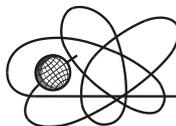




*Российская Академия Наук*

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

**ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ  
БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ  
АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ**



**ИБРАЭ**

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

**NUCLEAR SAFETY  
INSTITUTE**

Препринт ИБРАЭ № ИБРАЭ-1997-20

Preprint IBRAE-1997-20

**А.В.Богачев**

**МИГРАЦИЯ  $^{137}\text{Cs}$  И КАЛИЯ В СИСТЕМЕ  
«ПОЧВА-РАСТЕНИЕ».  
ФАКТЫ, ЗАКОНОМЕРНОСТИ, ГИПОТЕЗЫ.  
*Учебное пособие***

Москва 1997

Moscow 1997

УДК 581.5:539

Богачев А.В. МИГРАЦИЯ  $^{137}\text{Cs}$  И КАЛИЯ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА—РАСТЕНИЕ». ФАКТЫ, ЗАКОНОМЕРНОСТИ, ГИПОТЕЗЫ. УЧЕБНОЕ ПОСОБИЕ. Препринт № ИБРАЕ-97-20. Москва. Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. Декабрь 1997. 35 с. — Библиогр.: 138 назв.

#### Аннотация

Рассматриваются в сопоставлении закономерности миграции калия и  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва—растение». Основное внимание уделено причинам межсезонных и межгодовых колебаний удельного радиоактивного загрязнения растений, а также причинам межвидовых различий по уровню данного показателя.

©ИБРАЭ РАН, 1997

Bogachyov A.V. MIGRATIONS OF  $^{137}\text{Cs}$  AND POTASSIUM IN THE SYSTEM “SOIL—PLANT”. FACTUAL DATA, NATURAL PHENOMENA, HYPOTHESES. MANUAL. Preprint IBRAE-97-20. Moscow. Nuclear Safety Institute. December 1997. 35 p. — Refs.: 138 items.

#### Abstract

Natural phenomena of potassium and  $^{137}\text{Cs}$  migrations in the system “soil—plant” are examined. Particular attention has been given to the causes of inter-season and inter-annual fluctuations in specific radioactive contamination of plants as well as to those of interspecific differences in this index.

©Nuclear Safety Institute, 1997

# Миграция $^{137}\text{Cs}$ и калия в системе «почва-растение»

Факты, закономерности, гипотезы.

## Учебное пособие

А.В.Богачев \*

ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ  
113191, Москва, ул. Б. Тульская, 52  
тел.: (095) 955-26-65, факс: (095) 230-20-29, электронная почта: linge@ibrae.ac.ru

## Содержание

Предисловие .....	3
Введение .....	7
Калий.....	7
Поглощение $^{137}\text{Cs}$ почвой.....	12
Поглощение $^{137}\text{Cs}$ растениями .....	16
Распределение $^{137}\text{Cs}$ в растениях .....	20
Видовые и сортовые различия УРЗ растений и их причины .....	25
Влияние физиологического состояния растений на их УРЗ $^{137}\text{Cs}$ .....	27
Влияние характера распределения корней в почве на УРЗ растений $^{137}\text{Cs}$ .....	27
Минимальные и максимальные урз древесных растений .....	28
Заключение .....	28
Список литературы .....	29
Краткий словарь терминов .....	33
Список сокращений .....	35

## Предисловие

Одной из характерных черт второй половины XX века стало повышенное внимание к поведению новых, — названных техногенными, веществ в биосфере. Среди сотен тысяч неведомых ранее на Земле образований особый интерес был проявлен к радиоактивным элементам. Не вдаваясь в сложную совокупность причин, породивших это явление, отметим, что буквально за несколько десятилетий в мире появилось и окрепло несколько новых научных дисциплин, а результаты исследований в этой области стали своеобразным маркером взаимоотношений человека и природы.

Бурное, во многом стихийное, на первых порах закрытое для широкого обсуждения, развитие новых естественнонаучных дисциплин носило зигзагообразный характер. Очередная приливная волна, инициирующая всплеск исследований, была вызвана чернобыльской аварией. Социальный резонанс от аварии был настолько велик, что правительства ряда стран и руководство международных объединений, таких как ООН, ВОЗ, ЮНЕСКО и др. вынуждено было пойти на крупные инвестиции в долговременные научные проекты. Вместе с тем, относительная молодость и определенная оторгнутость этих дисциплин от фундаментальных стала следствием недостаточной развитости методологической базы исследований, а привлекаемые к реализации проектов специалисты нередко, по словам П.А. Костычева — знаменитого русского почвовода, *смотрели только в одно окно*, что во многом не позволяло им находить объяснения ряду экспериментально наблюдаемых фактов. В очередной раз стало расти понимание необходимости цельного системного подхода к решению поставленных проблем, однако дальше понимания дело пока не шло. Громадное число выполненных исследований базировалось на упрощенных, утилитарного свойства методиках по сути своей отходящих от естественнонаучных традиций, столь характерных для русской мысли начала и середины века.

Среди новых натуралистических дисциплин — радиоэкология, в круг задач которой входит изучение круговорота радиоактивных веществ в биосфере; количественное описание миграции радионуклидов из природных сред в отдельные элементы биогеоценозов; воздействие радиации на живые организмы и

\* Всероссийский научно-исследовательский институт химизации лесного хозяйства. Лаборатория радиобиологии леса. 141250, Московская область, г. Ивантеевка, ул. Заводская 10, тел.: (095) 584-27-65.

биоэкологические комплексы. Важным и в тоже время наименее разработанным разделом радиоэкологии является переход радиоактивной примеси из почвы в растительность. Накопленные экспериментальные результаты во многом противоречивы, а имеющиеся эмпирические и полуэмпирические обобщения в виде коэффициентов перехода не дают требуемой точности для решения многих последующих задач. Сложность заключается в исключительном многообразии условий, которые естественным образом создают неповторимость почти каждого отдельного исследования. Большинство выполненных в этом направлении работ рассматривают взаимосвязи между отдельными параметрами системы, вольно или невольно игнорируя значимость других. Отход от фундаментального знания по существу стал тормозом для развития данной ветви естествознания, когда суть исследований стала сводиться преимущественно к накоплению экспериментальных фактов.

Автор аналитического обзора “Миграция  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва—растения” выбрал на наш взгляд единственно правильный путь решения проблемы — рассмотрение и исследование механизмов, отвечающих за движения химического элемента в системе: почва — почвенный раствор — экссудат — ткани и клетки растения. Путь безусловно верный, но весьма трудный, поскольку ряд теоретических и узловых моментов поглощения и усвоения химических элементов клетками растений к настоящему времени в достаточной степени не изучены. Автор частично восполняет этот пробел фундаментальных знаний собственными гипотезами.

Как же шло накопление этих знаний и какова сегодняшняя ситуация в этой области? Автор не делает исторического экскурса, собственно работа как бы вычленена из философского осмысления проблемы, и по своей форме даже близка к традиционным в своей области. Вместе с тем в ней со всей очевидностью прослеживаются черты принципиально иной методологии. Прежде чем перейти к рассмотрению результатов этой работы, бегло обрисую достижения естественнонаучной мысли в одном из ее направлений.

Если окинуть взглядом пройденные наукой этапы своего развития, то можно отметить столь характерную то многих явлений волнообразность движения. Вскоре после успехов аналитической химии, с конца XVIII столетия, со времен Лавуазье и до середины XIX в. многочисленные химии анализировали и химически изучали все тела природы, какие только попадались, в том числе и виды растений и животных. На этом пути были сделаны многочисленные открытия, например йода и брома в водорослях, меди Еженом в зеленых растениях и т.п. Но эти работы не получили своего продолжения. *“Создание органической, а затем физической химии, множество вопросов техники и других наук, требующих химического исследования, создание и проверка химических теорий отвлекли научную работу на другой путь. Со второй половины XIX столетия вопрос о химическом составе и свойствах организмов затрагивается лишь попутно. Химический состав организма не был признан характерным признаком вида, и его познание не казалось характерным проявлением животных и растительных социальных скоплений”*<sup>1</sup>.

Начало XX в., во многом благодаря работам Докучаева и Вернадского, подхватило утраченную на 60-70 лет нить научных исканий. В сознание человека начало проникать представление о том, что организмы не только различны морфологически, но и химически, что каждому виду организмов свойственны свои, ему только присущие химические соединения, свой химический состав, что химический состав есть видовой признак. Вместе с тем исследователи столкнулись с необычайной сложностью химических процессов, протекающих в живом организме. Осознание важности этих процессов для физиологии организма (имеются в виду и растения) дало новый толчок развитию исследований. Однако затем, в результате открытия ДНК и успехов генетики, заметная часть ученых устремилась вглубь живой материи. Только в сферах связанных с производством продукции, необходимой человеку (агрономия, зоотехника, лесоводство и т.п.) шло накопление сведений о химическом составе организмов и их потребностях в том или ином веществе. Однако, направление подобных исследований часто носило довольно узко утилитарный характер, ограничиваясь изучением корреляций между присутствием химического элемента в питательной среде и соответствующем организме и влиянием отдельных факторов среды на скорость поступления химического элемента. Вопросам же физико-химических процессов протекающих в организме и отдельных его органах уделялась второстепенное внимание.

Одновременно за почти 200-летний период собралась большая масса различных фактов и наблюдений, относящихся к предмету исследования, на критический обзор которых вряд ли хватит жизни отдельного человека. В выполненных работах много интересных открытий и обобщений, но они все же не удовлетворяют сегодняшним требованиям прежде всего потому, что не объединены общей идеей и общей методологией исследования. Полученные результаты, как бы они интересны не были сами

<sup>1</sup>Вернадский В.И. Живое вещество и биосфера. М., Наука, 1994, с.71.

по себе, "страдают своей индивидуальностью". Удовлетворяя нуждам прикладных задач, они мало что дают для приращения фундаментального знания, без развития которого невозможно не утонуть в массе разрозненных фактов.

Круг экологических задач, связанных, в частности, с миграцией вредных примесей в природных средах, со всей определенностью выявил недостаточное развитие именно фундаментальных знаний в описании физико-химических процессов, происходящих в системах: питательная среда - организм - экскременты. И по-прежнему актуальным остается напутствие Н.В. Тимофеева-Ресовского: *"Необходимо развивать теоретическое изучение условий и механизмов, создающих равновесные состояния в популяциях и биогеоценозах. Задачей таких исследований является создание математических, а затем и машинных моделей процессов установления и нарушения состояния динамического равновесия между генотипами в популяциях и видами в биогеоценозах; такие исследования лишь начинаются. Без знания условий и механизмов поддержания и нарушения динамического равновесия в биогеоценозах нельзя понять и правильно схематизировать действительное протекание эволюционных процессов в природе, всегда совершающихся в динамических биогеоценозах и их наиболее крупных комплексах - ландшафтах. Тем более без этих знаний человек не сможет рационально и с действительной пользой для себя вмешиваться в процессы, протекающие в биосфере Земли."*<sup>2</sup>

А ведь именно биологи первыми наметили путь решения подобных проблем. В. Докучаев показал, что природу можно рассматривать в форме интегральных систем (почвы, природные зоны), формирующихся и развивающихся в процессе длительного исторического взаимодействия косного и живого вещества. Разработанное им понятие естественноисторического тела (системы, образования) стало основополагающим для биосферного класса наук. Структура этого тела затем была вскрыта В.Н. Сукачевым в учении о биогеоценозах как элементарных биохорологических единицах биосферы, что дало логическую и фактическую основу представлению о многоуровневой структурной организованности биосферы от физических, химических и биологических структурных уровней материи. В 1937 г. биолог Л. фон Бергаланфи на философском семинаре в Чикаго, пытаясь сформулировать понятие "вид", предложил рассматривать его как "комплекс элементов, находящихся во взаимодействии", и назвал "системой открытого типа"<sup>3</sup>. При этом важнейшим элементом системы становятся не значения параметров, а связи между ними. Впрочем, тогда Бергаланфи никто не понял, зато в шестидесятые годы системный анализ охватил многие направления исследований. В последние десятилетия экспериментаторы, объединившись с математиками, нашли мощный рычаг ускорения своих исследований - экспериментальное и математическое моделирование. Однако, нередко эти исследования подчинены требованиям индустриально-технологического прогресса, для которого характерно мощное наращивание материально-технической базы человечества и вместе с тем углубление пропасти между человечеством и биосферой. Системе "почва-растение", как одному из важнейших звеньев биосферы, несмотря на определенный интерес к ней и разнообразие работ, все же пока не везло. Фактически сегодня, как и 30-50 лет назад, мы имеем набор коэффициентов накопления для отдельных химических элементов, типов почв, видов растений, некоторые из них могут изменяться неким образом в зависимости от времени, погодных условий, типа биоценоза. Но именно здесь мы находим малообъяснимые противоречия и "индивидуализм" такого упрощенного представления о системе. Подчеркнем еще раз, что в научной среде уже созрело понимание целостности проблемы, но методология анализа фактического материала и новых исследований еще только разрабатывается.

Работа А.В. Богачева — одно из немногих исключений, лежит в русле направления, обозначенного Тимофеевым-Ресовским и продолжающим линию Ломоносова - Вернадского. Несмотря на то, что прямо в работе нигде не говорится о генетической связи с учением о биосфере, вектор исследования, безусловно, в целом совпадает с обозначенной натуралистической традицией. Ее методологическая часть выходит далеко за рамки, казалось бы узкой проблемы, обозначенной заголовком и в этом основная ценность работы.

В работе автор на примере двух близких по химическим свойствам элементах: К и Cs пытается разобраться в механизмах и энергетике, обеспечивающих движение ионов из почвенного раствора к различным органам растений. Калий выступает в роли элемента необходимого как всему организму, так и отдельным его органам. При этом потребность в калии на различных стадиях онтогенеза и в разных внешних условиях существования растения может быть существенно различной. Описанию процессов и реакций растения с точки зрения потребности в конкретном элементе на изменение внешних условий уделено в работе значительное место. Не все механизмы еще раскрыты, но развитие и движение мысли в

<sup>2</sup> Тимофеев-Ресовский Н.В., Н.Н. Воронцов, А.В. Яблоков. Краткий очерк теории эволюции. М., Наука, 1969

<sup>3</sup> Бергаланфи Л. Общая теория систем - критический обзор - В кн.: Исследования по общей теории систем. М., 1969.

