезия в многолетние травы повышается в 10–27 раз на гидроморфных дерново-глеевых и дерново-подзолисто-глеевых почвах по сравнению с автоморфными и временно-избыточно увлажняемыми

разновидностями этих почв.

На накопление радионуклидов растениями оказывают влияние биологические особенности растений, среди которых выделяют эволюционное происхождение растений или филогенез. Растения, имеющие раннее происхождение, накапливают больше радионуклидов, чем растения, возникшие в поздние периоды. **По накоплению радионуклидов отделы флоры располагаются в следующем убывающем порядке: лишайники > мхи > папоротники > голосеменные > покрытосеменные.** Различия по накоплению радионуклидов выявлены в пределах классов, семейств и видов. Межвидовые различия могут достигать до 5–100 и более раз. Содержание цезия-137 в расчете на сухое вещество у отдельных культур может различаться до 50 раз, а накопление стронция-90 – до 30 раз при одинаковой плотности загрязнения почвы (табл. 16).

**По накоплению цезия-137 в зерне сельскохозяйственных культур установлен следующий убывающий ряд: люпин > вика > рапс > овес > просо > ячмень > яровая пшеница > озимая пшеница > озимая тритикале > озимая рожь.** Накопление цезия-137 в соломе в 2 раза выше, чем в зерне. **По накоплению цезия-137 в зеленой массе также установлен убывающий ряд: многолетние злаковые травы > люпин > рапс > многолетние бобово-злаковые смеси > клевер > горох > горохо-овсяная и вико-овсяная смеси > кукуруза.** Картофель и кормовая свекла накапливают цезия-137 меньше, чем зеленая масса кукурузы.

**Убывающий ряд культур по накоплению стронция-90 в зерне существенно отличается от ряда по накоплению цезия-137: яровой рапс > люпин > горох > вика > ячмень > яровая пшеница > овес > озимая пшеница > озимая тритикале > озимая рожь.** По накоплению стронция-90 в зеленой массе культуры располагаются в следующем убывающем порядке: клевер > люпин > горох > многолетние злаковые травы на пойменных землях > многолетние бобово-злаковые смеси > вика > рапс яровой > горохо-овсяные и вико-овсяные смеси > травы естественных сенокосов > травы на осушенных землях > травы на пахотных землях > кукуруза. В корнеплодах кормовой свеклы содержание стронция-90 меньше, чем в зеленой массе кукурузы, а в клубнях картофеля меньше, чем в корнеплодах свеклы.

**Таблица 16.** Коэффициенты перехода (Бк/кг:кБк/м<sup>2</sup>) цезия-137 и стронция-90 в сельскохозяйственную продукцию на дерново-подзолистой супесчаной почве

Культура	Коэффициенты перехода цезия-137	Коэффициенты перехода стронция-90
Зерно (влажность 14%)		
Овес	0,06	1,29
Ячмень	0,05	1,64
Яровая пшеница	0,04	1,50
Озимая пшеница	0,03	1,44
Озимая рожь	0,02	0,86
Люпин	0,45	3,82
Горох	0,41	2,06
Вика	0,22	1,90
Картофель, корнеплоды (влажность 78–87 %)		
Картофель	0,04	0,18
Кормовая свекла	0,04	0,72

Примечание: Кп приведены при содержании обменного калия 141-200 мг/кг и уровне кислотности почвы 5,6-6,0.

Сортовые различия в накоплении радионуклидов в зерне значительно меньше (до 1,5–3 раз), но их также необходимо учитывать при подборе культур для возделывания в условиях радиоактивного загрязнения. Сорта моркови и лука по накоплению цезия-137 различаются в 2,5 раза, сорта редиса и столовой свеклы – в 1,7 раза. Установлено, что раннеспелые и среднеспелые сорта картофеля накапливают меньше радионуклидов, чем позднеспелые. Подбор культур и сортов с наименьшим накоплением радионуклидов является экономически выгодным и эффективным способом обеспечения производства нормативно-чистой продукции.

**По накоплению радионуклидов в товарной части культуры располагаются в следующем убывающем порядке: корнеплоды > бобовые > картофель > крупяные > зерновые и овощные.**

**По накоплению стронция-90 выделяют сильно накапливающие культуры (бобовые), средне накапливающие культуры (крупяные) и слабо накапливающие культуры (зерновые). Бобовые культуры накапливают радионуклиды в 2–10 раз больше, чем зерновые.**

Известно, что сорта интенсивного типа для формирования урожая требуют много калия. При дефиците калия в почве его недостаток может восполняться за счет цезия. Установлено, что озимые зерновые культуры и высокопродуктивные раннеспелые яровые культуры накапливают меньше радионуклидов, потому что они формируют высокую урожайность растительной массы, на которую распределяются поступившие в растение радионуклиды, т.е. происходит биологическое разбавление радионуклидов. Накопление радионуклидов зависит от типа минерального питания, т.е. от потребности культур в калии, кальции и других элементах питания. Калиелюбивые культуры (зерновые культуры) накапливают больше цезия, а кальциелюбивые культуры (бобовые культуры) накапливают больше стронция.

**Многолетние злаковые травы, произрастающие на окультуренных сенокосно-пастбищных угодьях, накапливают значительно меньше радионуклидов, чем на естественных угодьях. По**

**накоплению цезия-137 они располагаются в убывающем ряду: костер безостый, тимофеевка, мятлик луговой, ежа сборная, овсяница, райграс пастбищный.**

Значительное влияние на накопление радионуклидов оказывает онтогенез или фаза развития растений. Максимальное накопление наблюдается в ранних фазах развития, когда происходит интенсивный рост, сопровождающийся активным всасыванием питательных веществ, радионуклидов и переносом их в наземные органы. Например, у зерновых культур максимальное накопление радионуклидов в наземной массе происходит в фазе кущения и в фазе выхода в трубку. В фазах молочной и восковой спелости происходит отток питательных веществ и радионуклидов из листьев в зерно, где содержание цезия может возрастать до 4 раз, а стронция – до 2 раз.

В органах растений радионуклиды распределяются неравномерно. Концентрация цезия и стронция в корнях может составлять 20–40 %, а 60–80 % этих радионуклидов поступает в наземные органы, где они распределяются неравномерно. Около 80 % радионуклидов накапливается в листьях и стеблях. Наименьшая концентрация радионуклидов отмечается в генеративных органах, т.е. в семенах, при максимальном накоплении в оболочках, кроющих чешуях, створках бобов и стручков. В корнеплодах высокое накопление радионуклидов в головке, кожце и сердцевине. В клубнях картофеля максимальное накопление радионуклидов отмечается в кожуре. Следует отметить, что при одинаковой плотности загрязнения почвы в картофеле содержание цезия-137 и особенно стронция-90 значительно ниже, чем в корнеплодах. Это связано с тем, что клубень – это видоизмененный побег, в который питательные вещества и радионуклиды поступают из наземных органов. Корнеплод – это видоизмененный корень, активно поглощающий и накапливающий радионуклиды из почвы.

Накопление радионуклидов зависит от расположения, типа и мощности корневой системы. Растения с мочковатой и корневищной корневой системой, расположенной в верхних слоях почвы, накапливают больше радионуклидов, чем растения со стержневой системой, которая проникает в более глубокие и «чистые» почвенные горизонты.

Из климатических условий наибольшее влияние на поступление радионуклидов оказывают годовое количество осадков, их распределение по месяцам и сумма положительных температур. Максимальное поступление радионуклидов наблюдается при оптимальной температуре и оптимальной влажности, которые обеспечивают интенсивный рост и развитие растений.

Кроме свойств радионуклидов, почвенных характеристик и биологических особенностей растений на накопление радионуклидов значительное влияние оказывает технология возделывания культур, т.е. система обработки почвы, внесение извести, минеральных и органических удобрений.