этом направлении должно "подстегнуть" исследователей и стимулировать поиск ответов на уже поставленные вопросы. Цезий, как элемент, по-видимому, играет весьма незначительную роль в жизни большинства растений, но встречаясь в природных системах как примесь, он в целом ряде случаев выступает как аналог и конкурент калию. Будучи близким к калию, цезий все же другой элемент со своими признаками и автор подчеркивает его отличия от калия и других катионов в конкретных проявлениях: в почве, в растворе, в растении при различных внешних параметрах системы.

В канве работы прослеживается системный подход, по крайней мере, автор неоднократно подчеркивает тот факт, что ни один фактор среды или параметр, характеризующий организм, нельзя считать единственной причиной, влияющий на миграцию рассматриваемых химических элементов. Таким образом, на примере рассмотрения поведения двух отдельных элементов в сложной, но целостной природной системе раскрывается сущность новой методологии исследований, вбирающей в себя достижения физики, химии, почвоведения и физиологии растений. Добавление сюда современных математических приемов описания систем и компьютерных технологий, — как нам кажется, именно тот единственный путь, который приведет к приращению фундаментального знания с одной стороны и, с другой стороны, позволит снять большинство противоречий, накопившихся в эмпирическом багаже по миграции химических элементов в биогеоценозах, что в свою очередь во многом обогатит практические направления исследований.

Вместе с тем автор акцентирует внимание на одном из параметров системы, а именно на окислительно-восстановительном потенциале, поддающихся непосредственному контролю, который, по его мнению, в значительной мере является индикатором состояния системы "почва—растение", с точки зрения продвижения ряда химических элементов и их конкурентов по различным звеньям. Вне рассмотрения, к сожалению, остается вопрос, насколько "удобнее" моделирование этого параметра по сравнению с моделированием искомой функции (накопления химического элемента тем или иным органом растения, которое также относится к непосредственно измеряемой величине). Тем не менее поиск интегральных показателей, если таковые существуют, важный шаг вперед по сравнению, скажем, с набором как бы независимых параметров (а на деле прямо или косвенно связанных между собой), которые в настоящее время используются при прогнозировании загрязненности растений. Заметим, однако, что адекватное моделирование любого параметра невозможно без исследования всей целостной системы и, следовательно, по-прежнему остается актуальным раскрытие основных связей в рассматриваемой системе.

По форме работа сделана как аналитический обзор, по идее, ее пронизывающий, как научный трактат, в котором автор на основе собственных исследований и опыта других ученых рассказывает о состоянии дел в проблеме. Местами автор немного сбивается, переходя на частности, видимо близкие ему, как исследователю, но уводящие в сторону от центральной идеи и цельного представления проблемы. Однако, такие отклонения не заслоняют достоинства этой интересной и во многом новаторской работы. По объективным причинам рассматриваемая система "почва-растение" предстает еще довольно мозаичной, отдельные ее части не равноценны и требуют к себе критического отношения, но, подчеркнем еще раз, в работе содержатся важные предпосылки успешного продвижения вперед и, вполне возможно, удачного разрешения проблемы, по крайней мере в рамках тех практических задач, которые ныне стоят перед экологией, агрономией, лесоводством и смежными дисциплинами. Кроме того, на наш взгляд, привлечение компьютерного моделирования с элементами экспертных систем и программ для проведения исследований на неопределенность/чувствительность позволит сократить сроки решения проблемы и оптимизировать сам процесс математического моделирования.

Представленная ниже работа публикуется как учебное пособие для студентов и аспирантов, занимающихся вопросами экологии. В ней нашли отражения как фундаментальные знания, так, что особенно важно, методологические принципы исследования поставленной проблемы.

*Старший научный сотрудник  
ИБРАЭ РАН  
С.В. Панченко*

## Введение

Исследования закономерностей удельного радиоактивного загрязнения растений (УРЗР)  $^{137}\text{Cs}$  начаты в середине 50-тых годов. За это время получены обширные данные о факторах, влияющих на УРЗР, однако проблема в значительной мере остается не решенной. К числу слабоизученных вопросов относятся причины сезонных и межгодовых колебаний УРЗР, перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  в органах растений, механизмы разного УРЗ растений в зависимости от их видового состава и некоторые другие проблемы.

Четырнадцатилетний полевой опыт по наблюдению за УРЗ сельскохозяйственных растений [1-3], 8-летний микрополевой опыт [4,5], данные лаборатории экологического прогнозирования ВНИИХ лесхоза по уровням радиоактивного загрязнения древесных растений [6-8], а также данные публикаций [8-17] показывают, что сезонные и межгодовые колебания УРЗР  $^{137}\text{Cs}$  могут достигать 2-10-ти кратной, а по данным [7-10] даже 23-х кратной величины. В качестве причины данного явления указывают на изменение агроклиматических факторов [2,3,5,13,16], кислотности почвы (рН) и уровня окислительно восстановительного потенциала (Eh) [18-22], а также на колебания концентрации почвенного раствора [23,24]. При этом механизм действия указанных факторов, как правило, не раскрывается, что затрудняет разработку методов прогноза УРЗР. Поэтому первоочередной целью настоящей работы является объяснение механизмов действия различных факторов на сезонные и межгодовые колебания УРЗР. В самом общем виде они могут быть объяснены различным состоянием физических, химических и биологических свойств почвы с одной стороны и изменениями физиологии поглощения питательных веществ растением под действием внешних и внутренних факторов с другой стороны. В связи с этим в работе последовательно рассматривается действие каждой группы перечисленных факторов. Следует заметить, что радиоэкология растений по своей сути в значительной мере является разделом физиологии, изучающем поглощение и миграцию в растениях микроэлементов. К сожалению, данный раздел этой науки является наименее разработанным и поэтому многие положения в этой области знаний носят характер гипотез. В связи с этим некоторые выводы данной работы также носят характер более или менее правдоподобных гипотез.

Поскольку Cs является химическим аналогом K, то многие закономерности его поглощения растениями и последующая миграция в их органах будут идентичны его аналогу. В связи с этим прежде всего рассматриваются закономерности поглощения растениями K. Однако, как будет показано далее, в поведении K и Cs имеются и существенные различия.

## Калий

**Формы и содержание K в почве.** В метровом слое различных почв европейской части страны процент содержания K (на абсолютно сухую навеску) колеблется от 0.23 до 2.64%, т.е. вариация достигает примерно 10-ти кратной величины [25]. Различают три основные формы K в почве: водорастворимую, обменную и необменную [18,24-28 и др.]. Заметим, однако, что понятия “обменная” и “недоступная формы калия” являются довольно искусственными и далеко не всегда отражают степень его доступности для растений. Грубо считается, что растениям доступны обменная и водорастворимая формы. Количество водорастворимой формы в почвенном растворе непостоянно даже в пределах одной почвы и колеблется от нескольких мг/л до сотен мг/л, но обычно оно варьирует в пределах от 11 до 100 мг/л. В дерново-карбонатных и в дерново-подзолистых почвах ее относительное содержание достигает 5% от валового содержания K [24]. Количество обменного K в большинстве случаев находится в пределах от 40 до 500 мг/кг. При его среднем удовлетворительном уровне содержания K в почве растения часто испытывают дефицит K вследствие истощения его запасов в прикорневой сфере. По своей обеспеченности K наиболее распространенные в районе Чернобыльского следа почвы располагаются в следующий ряд: черноземы > серые лесные почвы > аллювиальные > дерново-подзолистые > торфяно-болотные [26].

**Роль калия в жизни растений.** Калий не обнаружен в составе каких-либо органических соединений [28,30-35]. Согласно [31] около 70% его находится в растениях в ионной форме и около 30% адсорбировано клеточными структурами. Он поддерживает тургорное состояние клеток, участвует в транспорте углеводов предположительно через работу K-Na насосов. Его присутствие необходимо во многих метаболических реакциях. Разная концентрация K внутри и снаружи клеточных мембран

обеспечивает работу электрогенных насосов. К является наиболее подвижным элементом в растениях и, как отмечается в [36], за один год минеральный состав растения обновляется до десятка раз. Ведущая роль в этом обмене принадлежит К. Повышенная концентрация К в флоэмном экссудате сопровождается падением в нем содержания сахарозы, а при повышенном уровне сахаров в ситовидных трубках происходит снижение концентрации К. В связи с этим недостаток К приводит к замедлению оттока ассимилятов [34].

Важная роль К состоит также и в том, что он является средством нейтрализации повышенного содержания кислот в растениях. При высоких температурах окружающей среды в условиях почвенной засухи в растениях повышается уровень дыхания, что приводит к образованию токсичного для них аммиака. Последний нейтрализуется путем образования амидов и аминокислот, в связи с чем в растениях повышается кислотность и для ее нейтрализации они поглощают из почвы повышенное количество К [37]. В условиях преобладания пониженных температур в растениях накапливаются органические кислоты [38], которые также нейтрализуются за счет более повышенного поглощения К. Однако, по данным других источников [39] повышенное содержание органических кислот есть реакция растений на избыточное поглощение К. Общее увеличение УРЗР вследствие действия вышеуказанных 2-х причин может достигать 2-х кратной величины.

Особая роль принадлежит К в качестве средства регулирующего метаболизм растений в стрессовых ситуациях [39,40]. В отсутствие раздражения плазмалемма растительной клетки имеет отрицательный потенциал покоя (от -50 до -200 мВ). Протоплазма заряжена отрицательно по отношению к наружной поверхности. Внутри клетки находится больше ионов  $\text{Cl}^-$  и  $\text{K}^+$  и меньше  $\text{Ca}^{++}$ . В ответ на неблагоприятное воздействие (температура, химические вещества, поражение микроорганизмами) в плазмалемме возникает потенциал противодействия с обратным знаком. Из клетки выходят ионы  $\text{Cl}^-$ , а внутрь ее поступают ионы  $\text{Ca}^{++}$ . В дальнейшем из нее выходят ионы  $\text{K}^+$  и восстанавливается потенциал покоя, но уже с другим распределением ионов. В работе [41] предлагается оценивать состояние растений по динамике содержания в них К в целях контроля за выбросами вредных промышленных эмиссий.

**Поглощение К растениями.** Калий может поглощаться растениями как из почвы, так и через надземные органы. В случае поступления корневым путем он первоначально поглощается из почвенного раствора или непосредственно с почвенных частиц ризодермой корня. Проходя через экзодерму (которая не является существенным барьером для ионов), К поступает в межклеточное пространство коры, которая является запасующим буфером данного элемента. Избыток К поступает в вакуоли, а в случае его недостатка десорбируется и компенсирует растению его временную недостаточность. Поступление ионов в стелу корня возможно только через симпласт, так как непосредственный путь из апопласта в стелу корня преграждают пояски Каспари. С наружной стороны эндодермы находится низкосолевого раствора водного тока (в среднем, 1 мМ), а с внутренней высокосолевого (в среднем, 50 мМ) [31,42,43].

Механизмы поглощения питательных веществ клетками растений к настоящему времени в достаточной степени не изучены. Признано, что минеральные вещества поглощаются корнями растений в форме ионов. Через плазмалемму клетки они проникают с помощью пассивного или активного транспорта. Пассивный транспорт идет через специфические для каждого иона (или группы ионов) каналы путем диффузии по электрохимическому градиенту. Поддержание последнего требует затраты энергии, поэтому термин "пассивный транспорт" является не совсем удачным. Активный транспорт идет против электрохимического градиента с затратой энергии, запасенной в виде АТФ. Полагают, что участки пассивного и активного транспорта на мембранах пространственно разделены. Пассивный транспорт более специфичен для катионов, чем для анионов, так как отрицательно заряженная плазмалемма облегчает их поглощение. Установлены две системы поглощения ионов. Первая система имеет более высокую избирательную способность и функционирует при концентрации внешнего раствора до 1 мМ [28]. Вторая система менее селективна и вступает в действие при более высоких концентрациях внешнего раствора.

Полезные сведения о механизме пассивного транспорта содержатся в публикации [44], согласно которой в плазмалемме имеется три типа калиевых каналов. Каналы D1 имеют диаметр порядка 0.300 нм и длину > 0.600 нм. Каналы D2 имеют диаметр > 0.800 нм и длину порядка 0.300 нм. Проводимость обоих каналов возрастает при деполяризации клеток. Г-каналы имеют такие же размеры как и D2-каналы, но их активация возрастает при гиперполяризации плазмалеммы. При всех концентрациях К выше  $10^{-3}$  М каналы обоих типов высокоселективны к ионам  $\text{K}^+$ . Ионы  $\text{Ca}^{++}$  блокируют устья калиевых каналов и поэтому повышение их концентрации в почвенном растворе уменьшает поглощение  $\text{K}^+$ . Через указанные типы каналов ионы  $\text{K}^+$  могут идти в противоположных направлениях. Возрастание наружной концентрации  $\text{K}^+$  первоначально увеличивает число активированных каналов, но далее возрастает число деблокированных каналов, что увеличивает потерю клеткой ионов  $\text{K}^+$ .

Описанные механизмы поглощения К не являются единственными. Достоверно установлено, что значительная доля поглощения питательных веществ у низших растений и грибов происходит посредством пиноцитоза [45]. В этом случае на наружной стороне клеточной мембраны на ограниченном пространстве локализуются отрицательные заряды, которые уравниваются положительно заряженными катионами. В определенный момент мембрана прогибается внутрь плазмалеммы, образуя замкнутый пузырек. После мембрана пузырька исчезает и его содержимое оказывается в клетке. Такой способ поглощения питательных веществ имеет слабую селективность ионов. Преимуществом проникновения в клетку здесь обладают катионы с меньшей толщиной гидратной оболочки и с большим дипольным моментом. Возможно, в этом кроется причина повышенного накопления в грибах радионуклидов и тяжелых металлов. Наличие пиноцитоза у высших растений является спорным вопросом. Однако, А.С. Романенко и Р.К. Салаяев [46] считают, что он несомненно имеет место в растительном мире (фагоцитоз бобовыми растениями клубеньковых бактерий). Также как и активный транспорт ионов пиноцитоз требует затраты энергии.

Поступление К в растение регулируется механизмами обратной связи между корнем и надземной массой [31,34]. В зависимости от обеспеченности последней калием его поступление в растения меняется до 6-ти раз [27]. Опыты с разной освещенностью растений показали, что в зависимости от нее поступление К менялось до 3-х раз и было выше при более высокой освещенности [47]. Там же сообщается, что корни, выросшие в условиях недостатка К, поглощали его в большем количестве при прочих равных условиях. Необходимо, однако, отметить, что повышенное поглощение К не всегда ведет к повышению его удельного содержания в растениях.

**Концентрация калия в растениях.** Удельная концентрация К в сельскохозяйственных растениях в сыром виде и в воздушно-сухом состоянии для одного вида колеблется в зависимости от почвенных и погодных условий до 7 раз [48]. Примерно такие же колебания обнаружены и в древесных растениях [49]. По степени убывания калиефильности древесные породы располагаются следующим образом [50]:

ясень > липа > осина > вяз > клен остролистный > дуб > ель > сосна > ольха черная > береза.

Согласно теории минерального питания растений [28] концентрация в них какого-либо элемента зависит от концентрации других минеральных элементов. Если концентрация изучаемого элемента меняется в растении от минимума до максимума, то изменение концентраций других элементов имеют W-образный характер, т.е. максимальные концентрации других элементов наблюдаются при минимуме и при максимуме концентрации изучаемого элемента. Оптимальная концентрация изучаемого элемента дает несколько меньший, чем два предыдущих, максимум концентрации других элементов. Это общее правило имеет ряд исключений. Многие элементы могут как усиливать, так и снижать поглощение других элементов. Для  $K^+$  таким элементом является  $Ca^{++}$ . Как было уже сказано ранее, повышенные его концентрации снижают проницаемость клеточных мембран для ионов  $K^+$ , предположительно [44], за счет понижения потенциала в примембранном слое, так как двухвалентные катионы более эффективно экранируют поверхностные заряды, чем одновалентные.

Диапазон концентраций  $K^+$  в почвенном растворе, при котором возможна жизнедеятельность растений, достигает 1000-кратной величины [51]. Растения способны удовлетворять свои потребности в  $K^+$  из весьма разбавленных (0.01-0.05%) растворов, обеспечивая необходимый минимум концентрации  $K^+$  в своих тканях [28]. По данным Н.Т. Ниловской и И.И. Булгакова [47] удельное содержание элементов питания в растениях (в том числе и  $K^+$ ) при концентрации в питательном растворе от 1.6 до 26.7 мМ не зависело от концентрации и не было связано с продуктивностью растений. При дальнейшем повышении концентрации почвенного раствора до  $3 \cdot 10^3$  мМ концентрация  $K^+$  в растениях увеличивается почти прямо пропорционально [52]. При наличии более высоких концентраций почвенного раствора растения достигают определенного максимума концентрации в них  $K^+$  [27,28,31]. В целом изменение концентрации К в тканях растений по причине вариации его концентрации в почвенном растворе не превышает 1.5 раз. По-видимому, большее значение для величины удельного накопления К имеет не его концентрация в почве, а концентрация в ней других элементов.

Ранее уже было сказано, что концентрация К в растениях зависит не только от почвенных условий, но и от погоды. Как повышенные, так и пониженные температуры вызывают ее возрастание. Влияние погоды проявляется также и косвенно через изменение почвенных условий. Отмечено [53], что в более влажные годы в растениях повышается удельное содержание К. Однако, вегетационные опыты с райграсом вестервальдским [52] показали, что содержание К было выше в растениях, выросших при 30% полной влагоемкости (ПВ) по сравнению с растениями, выросшими при 90% ПВ. Отмеченное противоречие свидетельствует о том, что влажность почвы не является прямой причиной изменения концентрации К в растениях. Однако, косвенное ее влияние несомненно. К числу таких воздействий относятся: улучшение или ухудшение аэрации почвы, улучшение доступности К, изменение состава

почвенного воздуха и изменение ее биологической активности. Возможно, в данном конкретном случае, на повышении удельного содержания К сказались изменения в балансе других элементов питания, вызванных изменением влажности почвы.

На содержание К в растениях влияют и условия их освещения. Так, например, в вышеупомянутой публикации [47] указывается, что при повышении физиологически активной радиации (ФАР) общее содержание N, P и K в тканях возрастало при одновременном снижении биомассы. Согласно данным С.П. Прокушина [54] содержание К в листьях древесных растений зависит от полноты древостоя (наивысшее при полноте 1.0±0.8 - 0.8%, а при полноте 0.4 - 0.54% наименьшее). Эти данные можно интерпретировать как зависимость содержания К от степени освещения листьев, поскольку она тесно связана с полнотой древостоя, так как наибольшее освещение деревьев наблюдается при ее меньших значениях. Очевидно, что результаты публикаций [47] и [54] противоречат друг другу. Возможно, в последнем случае большее значение имеет не разность в освещенности листьев и хвои, а разность в площадях питания. В целом следует заключить, что оценка влияния степени освещения растений на их УРЗ требует дополнительных исследований. Однако, влияние данного фактора лежит, по-видимому, в пределах нескольких десятков процентов.

**Распределение К в растениях.** Считается, что макроэлементы имеют в растениях акропетальное распределение (их концентрация возрастает от основания к вершине), а микроэлементы базипетальный тип распределения (концентрация падает от основания к вершине) [28,33,36,55]. Заметим, что это не совсем твердое правило. Данные работ [5,8,15,51,56] показывают, что макроэлементы имеют в растениях как акропетальный так и базипетальный тип распределения. По нашему мнению, значительную ясность в данный вопрос вносит опыт Либхардта и Мерсона [по 25] по изучению содержания К в сухом веществе табака, табл. 1.

Таблица 1. Признаки недостаточности калия и его содержание в листьях табака при разных долях калия, внесенного в форме сульфата калия [по 25].

Внесение калия, кг/га	Признаки недостаточности калия	Содержание калия в сухом веществе листьев, %		
		положение листьев на стебле		
		нижнее	среднее	верхнее
0	очень сильные	0.6	0.6	1.2
22	сильные	1.0	1.6	2.2
45	умеренные	2.4	2.5	2.8
112	отсутствуют	5.3	4.4	3.1
157	отсутствуют	6.2	5.4	4.7

Из табл. 1 видно, что распределение К по высоте растений зависит от степени обеспеченности их калийного питания. При недостаточном обеспечении К наблюдается акропетальный тип распределения, а при избыточном базипетальный. При умеренном обеспечении К наблюдается примерно равномерное распределение.

Если тип распределения элемента по высоте растения ставить в зависимость не от вида элемента, а от степени обеспеченности им растения, то как макроэлементы, так и микроэлементы будут иметь одну общую закономерность: при недостатке обеспеченности растений данным элементом он будет распределен по акропетальному типу, а при избытке по базипетальному типу. Преобладание последнего типа для микроэлементов объясняется, по-видимому, тем, что в связи с мизерной потребностью в них растений превышение необходимого обеспечения достигается для них в большинстве случаев. Остается неясным вопрос почему распределение элементов по высоте ствола в древесине и в коре часто имеет противоположные градиенты [8,56,57]. Одна из возможных причин - направление движения питательных веществ. Если в коре деревьев преобладает восходящий ток, то при недостаточном обеспечении питательными веществами наблюдается акропетальное распределение элементов, а в случае преобладания нисходящего тока базипетальное распределение.

Различия по концентрации К в разных органах одного и того же растения достигают 17-ти кратной величины [27]. В целом репродуктивные органы имеют более низкое его содержание, чем вегетативные. По степени убывания концентрации К органы древесных растений располагаются следующим образом [6,8,15,56-58]:

хвоя, листья > кора > ветви > репродуктивные органы > корни > древесина.

В публикации [59, Таблица 18] содержатся сведения о содержании в разных органах и тканях ели, березы и лишайников N, Si, K, Ca, Mg, P, Mn и S. Наш корреляционный анализ этих данных показал, что содержание в разных частях растений К тесно коррелирует с P (коэффициент корреляции равен 0.94).

Содержание N достоверно не связано ни с одним элементом. Если исключить K, то содержание P также не связано с другими элементами. Содержание же S, Si, Mg и Mg взаимообусловлено.

Согласно данным В.Ф. Кашлева и А.И. Веретенникова [56] в древесных растениях K имеет преимущественно акропетальный тип распределения. В сентябре на дерново-подзолистых почвах наблюдалось следующее распределение концентрации K по отдельным органам древесных растений: хвоя > кора > древесина. Что касается его распределения по поперечному сечению ствола, то в комлевой части центральная часть ствола имеет примерно такое же удельное содержание K, как и периферическая, а средняя часть наименьшее. На середине ствола у сосны и ели максимальное содержание K наблюдалось в центральной части, а минимальное в периферической. У березы и осины наибольшая концентрация K наблюдалась в периферической части. В вершинной части ствола у всех древесных пород наибольшая концентрация K была на периферии. Приведенные данные противоречат широко распространенному мнению, что наибольшая концентрация K наблюдается в активно растущих частях растений. Возможно данное противоречие связано с тем, что вышеуказанные наблюдения проведены в сентябре, когда шел отток питательных веществ в запасающие органы.

По данным [60], содержание K в ядре и заболони примерно одинаково, а у сухостоя оно выше в ядре, что, по-видимому, связано с вымыванием катионов из наружных слоев древесины.

Калий является одним из самых мобильных элементов в растениях. Он не только поступает из корня в надземные органы растений, но и реутилизируется из старых и поглощается молодыми растущими тканями растений [27,30,33,34,55]. Вследствие этого удельное содержание K в хвое и листьях нижних частей кроны при мерно в 1.5 раза меньше, чем в верхних [32].

**Сезонные колебания K в растениях.** Как было уже сказано ранее, калий не входит в состав каких-либо органических соединений и находится в растениях в ионной форме, что определяет его высокую подвижность [30-34,61,62]. Согласно данным Jones, Parker (1951) [по 32] концентрация K в листьях апельсинового дерева сорта Валенсия уменьшается приблизительно от 1.2% в летнее время до 0.4% в зимний сезон. По данным Mitchell (1936) [по 32] содержание K в листьях дуба и клена в осенние месяцы снижается до 1.2% по сравнению с содержанием его в июне июле на уровне 1.5 и 1.3% соответственно. В публикации [63] концентрация K в сеянцах дуба черешчатого в течении вегетационного периода менялась следующим образом ( в % от веса сухого вещества): в листьях от 0.72 до 1.06, в стволиках от 0.36 до 1.74, а в корнях от 0.57 до 1.92. В листьях наибольшее содержание K было в начале, а в корнях и стволиках в конце вегетационного периода. Bollard (1952) [по 32] обнаружил, что содержание K в ксилемном соке яблони уменьшается в зимнее время примерно в 17 раз, а в ксилемном соке лещины [60] оно снижается до 4-х раз. Нестерова Л.А., наблюдая содержание K в хвое сосны с января по июнь, не обнаружила существенных колебаний его концентрации [64]. Пономарев А.В. [65] в районе г. Новозыбкова в период с 5 мая по 30 августа наблюдал УРЗ  $^{40}\text{K}$  в 4-х видах растений. В ячмене и в листьях клена остролистного УРЗ снизилось от мая до августа в 5 раз, а у сныти и лопуха оно оставалось примерно на одном уровне со слабо выраженным максимумом в середине лета.

Сезонные колебания удельного содержания в растениях K наглядно иллюстрируются табл.2.

Таблица 2. Динамика удельного содержания К (в % от сухого вещества) по [64]

Органы	Даты наблюдений				Кратность изменения концентрации К
	20.05	24.06	28.07	23.08	
Папоротник Линнея					
листья	0.42	0.20	0.50	0.36	2.5
стебли	0.07	0.06	0.10	0.06	5.0
корни	0.02	0.14	0.08	0.08	7.0
Ландыш майский					
листья	0.24	0.18	0.28	0.18	1.6
стебли	0.04	0.02	0.04	0.02	2.0
корни	0.08	0.04	0.04	0.04	2.0

Из указанной таблицы следует, что удельное содержание К в одном и том же органе травянистых растений меняется от 1.6 до 7.0 раз. Не остается постоянным и соотношение концентраций К между различными органами. Наибольшие концентрации наблюдаются в середине вегетационного периода. Их причины кроются в разной потребности растений в питательных веществах на разных фазах роста и в оттоке органических и минеральных веществ в запасающие органы к концу вегетационного периода. Значительное количество К растения теряют при вымывании его осадками из листьев и коры [66]. Следует обратить внимание на кратность сезонных изменений концентрации К в одном и том же органе растения - она достигает 7-ми кратной величины. Данное явление является одним из ключевых при межсезонных колебаний УРЗР.

**Влияние погодных условий.** Из табл. 2 также следует, что удельное содержание К в растениях подвержено межмесячным колебаниям, которое вероятнее всего связано с погодными условиями. В работе [67] отмечается, что удельное содержание К в зерне и соломе ячменя не зависело от обеспеченности минеральным питанием К и определялось погодными условиями (колебания за 3 года достигали в зерне 1.7, а в соломе 1.5 раза). В публикации [68] также отмечается влияние погодных условий на накопление К надземными частями пшеницы. В более влажные годы его концентрация возрастала до 2-х раз, а в работе [69] отмечено, что, наоборот, наивысшая концентрация К в многолетних злаковых травах наблюдалась в сухие и теплые годы. Указанные противоречия объясняются тем, что, как уже было сказано ранее, при отклонениях погоды от нормы (сухая, жаркая или пасмурная, прохладная) растения для нейтрализации возникающей повышенной кислотности поглощают повышенное количество К.

**Влияние других факторов.** Авторы работ [70-72] пришли к выводу о том, что химический состав древесины не зависит от географического района и высоты над уровнем моря. Однако, в справочнике [50] показано, что удельное содержание К в листьях древесных растений в значительной мере зависит от типа леса. Колебания его концентраций для одной древесной породы достигают 4-х кратной величины.

Существенные различия в удельном содержании К наблюдаются между хорошо растущими и отстающими в росте деревьями. В монографии [60] показано, что у деревьев I-II классов Крафта содержание К на 40% выше, чем у деревьев IV-V классов. Очевидно, это связано с тем, что ослабленные растения не имеют достаточно энергии для поддержания высокого калиевого статуса. Примерно такое же соотношение содержания К получено при сравнении прореженных и загущенных 2-х летних сеянцев ели [73]. Поэтому с достаточно большой долей вероятности можно утверждать, что снижение удельного содержания К в ослабленных растениях является общебиологической закономерностью.

## Поглощение $^{137}\text{Cs}$ почвой

**Формы, распределение и миграция  $^{137}\text{Cs}$  в почве.**  $^{137}\text{Cs}$  является радионуклидом техногенного происхождения и в естественном виде в природе фактически отсутствует. Также как и калий находится в почве в водо-растворимой, обменной и недоступной форме [1,4,74-77 и др.]. Его общее содержание измеряется ультра-малыми количествами (1 Ки = 11.5 мг [138]). Поэтому даже при самых высоких плотностях загрязнения территории российской части Чернобыльского следа он не оказывает практически никакого влияния ни на физические ни на химические свойства почв. Как показали многие эксперименты [29,68,75,79]  $^{137}\text{Cs}$  менее прочно поглощается твердой фазой почвы сразу после его выпадения или искусственного внесения. С течением времени  $^{137}\text{Cs}$  поглощается почвенными минералами, где он занимает в кристаллических структурах места К и становится недоступным для

растений. Это явление принято называть "старением радионуклида" [74, 75]. Считается, что указанный период длится 1-4 года [72, 76], однако в работе [80] этот срок оценивается в 5-10 лет.

На российской части Чернобыльского следа изотопы цезия выпали в основном в составе конденсационных выпадений, имеющих, как правило, водорастворимую форму. При попадании в почву они частично поглотились путем образования нерастворимых химических соединений или включились в кристаллическую структуру почвенных минералов. В последнем случае они стали недоступными для растений. Однако, значительная их часть (от 50 до 98%) адсорбировалась почвенным поглощающим комплексом. Наиболее прочно ионы  $Cs^+$  удерживаются минеральными частицами и менее прочно органическими. Незначительная часть радионуклидов находится в почвенном растворе, а при низкой влажности почвы в виде водо-растворимых солей. Величину содержания радионуклида в твердой фазе, деленной на его содержание в жидкой фазе почвы принято называть коэффициентом распределения (Кр) [75]. Для  $^{137}Cs$  он колеблется в пределах от 10 до 10000, из чего следует, что,  $^{137}Cs$  достаточно прочно удерживается почвами. Этот вывод подтверждается данными [15], где на примере лесных почв Белоруссии показано, что проценты фиксированного (недоступного растениям)  $^{137}Cs$  колеблются от 48 до 95%. В определенных условиях доля недоступной части  $^{137}Cs$  может снижаться за счет перехода в доступное для растений состояние, но скорости такого перехода крайне малы и поэтому ее изменением нельзя объяснить наблюдаемые сезонные и межгодовые колебания УРЗР, кроме того, указанное снижение доли недоступной части  $^{137}Cs$  имеет однонаправленное действие, а межгодовые колебания УРЗР идут в разных направлениях.

По данным [76] водо-растворимое состояние  $^{137}Cs$  в почвах Белоруссии меняется от 0.1 до 10%. Обменное состояние  $^{137}Cs$  колеблется от 0.2 до 16%. В опыте Т.М. Поникоровой [81] водо-растворимое содержание  $^{137}Cs$  в течение 30 суток менялось от 2.2 до 8.5% и слабо зависело от влажности почвы. Соотношение между водо-растворимой и обменной фракциями в одной и той же почве не остается постоянным. При уменьшении концентрации  $^{137}Cs$  в почвенном растворе (например, вследствие поглощения его растениями) она быстро восстанавливается за счет перехода в него катионов цезия из обменного состояния. Однако, буферность почв не является бесконечной и при определенных условиях концентрация  $^{137}Cs$  в почвенном растворе может меняться. В данном разделе важно подчеркнуть, что сумма водо-растворимой и обменной фракций является наиболее доступной для растений и именно она определяет максимум возможного УРЗР.

Вертикальная миграция  $^{137}Cs$  в лесных почвах чернобыльского следа [82] оценивается величиной равной 0.03-0.07% в год. Горизонтальная миграция при равнинном или слабоволнообразном рельефе в лесных биогеоценозах практически отсутствует, что же касается крутых склонов, то такие данные к настоящему времени отсутствуют. Проникновение радионуклидов вглубь зависит от механического состава, гидроморфности, кислотности, гумусности и других свойств почвы. Вертикальная миграция на большинстве типов почв для  $^{137}Cs$  наблюдается на глубину до 15-20 см. На больших глубинах имеются только следы данного радионуклида [5,77,78]. В таблице 3 представлены обобщенные данные Е.И. Беловой и З.Г. Антропова [по 78] о миграции глобальных выпадений  $^{137}Cs$  за 10 летний срок на целинных почвах.

Таблица 3. Миграция  $^{137}Cs$  на разных типах почв за 10 лет.

На глубине, см	Содержание $^{137}Cs$ в % по типам почв				
	дерново-подзолистая	серая лесная	черноземы	солодь	солончак
0-10	57.2	83.8	97.6	86.7	96.2
10-30	37.1	16.2	1.6	13.3	3.8
> 30	5.7	0	0.8	0	0

Приведенные данные показывают, что спустя 10 лет на большинстве типов почв большая часть радионуклидов сосредоточена в верхнем 10-ти сантиметровом слое. Исключение составляют дерново-подзолистые почвы.

Однако, глобальные выпадения  $^{137}Cs$  имеют существенное различие с выпадениями чернобыльского следа, так как во время указанных в табл. 3 наблюдений, шло постоянное пополнение  $^{137}Cs$  в самом верхнем горизонте почвы за счет выпадений из атмосферы при проведении испытаний атомного оружия.

Еще более сильная миграция в нижние горизонты наблюдается на торфянистых почвах. Так, например, в 1993 году мы наблюдали в сосняке осоко-сфагновом плотность загрязнения в верхнем 15-ти сантиметровом слое равную 5.4 Ки/км<sup>2</sup>, в то время как на прилегающей территории уровень загрязнения был равен 14.0 Ки/км<sup>2</sup>, т.е. спустя 6 лет в нем осталось примерно 39% от общего количества выпавшего радионуклида. Остальное количество переместилось в более глубокие горизонты почвы.

Горизонтальная миграция за 7 лет после аварии при годовом количестве осадков около 500 мм и концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в болотной воде 8 Бк/кг могла составить только около  $0.8 \text{ Ки/км}^2$

В лесных почвах значительная часть радионуклидов сосредоточена в лесной подстилке и в верхнем 5-ти сантиметровом слое почвы. По данным [15] через 7 лет после аварии на ЧАЭС ( в 1993 г.) распределение  $^{137}\text{Cs}$  по глубине характеризовалось данными, представленными в табл.4.

Таблица 4. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  по горизонтам разных типов почв.

Типы почв	Подстилка + 0÷5 см	5÷10 см	10÷20 см
Автоморфные	95.2	3.2	1.6
Полугидроморфные	85.6	9.6	4.8
Гидроморфные	67.6	19.9	12.5

Из табл. 4 следует, что на автоморфных почвах миграция  $^{137}\text{Cs}$  в нижние горизонты идет крайне медленно, а на гидроморфных почвах она составляет заметную величину, что неизбежно скажется в обозримом будущем на очищении верхних горизонтов почвы.

**Почвенные коллоиды.** Для более ясного понимания процессов адсорбции  $^{137}\text{Cs}$  почвой необходимо напомнить строение коллоидных мицелл. В центре мицеллы находится ядро, которое у минеральных коллоидов состоит из алюмо-магниевого силикатов, а иногда из кремнекислоты, окислов железа и алюминия. Минеральные коллоиды обычно устойчивы и разрушаются в течение длительного времени. Органические коллоиды состоят главным образом из гуминовых кислот, протеинов, клетчатки и других сложных веществ. Они менее устойчивы и могут разлагаться и снова создаваться из продуктов разложения растений и животных [18,61,83].

Внешнюю часть ядра занимают потенциалопределяющие ионы. Вместе с ядром они составляют гранулу мицеллы. У минеральных коллоидов они представлены гидроксильными, а у органических коллоидов гидроксильными и карбоксильными анионами, кроме того часть поверхности ядра органических коллоидов может быть занята электронейтральными молекулами. В целом гранулы мицелл заряжены отрицательно. Их уравновешивают положительно заряженные катионы. Большая их часть располагается в непосредственной близости от поверхности ядра и является неподвижной (неподвижный слой). Эта часть мицеллы называется частицей. Катионы в неподвижном слое удерживаются не только электростатическими силами, но и силами межмолекулярного взаимодействия [26,28,62,83,84]. Поскольку ионы неподвижного слоя не полностью уравновешивают заряд ядра, то некоторая часть катионов находится в диффузном слое. Гранула, неподвижный и диффузный слои ионов образуют мицеллу коллоидного раствора. Почвенный раствор, находящийся за пределами мицеллы называют межмицеллярным. По мере высыхания почвы исчезает сначала межмицеллярный раствор, а потом и диффузный слой.

**Адсорбция и десорбция  $^{137}\text{Cs}$  в почве.** Адсорбция и десорбция ионов зависит от их атомного радиуса, степени поляризации и степени гидратации. В таблице 5 указаны упомянутые показатели для ионов  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$  [84-86].

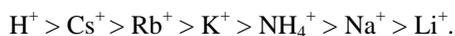
Таблица 5. Ионные характеристики  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$

Ионы	Ионный радиус нм	Ионный радиус с учетом гидратации нм	Толщина гидратной оболочки нм	Степень поляризации $\alpha \cdot \text{см}^3$	Энергия ионизации атомов эВ
$\text{K}^+$	0.133	0.38	0.25	0.89	4.341
$\text{Cs}^+$	0.165	0.36	0.20	2.60	3.894

Меньшая энергия ионизации атомов цезия является одной из причин более высокой растворимости в водных растворах соединений цезия, а меньший гидратный радиус, меньшая толщина гидратной оболочки и большая степень поляризации ионов  $\text{Cs}^+$  обеспечивают большую прочность адсорбции почвенными коллоидами  $\text{Cs}^+$  по сравнению с ионами  $\text{K}^+$ . Это приводит к тому, что концентрационное отношение  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$  снижается от неподвижного слоя до межмицеллярного раствора. При падении pH возрастающая концентрация протонов ослабляет действие потенциалопределяющего слоя, так как ввиду небольших размеров протоны занимают пространство на поверхности ядра и тем самым уменьшают силу сцепления  $^{137}\text{Cs}^+$  с гранулой мицеллы, что влечет десорбцию катионов из неподвижного слоя. Вследствие этого концентрационное отношение  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$  в диффузном слое и в межмицеллярном растворе возрастет. Такой же эффект наблюдается и в том случае, когда произойдет снижение окислительно-восстановительного потенциала (Eh). Падение Eh может произойти вследствие снижения концентрации анионов в межмицеллярном растворе, а также вследствие развития аноксии (снижения содержания в

почве кислорода). Указанный процесс может затронуть не только межмицеллярный раствор, но и потенциалопределяющий слой. По отношению к  $^{137}\text{Cs}$  данные заключения являются умозрительными, но в отношении  $^{90}\text{Sr}$  прямыми опытами показано [79], что при подкислении почвы концентрационное отношение  $^{90}\text{Sr}/^{40}\text{Ca}$  в почвенной вытяжке возрастало.

Вышеизложенное логично объясняет факты большей сорбции  $^{137}\text{Cs}^+$  по сравнению с  $\text{K}^+$  твердой фазой почвы, отмеченные в работах [1,83]. Указанные соображения лежат также в основе известного лиотропного ряда одновалентных катионов, расположенных по степени убывания прочности их сорбции твердой фазой почвы [21,83]:



Смысл данного ряда состоит в том, что в обменном комплексе почвы, внесенный в нее элемент, вытесняет элементы, расположенные от него в ряду справа. При десорбции в почвенный раствор труднее поступают элементы расположенные левее. На десорбцию рассматриваемого элемента более сильное влияние оказывает внесение в почву элементов, расположенных правее. При этом, чем вносимый элемент расположен дальше вправо, тем больше его влияние на десорбцию рассматриваемого элемента, а чем он дальше расположен влево, тем его действие слабее.

**Окислительно-восстановительный потенциал и кислотность почвы.** О влиянии Eh и pH на доступность питательных веществ растениям имеется достаточно обширная литература [3,18,20-22,28,31,34,62,83 и др.]. Предложен комплексный показатель, учитывающий совместное действие обоих факторов [18]:

$$r\text{H}_2 = \text{Eh}/29 + 2\text{pH}, \quad \text{где}$$

Eh в милливольтках

Значение  $r\text{H}_2 > 27$  характеризует преобладание окислительных процессов. При создании в почве восстановительной обстановки  $r\text{H}_2$  колеблется в пределах 22-25, а при интенсивном развитии восстановительных процессов падает ниже 20 [18]. Однако, более информативным является анализ доступности элементов питания в зависимости от соотношения pH и Eh. В системе координат этих показателей существуют оптимальные области для поглощения растениями определенных минеральных элементов. Наглядное представление о размахе изменения Eh в разных почвах и скорости его динамики дает таблица 6 [по 18].

Таблица 6. Изменение окислительно-восстановительного потенциала, мВ (по И.П. Сердобольскому)

Дата	Дерново-подзолистая почва	Дата	Болотная почва
21 мая	505	18 мая	187
22 июля	210	19 июня	380
2 августа	190	5 августа	30
13 августа	400	22 сентября	420

Из табл. 6 следует, что как на дерново-подзолистых, так и на болотных почвах можно наблюдать разные величины Eh, создающие как окислительные, так и восстановительные условия. Очень высока скорость изменения данного показателя. Так, например, на дерново-подзолистой почве в течение 11 дней Eh увеличился со 190 до 400 мВ. Примерно такую же картину дают также данные Кураева В.Н. [87]. По его данным в березово-еловом насаждении на дерново-подзолистых почвах  $r\text{H}_2$  в верхнем 5-ти см слое менялся от 22.1 до 30.2. Согласно [18,26,83] Eh почв варьирует в пределах от -300 до 800 мВ.

Наши наблюдения на дерново-подзолистых и торфянистых почвах Злынковского опытного лесхоза Брянской области показали, что в зависимости от погоды Eh меняется на 100-400 мВ в течение нескольких дней. Для проведения исследований использовали иономер "И-102" с электродами ЭПЛ-02 и ЭВЛ-1М4, что позволяло проводить измерения Eh в одном участке почвы не разнося электроды. Измерения проводили непосредственно в почве, а при сухой почве увлажняли ее дистиллированной водой и через 5 минут проводили измерения. В жаркую сухую погоду обычно наблюдаются высокие значения Eh. Примерно такими же они остаются во время дождей и один-два дня спустя. Далее в условиях теплой погоды, в связи с развитием микробиологической деятельности почв, величина Eh резко падает и на почвах, богатых органическими веществами, нередко опускается до 200 мВ.

**Аноксия.** Содержание в почве кислорода почти функционально связано с величиной Eh, так как он является основным окислителем в почвах. Поэтому знание причин и закономерностей колебаний его содержания в почве позволяет прогнозировать величину Eh, а через нее и УРЗР. При повышении температуры почвы на фоне достаточного ее увлажнения многократно возрастает активность аэробных

бактерий, что приводит к истощению запасов свободного кислорода [18,61,88]. На втором этапе развивается деятельность анаэробных бактерий, которые используют для своей деятельности связанный кислород. В связи с недостатком последнего в почве развиваются восстановительные процессы и в почвенном растворе возрастает соотношение  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$ . Однако, в почвах, бедных органическими веществами, повышение уровня микробиологической активности почвы имеет гораздо меньшее значение.

Недостаток кислорода в почве может быть вызван также длительным затоплением почвы, продолжительным действием плотного и мощного снежного покрова, образованием ледяной корки или глинистой корки в жаркую погоду после сильных дождей. Пасмурная погода, сопровождаемая дождями и ослаблением транспирации растениями воды также может привести к его недостатку в почве вследствие ухудшения ее аэрации. По наблюдениям Кураева В.Н. [87,89] в залитых водой дерново-подзолистых почвах содержится 2-3% кислорода. Однако, непосредственно после выпадения обильных осадков его содержание в почве довольно высоко (6.75-13.17 мг/л  $\text{O}_2$ ).

В последующие дни в почвах, богатых органическими веществами, содержание кислорода уменьшается. В зимнее время его содержание в почвенном воздухе также снижается порой до 2-х % и менее [34].

**Влияние температуры.** Повышение температуры, вследствие повышения скорости движения молекул, способствует более интенсивному перемешиванию неподвижного и диффузного слоев, а также межщелевого раствора, что приводит к повышению в последнем соотношения  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$ . Однако, этот эффект невелик [79], гораздо большее значение имеют побочные эффекты, связанные с активацией микробиологической деятельности.

**Влажность почвы.** Повышение влажности почвы понижает концентрацию ионов в диффузном слое. По этой причине ионы  $^{137}\text{Cs}^+$  удаляются от поверхности потенциалоопределяющего слоя, что способствует возрастанию концентрационного соотношения  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$ . Но одновременно облегчается доступ анионов к потенциалоопределяющему слою. В итоге влияние влажности почвы на силу поглощения  $^{137}\text{Cs}^+$  невелико. Оно несколько возрастает в почвах, богатых органическими веществами, так как под действием влаги их коллоиды разбухают, что способствует их разрушению микроорганизмами.

**Выделительная деятельность растений.** На состояние почвы, особенно в прикорневом ее слое, большое влияние оказывает выделительная деятельность корней растений [31,88,90-95]. Под воздействием корневых выделений рН в прикорневом слое может измениться на 3 единицы. Это существенным образом изменяет доступность растениям элементов минерального питания. Согласно данным В.П. Иванова [91] корневые выделения резко увеличиваются при ухудшении условий роста. Отмеченный нами [6] более низкий УРЗ оставших в росте растений также может быть не только следствием более сильной потери калия больными или ослабленными растениями [41], но и следствием разности рН и Eh в прикорневом слое ослабленных и здоровых растений. Наши наблюдения в Злынковском опытном лесхозе на дерново-подзолистых почвах показали, что у сосны в прикорневом слое почвы величина Eh на 30 - 60 мВ меньше, чем в той же почве на удалении от корня в 4-5 см. У осины эта разность еще более выражена и иногда достигает 150 мВ. Однако, на богатых органическими веществами почвах при низких значениях Eh у таких пород как ольха черная и ясень обыкновенный наблюдается подщелачивание прикорневого слоя. Последнее обстоятельство не согласуется с данными О.Ф. Гусевой [по 91], которая установила, что растения выделяют наибольшее количество ионов  $\text{K}^+$  и  $\text{Ca}^+$  при кислой среде и не выделяют их в щелочной среде. Возможно, что объяснение указанного противоречия состоит в том, что согласно В.П. Иванову [91] при отклонении рН от оптимума растения увеличивают выделение в почву  $\text{SO}_4$  и  $\text{PO}_4$ . Поскольку корневые выделения играют важную роль в десорбции радионуклидов из почвы, то необходимы более обширные исследования в этом направлении.

## Поглощение $^{137}\text{Cs}$ растениями

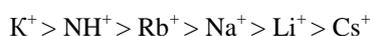
**Роль  $^{137}\text{Cs}$  в растениях.** Роль цезия как элемента в физиологии растений пока не выявлена. Однако, поскольку  $^{137}\text{Cs}$  является довольно близким аналогом К, то растение стремится использовать его в своей жизнедеятельности для тех же функций. Вместе с тем, как уже указывалось,  $^{137}\text{Cs}$  имеет значительные отличия от К. Экспериментально установлено, что при пассивном транспорте проницаемость ионов Cs через клеточные мембраны примерно в 6 раз ниже, чем  $\text{K}^+$  [44].  $^{137}\text{Cs}^+$  блокирует калиевые каналы. Для их разблокировки требуются ионы  $\text{K}^+$  и дополнительные затраты энергии. Вероятно, по этой причине замена К в почве Cs ведет к угнетению растений даже в том случае, когда доля последнего равна более

2% от содержания К [74], что указывает на физиологическое различие этих двух элементов. Ввиду того, что в Чернобыльском следе на территории России  $^{137}\text{Cs}$  содержится в ультра-малых количествах, он не оказывает практического воздействия на рост растений. В работе [95] сообщается, что рост всходов сосны не лимитировался плотностью загрязнения почвы, равной  $4000 \text{ Ки/км}^2$  (в самом деле это всего примерно  $0,04 \text{ кг/км}^2$   $^{137}\text{Cs}$ , что несопоставимо с количеством стабильного К в метровом слое почвы  $\approx 1 \cdot 10^7 \text{ кг/км}^2$ ).

**Влияние Eh и pH на УРЗР.** Наиболее логичное объяснение наблюдаемым межсезонным и межгодовым колебаниям УРЗР, а также большим различиям в этом показателе между растениями, произрастающими на автоморфных и гидроморфных почвах, может быть дано на основе учета влияния Eh и pH на десорбцию  $^{137}\text{Cs}^+$  с мицелл почвенных коллоидов. Снижение значений указанных показателей создает в почве восстановительную обстановку, что, как уже об этом было сказано ранее, увеличивает в межмицелярном растворе соотношение  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$ .

Немецкие ученые [97], сравнивая УРЗ растений, выращенных в теплицах и в полевых условиях, наблюдали более высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$  (от 2 до 23 раз) в теплицах. Данный результат логичнее всего объяснить тем, что в условиях теплиц Eh почвы был значительно ниже. В работе [21] отмечается, что примерно 67% общей вариации УРЗ травянистых растений определяется pH почвы. Однако, данный показатель для почвенного раствора можно надежно определить только при полной или избыточной влагоемкости почвы. В остальных случаях его полевые измерения являются некорректными, а измерение pH в стандартных водных или солевых вытяжках способны охарактеризовать химический состав почвы, но не конкретную величину pH почвенного раствора. В связи с этим при прогнозе УРЗР мы вынуждены отказаться от этого показателя и ограничиться измерениями только Eh. Однако, в последнем случае модели прогноза должны охватывать более сходные типы почв, где pH имеет примерно одинаковую корреляцию с Eh почвенного раствора. Влияние Eh и pH на УРЗР отмечается также в работах [18, 22].

**Конкурирующие ионы и их селективность.** Поступление ионов в растения определяется с одной стороны степенью прочности поглощения их почвой (лиотропный ряд упомянутый ранее), а с другой стороны селективностью поглощения их корнями растений. По данным [1] соотношение концентраций  $^{137}\text{Cs}/\text{K}$  в твердой фазе почвы в 10-30 раз выше, чем в исходном растворе до внесения его в почву. Данное явление вполне логично объясняется свойствами ионов  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$  и рассмотренным ранее их поведением в почвенных коллоидах. Для одновалентных катионов ряд селективности при прохождении их через калиевые каналы согласно монографии [44] имеет следующий вид:



Причина такого расположения ионов кроется в их селективности при прохождении через калиевые каналы. Размеры рассматриваемых катионов таковы, что наилучшая проницаемость обеспечивается для  $\text{K}^+$ . Остальные ионы в силу их больших размеров и разной способности терять гидратные оболочки имеют меньшую скорость преодоления клеточных мембран, а ионы  $\text{Cs}^+$  могут блокировать калиевые каналы для прохождения через них ионов  $\text{K}^+$ . Из двухвалентных катионов наибольшее значение имеют ионы  $\text{Ca}^{++}$ , которые предположительно блокируют устья калиевых каналов. Поэтому данные ионы понижают поступление в растения ионов  $\text{K}^+$ , но одновременно и снижают их обратный выход.

Учитывая то обстоятельство, что накопление удельного содержания К слабо зависит от концентрации его в почвенном растворе, решающим фактором повышения УРЗР следует считать соотношение в нем концентраций  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$ . К сожалению, в литературе имеется мало данных по этому вопросу. Так в монографии Е.В. Юдинцевой и И.В. Гулякина [74] имеются данные о селективности Cs относительно К в песчаных культурах пшеницы и гороха. Однако, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в данной работе указано только для надземной части растений, что не позволяет судить в полной мере об относительном поглощении ионов Cs и К. Но поскольку коэффициент селективности Cs относительно К по данным вышеупомянутых авторов колеблется от 0.34 до 0.87, что близко к данным публикации [44] (0.34 для Г-каналов), то есть основание полагать, что данные последней публикации по селективности одновалентных катионов, полученные при работе с водорослями, имеют **общебиологическое значение**. Однако, данные публикации [98] показывают, что если на пути ионов  $^{137}\text{Cs}^+$  устранить мембраны корневой системы (растения с отрезанными корнями помещают в питательный раствор с радионуклидами), то УРЗР повышается примерно в 20 раз. К сожалению, в упомянутом опыте не определено параллельное увеличение концентрации К.

Сопоставление отношения Cs/K в почве и в плодах яблони [99] показало, что в плодах оно ниже в 1.8-5.2 раза. К сожалению, эти данные не дают ответа на вопрос: какая часть изменения указанного соотношения обусловлена селективностью поглощения элементов в почве, а какая при прохождении через кору корня и клеточные мембраны. В работе [100] на основе обширных опытов (57 участков,

расположенных на разных типах почв в районе Танхейма (Германия), установлено, что коэффициент накопления (КН)  $^{40}\text{K}$  был до 100 раз выше, чем КН  $^{137}\text{Cs}$ . Из вышеприведенных результатов можно заключить, что зола растений имеет более благоприятное соотношение содержания  $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ , чем почва. Поэтому представляется перспективной постановка опытов по ее использованию в зонах загрязнения в качестве удобрения в теплицах со сменным грунтом.

Упомянутый показатель (КН) представляет собой отношение УРЗ растения к УРЗ почвы тем же радионуклидом. Он удобен при постановке опытов в вегетационных сосудах (особенно при работе с водными культурами), однако его применение к результатам полевых опытов, особенно при изучении радиоактивного загрязнения древесных растений, вносит большую неопределенность, так как удельное загрязнение почвы в зоне корней в указанных случаях весьма неравномерно. Это обстоятельство еще более усугубляется тогда, когда толщина загрязненного слоя составляет лишь небольшую долю всех корнеобитаемых горизонтов почвы.

Конкурирующее влияние К по отношению к Cs подтверждено многочисленными опытами по внесению на загрязненные почвы калийных удобрений [3,75,101,102]. Соотношение УРЗ с количеством внесенных калийных удобрений имеет примерно обратную пропорциональную зависимость. Но строго она не соблюдается, по-видимому, по двум основным причинам: отсутствием учета содержания в почве К и Cs до начала опыта и десорбцией части  $^{137}\text{Cs}$  с твердой фазы в почвенный раствор вследствие понижения Eh при внесении в почву калийных удобрений. Однако, в публикации [103] сообщается, что на торфянистых почвах внесение калийных удобрений в большинстве случаев приводило к возрастанию УРЗ сельскохозяйственных растений. К сожалению, в упомянутой работе отсутствуют более подробные данные об условиях проведения опытов. Возможно, внесение калийных удобрений на фоне недостатка К в торфянистых почвах, привело к активизации микробиологической деятельности почвы и к последующему снижению в ней уровня Eh, возможно также, что сами калийные удобрения (в зависимости от их вида) сильно подкислили почву.

При проведении опытов с внесением в почву стабильного  $^{132}\text{Cs}$  предполагали, что УРЗ изменится примерно следующим образом:

$$\text{УРЗ} = R \cdot \frac{{}^{137}\text{Cs}_{\text{np}}}{{}^{\text{K}}_{\text{np}} + {}^{132}\text{Cs}_{\text{np}}},$$

где: R - коэффициент пропорциональности;  
 ${}^{137}\text{Cs}_{\text{np}}$  - содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном растворе;  
 ${}^{\text{K}}_{\text{np}}$  - содержание К в почвенном растворе;  
 ${}^{132}\text{Cs}_{\text{np}}$  - содержание  $^{132}\text{Cs}$  в почвенном растворе.

Ввиду высокой селективности поглощения почвой Cs относительно К величина  ${}^{132}\text{Cs}_{\text{np}}$  составляет в большинстве случаев менее 1% от внесенного в почву  ${}^{132}\text{Cs}$ . Однако величина знаменателя вышеприведенного выражения возрастет на величину близкую к количеству внесенного в почву  ${}^{132}\text{Cs}$ , так как  ${}^{132}\text{Cs}$  вытеснит в почвенный раствор примерно равное количество К. Но одновременно из неподвижного и диффузного слоев будет вытеснено и некоторое количество  $^{137}\text{Cs}$ , так как его количество на несколько порядков меньше, чем количество внесенного в почву  ${}^{132}\text{Cs}$ . Следствием этого будет возрастание числителя рассматриваемого выражения. Как показали специальные эксперименты [74,104], внесение в почву стабильного цезия приводит к возрастанию УРЗ. При этом токсичная доза стабильного цезия существенно зависит от типа почвы. На песчаной почве она равна всего 0.7%, а на суглинке - около 2% от содержания К в почве. Совершенно очевидно, что указанные различия связаны с тем, что суглинистая почва в значительно большей мере поглощает одновалентные катионы и, в первую очередь, —  $\text{Cs}^+$ .

Аммоний ( $\text{NH}_4^+$ ) как одновалентный катион понижает Eh почвы и по этой причине способствует возрастанию УРЗ. Однако, как конкурент при прохождении через калиевые каналы, он снижает поступление в растения  $\text{Cs}^+$ . Опыты с внесением аммонийных удобрений показывают, что преобладает влияние первого фактора. В итоге УРЗ повышается в зависимости от типов почв на 18 - 83% [75]. Внесение азотных удобрений в форме нитратов оказывает слабое воздействие на изменение УРЗ, что, вероятно, связано с взаимным уравновешиванием действия анионов нитратов и образующихся катионов аммиака на Eh почвы. Внесение фосфорных удобрений обогащает почву анионами фосфора, что ведет к повышению в ней величины Eh. Это должно приводить к понижению УРЗ, однако, чаще наблюдают обратное явление, что, вероятно, связано с подкислением почвы фосфорными удобрениями с одной

стороны и с повышением удельного содержания  $K^+$  и  $^{137}Cs^+$  вследствие их корреляции с повышением концентрации фосфора в растениях.

Более прочная сорбция  $Cs^+$  по сравнению с  $K^+$  на отрицательно заряженных поверхностях и меньшая проницаемость его через клеточные мембраны снижает УРЗР, но эти же причины снижают его выход в окружающую среду при его движении по пищевым биологическим цепочкам. Согласно [105] в каждом звене трофических пищевых цепочек наблюдается 1.5 кратное накопление  $^{137}Cs$ .

Ранее уже было сказано о том, что у низших растений, грибов и, вероятно, в некоторой степени и у высших растений помимо поступления питательных веществ через специализированные каналы в клеточных мембранах, наблюдается поступление их в клетки путем эндоцитоза. В пользу данного утверждения, помимо доводов ранее цитированных авторов, говорят данные публикации [106], где установлено, что грибы имеют более высокий КН  $^{137}Cs$  по сравнению с К. В случае эдоцитозного пути поступления катионов данный результат вполне объясним, так как  $Cs^+$  ввиду его свойств, имеет преимущество при сорбции на отрицательно заряженных поверхностях по сравнению с  $K^+$ . Примерно такие же результаты получены в работе [107]. Ее авторы указывают, что при примерном равенстве концентраций К в грибах и в высших растениях, концентрация  $^{137}Cs$  в грибах превышает его концентрацию в высших растениях до 1000 раз.

**Влияние степени загрязнения почвы  $^{137}Cs$ .** Проведенные опыты по изучению УРЗР в зависимости от содержания  $^{137}Cs$  в почве не обнаружили достаточно тесной корреляции между содержанием в почве  $^{137}Cs$  и УРЗР. Не обнаружено также достаточно тесной зависимости между содержанием в почве обменной формы  $^{137}Cs$  и УРЗР. Что касается концентрации  $^{137}Cs$  в почвенном растворе, то этот показатель очень динамичен и поэтому разовое измерение не может оценить его вклад в УРЗР. Обменное содержание  $^{137}Cs$  является довольно стабильным показателем, однако динамически изменяющиеся условия десорбции в почвенный раствор и условия поглощения его растениями непосредственно с коллоидных частиц почвы не позволяют получить тесной зависимости между ним и УРЗР. Следует также учитывать ранее изложенные закономерности концентрации К в растениях, которые зависят от многих причин и не обнаруживают прямолинейной зависимости от концентрации К в почвенном растворе. Однако, опыты с водными культурами [108], где концентрацию  $^{137}Cs$  меняли до 1000 крат, показали, что коэффициент накопления оставался неизменным (колебания в пределах ошибки опыта). Другими словами это означает прямолинейную зависимость УРЗР от плотности загрязнения питательного раствора.

Поскольку содержание  $^{137}Cs$  в почвах измеряется ультра-малыми количествами, то ясно, что он не может изменить ни химических, ни физических свойств почвы. При имеющихся уровнях радиоактивного загрязнения почвы на территории чернобыльского следа не может быть достигнут ощутимый уровень насыщения им ни почвенных коллоидов, ни отдельных **компарментов** клеточных структур. Поэтому УРЗР возрастает прямо пропорционально количеству доступного растениям  $^{137}Cs$ , что не только вытекает из теоретических соображений, но и подтверждено прямыми опытами на водных культурах. Однако, почвенные культуры указанную зависимость четко не подтверждают [74]. По нашему мнению это происходит потому, что не всегда применяют достаточно эффективные процедуры перемешивания питательных смесей с растворами радионуклидов. Заметим, что совершенно недопустим простой полив питательной смеси радиоактивным раствором, так как при этом более 90% радионуклидов останется в самом верхнем ее слое.

Наблюдаемое снижение нормированного по плотности загрязнения почвы УРЗР для высоких уровней ее загрязнения объясняется скорее всего тем, что наибольшее загрязнение местности произошло на наиболее возвышенных местах, где преобладают автоморфные почвы. К сожалению, до сих пор ведутся довольно многочисленные исследования по изучению влияния уровня плотности загрязнения почвы на УРЗР [15,109-112 и др.]. В то время как вполне обоснованно следует полагать, что при равных почвенных и погодных условиях УРЗР зависит прямо пропорционально от плотности загрязнения почвы. Поэтому при проведении радиологических исследований следует стремиться к наиболее полному охвату типов условий места произрастания, а не уровней плотности загрязнения почвы.

**Влияние влажности почвы.** В монографии [75] указывается на противоречивые данные о влиянии влажности почвы на УРЗР. Отмечается как повышение УРЗР при возрастании влажности почвы, так и отсутствие ее влияния. Авторы данной работы видят причины противоречий в биологических особенностях растений. Разумеется, они сказываются на УРЗР, но в данном случае речь идет об объяснении причин влияния влажности почвы на УРЗР одного вида растений, произрастающих на одном типе почвы, но с разными условиями увлажнения.

В модельных опытах с ежой сборной [113], выращиваемой на **кварцевом песке**, дерново-подзолистой почве, выщелоченном черноземе и на малозольном торфе, при повышении влажности почвы от 60 до 100% ПВ УРЗ ежи сборной увеличился в 1.1-1.7 раза, а на **кварцевом песке** несколько уменьшился. Противоположный вывод о влиянии влажности почвы на УРЗР получен в работе [114]. При ее увеличении от 30 до 60% ПВ УРЗР снизился. В монографии [15] сообщается, что при осушении торфянистых почв УРЗ древесных пород вырос. Обширные исследования по изучению УРЗ сельскохозяйственных растений в зависимости от агроклиматических факторов проведены в течение 8 лет на микрополевых опытах [5,17]. Их результаты показали, что с повышением влажности почвы и с повышением запасов осенней и весенней влаги в метровом слое почвы УРЗ сельскохозяйственных растений снижался. Как видим, влажность почвы неоднозначно влияет на УРЗР. Вполне очевидно, что непосредственно она слабо влияет на УРЗР, но ее косвенное влияние несомненно. В условиях засушливого климата выпадающие дожди повышают влажность почвы, снижают ее температуру и обогащают кислородом. Все это вместе повышает Eh почвы, что, как было уже сказано ранее, снижает УРЗР. В тех случаях, когда повышение влажности почвы затрудняет поступление в нее атмосферного кислорода или стимулирует повышение биологической активности в почве создаются анаэробные условия, вследствие этого снижается Eh и повышается УРЗР. В случае с осушением торфянистых почв [15] наиболее вероятная причина повышения УРЗР состояла в том, что умеренное осушение стимулировало микробиологическую деятельность почвы, что привело к ее обеднению кислородом и снижению Eh. Следствием последнего обстоятельства явилось повышение УРЗР. Отрицательное влияние на уровень УРЗР запасов влаги в более глубоких горизонтах, вероятно, имеет другую причину, а именно увеличение доли потребления питательных веществ с более глубоких и более чистых горизонтов почвы. Широко известные данные о значительно более высоком УРЗР на гидроморфных почвах по сравнению с **автоморфными** почвами [6,8,15,93] логично объясняется более низкими значениями Eh и pH **гидроморфных** почв.

**Условия транспирации.** В зависимости от условий транспирации водоснабжение растений обеспечивается работой "верхнего" или "нижнего" концевых двигателей. Работа "верхнего" концевого двигателя обеспечивается за счет натяжения водных нитей в водопроводящих сосудах, создаваемого за счет испарения влаги листьями или хвоей. Силу натяжения водных нитей разные источники оценивают от 30 до 300 бар [30-33,60,61]. Работа "нижнего" концевого двигателя обеспечивается за счет повышения осмотического давления в стеле корня. Концентрация питательных веществ в проводящих сосудах обратно пропорциональна скорости подъема пасоки, поскольку поглощение воды и поглощение солей в корнях растений являются взаимно независимыми процессами [27,30,31,34]. В связи с этим концентрация минеральных веществ в пасоке может возрастать до 100 раз. Это обстоятельство может повести за собой увеличение УРЗР, так как пасока по своему объему может составлять до 20% объема надземной части растения. Кроме того, пасока, межклеточный и внутриклеточный сок должны находиться в электрохимическом равновесии. Поэтому при смене типа водоснабжения растения будет изменяться и общая концентрация минеральных веществ в растении. Суточные колебания процента содержания влаги в древесине и в коре 11-ти летних деревьев сосны составляют 5-6% и довольно тесно коррелируют с относительной влажностью воздуха ( $r = 0.87$ ) [115], что является одной из причин суточного колебания уровня УРЗР. В подтверждение вышесказанного летом 1994 года автором выполнен следующий эксперимент. В Злынковском лесхозе Брянской области в условиях ясной погоды при влажности воздуха 65% и при температуре в 5 утра 18°C, а в 5 часов дня - 25°C, были взяты пробы на радиоактивность с 3-х видов растений, а именно: хвоя сосны, листья березы и надземная часть мятлика лесного. Для сосны и березы достоверного различия в УРЗ не было обнаружено, а для мятлика УРЗ был на 39% выше в утреннее время. Вероятно, древесные растения в силу своих больших размеров имеют определенную буферность. Но при более контрастном и более продолжительном изменении условий транспирации они, по всей видимости, также могут существенно изменить свой УРЗ. Упомянувшееся ранее повышение УРЗ растений в теплицах по сравнению с УРЗ в полевых опытах [97] могло быть в некоторой степени следствием менее благоприятных условий транспирации в тепличных условиях.

## Распределение $^{137}\text{Cs}$ в растениях

**Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в разных тканях и органах растений.** Также как и К около 70%  $^{137}\text{Cs}$  находится в ионной форме и около 30% поглощено клеточными структурами. В последних около 90%  $^{137}\text{Cs}$  сосредоточено в пекто-целлюлозной основе [116]. Наибольшее его количество содержится в крахмале, где он вместе с К образует наружную оболочку крахмальных зерен. По данным [117] 70-80%  $^{137}\text{Cs}$  сосредоточено в цитоплазме, 15-20% в грубом осадке (это преимущественно клеточные стенки), 3-10% в ядерной фракции и только доли процента в хлоропластах.

Несмотря на то, что К и Cs являются довольно близкими химическими аналогами, их содержание в одних и тех же органах растений различно. По данным публикаций [1,4,118] связь содержания К и Cs характеризуется коэффициентами корреляции от 0,37 до 0,73. Это означает, что калиефильность растений способствует большему накоплению в них  $^{137}\text{Cs}$ .

Для выявления закономерности в соотношении между К и Cs в разных органах одного и того же растения, но на разных почвах, используем материалы Е.В. Юдинцевой и И.В. Гулякина [74, стр.185], в которых представлены данные об удельном содержании К и  $^{137}\text{Cs}$  в соломе и зерне пшеницы для 12 типов почв. Регрессионный анализ данных показал, что:

$$(Cs_{\text{зерна}} / K_{\text{зерна}}) = 0.303 \cdot (Cs_{\text{соломы}} / K_{\text{соломы}}), \quad (1)$$

$$\text{при } R^2 = 0,998; \quad F=6812; \quad m = \pm 1,35; \quad m\% = -9,2.$$

Из соотношения (1) следует, что отношение  $^{137}\text{Cs}/\text{K}$  в разных тканях различно, но оно не зависит от типа почвы. В генеративных органах рассматриваемое отношение имеет меньшую величину. Это может быть связано с селекцией  $^{137}\text{Cs}$  и К при прохождении мембран, разделяющих стебель и генеративные органы, но возможно и другое объяснение: разный уровень Eh в этих органах, который создает не одинаковые условия сорбции этих элементов.

Вышерассмотренные материалы использованы нами также для выяснения вопроса: каким образом УРЗ одного органа растения  $^{137}\text{Cs}$  зависит от удельного содержания в нем К на разных типах почв? Получены следующие уравнения:

$$Cs_{\text{соломы}} = 4,28 / (K_{\text{соломы}})^5 \quad \text{нКи/г} \quad (2)$$

$$\text{при } R^2 = 0,98; \quad F=487; \quad m = \pm 8,1; \quad m\% = \pm 31,2.$$

$$Cs_{\text{зерна}} = 1,44 / (K_{\text{соломы}})^5 \quad \text{нКи/г} \quad (3)$$

$$\text{при } R^2 = 0,98; \quad F=626; \quad m = \pm 2,4; \quad m\% = \pm 38,6.$$

Анализ связи " $Cs_{\text{зерна}} - K_{\text{зерна}}$ " показал, что она малозначима. Зависимость Cs в зерне от К в соломе, а не в самом зерне говорит о том, что УРЗ отдельных органов растения в значительной мере определяется селекцией  $^{137}\text{Cs}$  и К при поступлении их в данный орган. Характер рассматриваемой зависимости гиперболический. Высокие значения  $R^2$  и F в соотношениях (2) и (3) связаны не с теснотой связи рассматриваемых переменных, а с широким диапазоном их значений. Ошибки прогноза весьма значительны. Их детальный анализ показал, что наибольшее отклонения, выходящие за пределы 3-х стандартных отклонений, имеют песчаные почвы и красноземы. Из этого следует, что УРЗ отдельных органов растений зависит не только от содержания в них К, но и других причин. Поэтому прогноз по соотношениям (2) и (3) возможен только для группы однородных почв.

Отдельные части древесных растений по степени убывания УРЗ  $^{137}\text{Cs}$  располагаются также, как и по удельной концентрации К:

листья, хвоя > кора > корни > генеративные органы > древесина.

Во время продолжительных сухих периодов на первое место по степени УРЗ перемещается кора, а хвоя и листья занимают в вышеуказанном ранжированном ряду второе место. С одной стороны это связано с тем, что кора обладает наибольшей инерционностью в отношении изменения УРЗ. Если для древесины на одной и той же пробной площади наблюдали 23-х кратное изменение УРЗ, то для коры изменение этого показателя не превышало 7-и кратной величины [6,8]. Вторая вероятная причина различное изменение Eh в органах растений в зависимости от погоды. Подобное явление не обнаружено в отношении К.

У травянистых растений наименее загрязнены генеративные органы, далее по степени возрастания УРЗ идут: корни, стебли, листья. Мелкие корни более загрязнены чем крупные. По величине УРЗ они иногда могут превышать даже загрязнение листьев. В древесных растениях кора в 2,5÷130 раз более загрязнена, чем древесина, в то время как различия по удельному содержанию К в указанных органах не превышают 2-5 кратной величины [6,8,15]. Следовательно, наблюдаемые различия невозможно объяснить общей вариацией удельного содержания минеральных веществ. Очевидно, что в коре  $^{137}\text{Cs}$  адсорбируется или поглощается клеточными структурами более прочно, чем в древесине. Это утверждение подтверждается данными публикации [49], где показано, что соотношение концентраций Cs/К возрастает в ряду: древесина, кора, листья.

В пользу того, что различия в уровне УРЗ отдельных частей растений объясняются помимо их разной потребности в К, разным соотношением концентрации Cs/К, свидетельствуют также данные табл. 7, где

показано, что Eh ствола возрастает от наружной древесины до наружной коры, что способствует более прочной фиксации  $^{137}\text{Cs}$  в коре.

Таблица 7. Окислительно-восстановительный потенциал в тканях поперечного сечения ствола, мВ.

Показатели и ткани	Eh, мВ							
	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	C <sub>4</sub>	A <sub>2</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>2</sub>	B <sub>4</sub>	A <sub>2</sub>
Порода	С	С	ОЛч	Б	Д	ОС	С	С
Наружная кора	610	600	650	600	640	1120	600	490
Внутренняя кора	590	520	530	550	410	400	560	400
Луб	400	350	320	410	250	120	350	300
камбий	410	300	300	360	230	60	300	270
Наружная древесина	390	340	230	350	190	260	340	280

Соотношение УРЗ (листья, хвоя)/кора в целом для разных пород в разных условиях места произрастания и в разных погодных условиях меняется от 0.01 до 3.5, т.е. в 350 раз. Одной из причин наблюдаемых фактов являются погодные условия. Так, например, на пробной площади N1 в сосняке брусничном [6,8] соотношение УРЗ хвоя/кора у хорошо растущих деревьев сосны в сухом 1992 году было равно 0.18, а во влажном 1993 году 0.70, т.е. в 3.9 раза выше. Вторая причина сезонные колебания содержания минеральных элементов в разных частях растений. У лиственных пород ближе к осени происходит отток К и Cs из листьев в ветки и ствол, что уменьшает соотношение УРЗ листья/древесина и листья/кора. Вариация последнего соотношения на одних и тех же пробных площадях в разные годы и в разные сезоны достигает 7-ми кратной величины. Здесь сказывается, в основном, колебания соотношения концентрации  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$  в почвенном растворе, о причинах которого уже было сказано ранее. Другие причины будут обсуждены позже.

В большинстве случаев растения имеет акропетальный тип распределения  $^{137}\text{Cs}$ . Однако, так же как и в случае с К, наблюдается и базипетальное распределение, при этом тип распределения  $^{137}\text{Cs}$  в коре и в древесине у одного и того же дерева может не совпадать [57]. Данное явление требует более тщательного изучения, так как к настоящему времени по данному вопросу имеются только отрывочные наблюдения. По нашим данным, базипетальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  присуще ослабленным деревьям, особенно в зимний период, когда их жизнедеятельность максимально ослаблена. Вероятно, при низкой потребности в К его количество, поступающее в растение с пасоккой, является избыточным, следствием чего является базипетальный тип распределения  $^{137}\text{Cs}$ . Подтверждением версии об избыточности К у ослабленных деревьев говорит следующее наше наблюдение. Хвоя сосны наиболее крупных и здоровых деревьев, растущих на песчаных подзолистых почвах, имеет явные признаки калийной недостаточности (усыхание кончиков хвоинок, ее пожелтение), а хвоя у отставших в росте и у усыхающих деревьев таких признаков не имеет (она изумрудного цвета, без желтизны и без усыхающих кончиков хвоинок).

Разные типы распределения  $^{137}\text{Cs}$ , как и разные типы распределения К в коре и в древесине могут быть объяснены сменой уровня жизнедеятельности дерева и большей инерционностью коры по сравнению с древесиной при обновлении радионуклидного состава. Поэтому акропетальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  присуще здоровым, хорошо растущим деревьям даже в зимний период. Усыхающие деревья имеют базипетальное распределение, а у средних деревьев в летний период преобладает акропетальное распределение, которое в зимний период может смениться на равномерное или на базипетальное. Однако, мы неоднократно наблюдали, что деревья одного класса физиологического состояния, не различающиеся по внешнему виду, имели в одном и том же насаждении различные типы распределения  $^{137}\text{Cs}$  по высоте ствола. Поэтому данное явление требует более глубокого изучения.

Японские ученые [119], изучая распределение  $^{137}\text{Cs}$  по толщине ствола на 65-ти летней криптомерии японской установили, что  $^{137}\text{Cs}$  содержится и в тех слоях дерева, которые образовались до первой атомной бомбардировки. Не была обнаружена корреляция между годами испытаний атомного оружия и УРЗ соответствующих годичных слоев. Заметим, что полученные результаты можно было предвидеть, учитывая ионные характеристики и физиологическую роль в растениях К и Cs. Что касается последующих данных о распределении  $^{137}\text{Cs}$  по толщине ствола, то все данные [6,8,15,120] говорят о том, что заболонь более загрязнена, чем ядро. Оценки кратности различия УРЗ колеблются от 3 до 100. Последняя оценка, вероятно, сильно завышена. Ее могли получить в наружных слоях древесины после ее окорки в результате "выпаривания"  $^{137}\text{Cs}$ , когда вода испарялась в атмосферу, а соли и  $^{137}\text{Cs}$  скапливались на периферии ствола.

**Влияние Eh на распределение  $^{137}\text{Cs}$  в растении.** Одной из причин разного распределения  $^{137}\text{Cs}$  по толщине ствола, по нашему мнению, может быть характер распределения Eh по указанному

направлению. В табл. 7 приведены наши предварительные данные о характере распределения Eh по тканям поперечного сечения ствола.

Наблюдения вели в августе 1996 года в Злынковском опытном лесхозе портативным полевым иономером И-102 на растущих деревьях путем получения срезов тканей долотом на высоте 1.3 м в течение одной минуты с момента получения доступа к месту измерения.

Данные табл. 7 свидетельствуют о том, что Eh наружных частей ствола имеет более высокие значения. Это обеспечивает более прочную сорбцию  $^{137}\text{Cs}$  в коре древесных растений по сравнению с К, что является одной из причин ее более высокого загрязнения. Подтверждением сказанному являются данные Эйзенмана (1962) [по 31] о зависимости силы сорбции разных катионов на стеклянном электроде от величины рН в окружающей среде:

pH = 2.0	$\text{Rb}^+ > \text{Cs}^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+$ ;
pH = 3.5÷5.0	$\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Cs}^+ > \text{Li}^+$ ;
pH = 6.0	$\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Li}^+ > \text{Cs}^+$ ;
pH = 7.0	$\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Li}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Cs}^+$

На клеточных структурах условия сорбции ионов, конечно, иные, чем на стеклянном электроде, но зависимость данного процесса от кислотности среды весьма показательна. Если учесть, что в древесных тканях основная составляющая Eh определяется концентрацией протонов, представленные в табл.7 данные могут иметь важное значение в вопросе о миграции  $^{137}\text{Cs}$  в древесных растениях.

По данным В.П. Краснова с соавторами [121] соотношение загрязнения внешней и внутренней коры не остается постоянным и меняется в разные годы. В одних случаях более высокое УРЗ имеет внешняя кора, в других - внутренняя. Это можно объяснить сменой соотношения уровня Eh в указанных тканях. Однако, первопричиной является смена погодных условий. В заключении отметим, что данные рассматриваемой публикации полностью опровергают мнение некоторых радиологов, считающих причиной большого загрязнения наружной коры по сравнению с древесиной ее внешнее аэральное (воздушное) загрязнение в период выпадения радиоактивных осадков.

**Влияние химического состава почвы на распределение  $^{137}\text{Cs}$  в разных частях растения.**  
Влияние химического состава почвы на распределение  $^{137}\text{Cs}$  между древесиной, корой и хвоей сосны изучалось нами на основе данных, полученных на 6-ти постоянных пробных площадях сосновых насаждений [6,8]. Для соотношения УРЗ кора/хвоя (К/Х) найдено регрессионное уравнение зависимости его от плотности загрязнения местности  $^{137}\text{Cs}$  (Пз), емкости катионного обмена, выраженного в мг-экв/100 г почвы (ЕКО), обменного  $\text{K}_2\text{O}$ , аммония  $\text{NH}_4$ ,  $\text{Mg}^{++}$  и фосфора  $\text{P}_2\text{O}_5$  (в мг/100 г почвы). Все показатели почвы относятся к ее верхнему 10-ти сантиметровому слою.

$$\text{K/X} = 0.27 \cdot \text{Пз} / \text{K}_2\text{O} + 0.32 \cdot \text{P}_2\text{O}_5 - 5.2 \cdot \text{Mg}^{++} - 1.3 \quad (1)$$

$$r = 0.97 \quad F = 102 \quad m = \pm 0.42 ,$$

Для соотношения УРЗ хвои и древесины получено уравнение:

$$\text{X/Д} = 1.82 \cdot \text{NH}_4 + 4.53 \cdot \text{ЕКО} + 0.27 \cdot \text{Пз} / \text{K}_2\text{O} + 0.1 \cdot \text{P}_2\text{O}_5 - 2.59 \quad (2)$$

$$r = 0.998 \quad F = 887 \quad m = \pm 0.09$$

Для соотношения УРЗ коры и древесины получено уравнение:

$$\text{K/Д} = 2.84 \cdot \text{Пз} / \text{K}_2\text{O} + 0.012 \cdot \text{P}_2\text{O}_5 + 7.0 \cdot \text{Ca}^{+2} - 2.59 \quad (3)$$

$$r = 0.97 \quad F = 14.8 \quad m = \pm 6.8$$

$\text{Ca}^{+2}$  - обменный кальций.

Для более наглядной интерпретации полученных результатов ниже представлен [рис. 1](#).

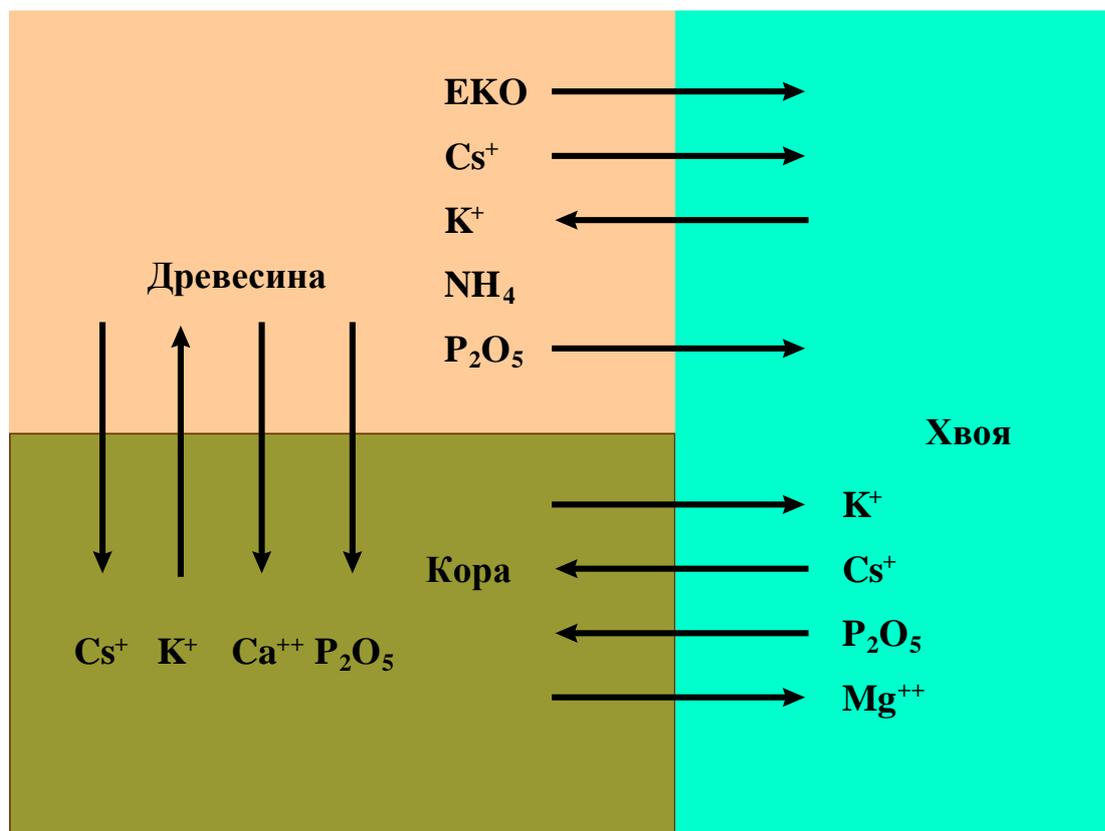


Рис. 1. Схема влияния обменных ионов на относительное загрязнение древесины, коры и хвои (направление стрелок показывает увеличение относительного загрязнения <sup>137</sup>Cs соответствующей части дерева).

Из рисунка следует, что при увеличении в почве соотношения  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$  и содержания  $\text{NH}_4$  загрязнение хвои и коры относительно древесины понижается, что, вероятно, прежде всего связано с конкурирующим влиянием  $\text{K}^+$  и  $\text{NH}_4$  по отношению к  $^{137}\text{Cs}^+$  при преодолении клеточных мембран проводящих сосудов. Увеличение в почве  $\text{Ca}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$  и  $\text{ЕКО}$ , ведет к уменьшению загрязнения древесины этим радионуклидом относительно коры и хвои. Причины данного явления неясны. Можно высказать только общее соображение, что улучшение снабжения деревьев в условиях дерново-подзолистых почв  $\text{Ca}$  и  $\text{P}_2\text{O}_5$  повышает их потребность в  $\text{K}$ , а, следовательно, и в  $^{137}\text{Cs}$ . Так как в коре и в хвое более активно идут метаболические процессы, то относительное содержание в них  $^{137}\text{Cs}$  повышается в сравнении с древесиной.

Что касается соотношения загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  коры и хвои, то из рисунка следует, что при возрастании отношения  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$  повышается удельное загрязнение коры. Это очевидно связано с конкуренцией ионов  $\text{K}^+$  и  $^{137}\text{Cs}^+$  при поступлении последнего из хвои в кору. Заметим, что рассматриваемая ситуация относится к сухому и жаркому лету 1992 года, когда деревья ощущали дефицит влаги. При хорошем водоснабжении во время активного роста  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}$  могут поступать в хвою не только через древесину, но и через кору. В этом случае более загрязненной будет хвоя, что и наблюдалось нами в июне 1993 г. В отношении действия  $\text{P}_2\text{O}_5$  и  $\text{Mg}^{++}$  на относительное загрязнение хвои и коры можно отметить их противоположное действие, что у  $\text{Mg}$  может быть связано с конкуренцией ионов, а фосфора корреляцией его с концентрацией  $\text{K}$ .

Снижение загрязнения древесины при возрастании  $\text{ЕКО}$  почвы и, в частности, содержания в ней подвижного  $\text{Ca}^{++}$ , можно объяснить тем, что в этом случае на стенках проводящих сосудов киселемы происходит конкуренция за места адсорбции, где двухвалентные ионы имеют преимущество.

В целом по рис.1 можно заключить, что древесина относительно коры и хвои будет более чистой в тех случаях, когда в почве будет больше 2-х валентных катионов и меньше одновалентных. Однако, это касается относительного, а не общего УРЗР. Данные выводы построены на весьма ограниченном материале 6-ти пробных площадей, поэтому они, естественно, носят предварительный характер. В частности, совершенно неясно как будет себя вести УРЗР на солодых и каштановых почвах.

## Видовые и сортовые различия УРЗ растений и их причины

Видовые и сортовые различия УРЗ растений по данным [75] оцениваются 10-ти, а межсортовые различия 2-х кратной величиной. Однако, специальные полевые опыты с сельскохозяйственными культурами на выщелоченном черноземе [122] показали, что межвидовые различия в УРЗ  $^{137}\text{Cs}$  достигают 94-х, а межсортовые 3-х кратной величины. Различия УРЗ разных видов грибов, произрастающих в смешанном лесу достигают 100 кратной, а у грибов, произрастающих в хвойном лесу, 250-ти кратной величины [123]. Следует отметить, что различия по удельному загрязнению  $^{40}\text{K}$  достигали там только 2-х кратной величины. Это еще раз свидетельствует о том, что главной причиной изменения УРЗ является изменение в почве концентрационных соотношений  $\text{K}^+$  и  $^{137}\text{Cs}^+$ .

На примере древесных растений попытаемся выяснить причины отмеченных различий. Как уже было сказано ранее, по убыванию калиефильности древесные растения образуют такой ряд:

$$\text{Яс} > \text{Лп} > \text{Вз} > \text{Кл} > \text{Ос} > \text{Д} > \text{Е} > \text{С} > \text{Олч} > \text{Б}.$$

Распределение же древесных пород по степени убывания УРЗ  $^{137}\text{Cs}$  в одних и тех же древостоях по данным различных источников следующее:

$$\begin{array}{l} \text{По [112]:} \quad \text{Б} > \text{Д} > \text{Олч} > \text{С} \\ \text{По [124]:} \quad \text{Ос} > \text{Лп} > \text{Олч} > \text{Е} > \text{Д} > \text{Б} > \text{С} \end{array}$$

Приведенные данные говорят о том, что видовая принадлежность в достаточной степени не определяет относительную величину их УРЗ. Данные публикации [15] свидетельствуют о том, что УРЗ древесных растений существенно зависит от типа леса. Так, например, при плотности загрязнения 28 Ки/км<sup>2</sup> в сосняке мшистом береза имела среднюю плотность загрязнения коры 1998 Бк/кг, а в сосняке черничнике этот показатель был равен 8769 Бк/кг.

Согласно нашим данным [6] УРЗ в значительной мере зависит также и от сезона года. По УРЗ древесины в сосняке кустарниковом в летний период древесные породы располагались следующим образом:  $\text{Ос} > \text{Д} > \text{Б} > \text{С} > \text{Е}$ , а зимой  $\text{Д} > \text{Ос} > \text{Б} > \text{С} > \text{Е}$ .

Данные публикации [125] свидетельствуют о том, что УРЗ древесных растений существенно зависит от погодных условий текущего года:

$$\begin{array}{l} 1987 \text{ г. } \text{Б} > \text{Ос} > \text{С} > \text{Д} \\ 1988 \text{ г. } \text{Ос} > \text{С} > \text{Б} > \text{Д} \\ 1989 \text{ г. } \text{Ос} > \text{Б} > \text{Д} > \text{С} \\ 1990 \text{ г. } \text{Ос} > \text{С} > \text{Д} > \text{Б} \end{array}$$

По данным С.П. Иркиенко с соавторами [126] при сопоставлении УРЗ древесных пород, произрастающих в коренных типах леса, получен следующий ряд убывания УРЗ:  $\text{С}(\text{В}_3) > \text{Олч}(\text{С}_4) > \text{Б}(\text{В}_3) > \text{Ос}(\text{В}_3) > \text{Д}(\text{С}_3)$ . Однако, те же древесные породы, но произрастающие совместно в условиях  $\text{С}_3$  образуют совершенно иной ряд убывания УРЗ:  $\text{Д} > \text{Б} > \text{Ос} > \text{С} > \text{Олч}$ .

Вышеуказанные примеры свидетельствуют о том, что невозможно построить единый ранжированный ряд древесных пород по их УРЗ, так как последний зависит от условий места произрастания, сезона года и погодных условий. Калиефильность древесных пород имеет несомненное значение (в приведенных примерах калиефильные породы в большинстве случаев занимают первые места в ряду убывания УРЗ), но влияние условий места произрастания несомненно превалирует в данном процессе. В работе [8] показано также, что при взятии проб на УРЗ древесных растений на разных высотах стволов часто получаются несовпадающие ранги УРЗ, т.е. основания и вершины стволов разных древесных пород образуют различные ранги. Не совпадает относительное загрязнение древесных пород и в пределах их отдельных частей (древесины, коры, хвои и листвы).

На пробной площади N 11 [8] в июне 1994 года в сосняке черничнике нами наблюдалось рекордно высокое нормированное удельное загрязнение сосновой древесины сосны  $^{137}\text{Cs}$  - 245 (Бк/кг)/(Ки/км<sup>2</sup>). Оно явилось следствием повышенного увлажнения почвы в условиях жаркой погоды, когда создались благоприятные условия для микробиологической деятельности почвы, приведшей к падению Eh в ее загрязненном слое. Рекордсменом по минимальному УРЗ является ива серая. Во влажном 1993 году на дренированных почвах ее УРЗ был равен 7, однако на почвах с застойным увлажнением этот показатель достиг 204 (Бк/кг)/(Ки/км<sup>2</sup>).

Видовые различия УРЗ можно объяснить несколькими причинами. Первая из них заключается в разной степени калиефильности растений. Растения, содержащие больше К, одновременно должны содержать и больше  $^{137}\text{Cs}$ . Однако, влияние данного фактора невелико, о чем говорят низкие

коэффициенты корреляции между содержанием К и  $^{137}\text{Cs}$  в разных органах растений, о чем более подробно будет сказано далее. Вторая причина межвидовых различий УРЗ состоит в том, что растения имеют разную степень приспособляемости к условиям почвенной аноксии [93-95]. По данным [93], тополя (в том числе и осина) слабо переносят почвенную аноксию, а ивы приспособлены к ней хорошо. Согласно вышеприведенным данным, осина имеет высокий УРЗ, а ива наименьший. В качестве приспособления к недостатку кислорода ива имеет важное морфологическое приспособление, а именно наличие в стеблях и корнях воздушных полостей, которые обеспечивают поступление  $\text{O}_2$  к ее корням. Наличие подобного механизма в нижней части ствола установлено также у ольхи черной [127], которая в большинстве случаев отличается пониженным уровнем УРЗ. Физиологическая приспособляемость ивы состоит в том, что она через свои чечевички в коре стебля удаляет избытки этанола, возникающего при анаэробном дыхании. У тополей такие приспособления отсутствуют. Кислород из корней растения может попадать в прикорневой слой почвы и повышать там Eh. Однако, Б.Б. Варгапетян [128] нашел, что доля кислорода, поступающего в корни через стебли растений составляет всего несколько процентов от потребности в нем корней. Прямые измерения Eh в Злынковском опытном лесхозе в июне 1994 года в прикорневом слое почвы и на расстоянии 3-5 см от боковых корней диаметром 1-3 см на глубине 8-12 см показали, что в большинстве случаев наблюдается подкисление почвы. Это наглядно видно из табл. 8.

Таблица 8. Сравнительные значения величины Eh в прикорневой ризосфере древесных растений и в почве на расстоянии 4-5 см.

NN ППП и ТВ	Порода	Eh, мВ			NN ППП и ТВ	Порода	Eh, мВ		
		у корня	4-5 см	Разность			у корня	4-5 см	Разность
3	Ос	150	250	100	В1	Ос	340	400	60
	С	220	250	30		В2	С	290	340
4	С*	500	590	90	У	Яс	10	60	-50
	С	320	390	70		С	100	60	-40
6	С	240	300	60	13	ОЛч	-200	-300	-100
9	С	330	390	60		Е	270	330	60
	Ос	200	300	100	5	С	350	370	20
	Б	330	330	0					

Из табл. 8 следует, что осина, отличающаяся повышенным УРЗ, в большей мере, чем другие породы подкисляет прикорневой слой почвы. В торфянисто болотных и в почвах, богатых органическими веществами при низком значении Eh, происходит подщелачивание прикорневого слоя. Это особенно характерно для ольхи черной, которая отличается пониженным УРЗ. Природа последнего явления не совсем ясна. Повышение Eh в прикорневом слое почвы может происходить как за счет обогащения ее кислородом, поступающим из корня, так и за счет других корневых выделений, так как известно, что кроме кислорода в составе корневых выделений растений могут присутствовать органические кислоты, катионы, анионы, ферменты и другие вещества в весьма значительных количествах. [28,31,34,90-95]. Причем, состав их у разных растений различен. Поэтому они в разной степени могут десорбировать  $^{137}\text{Cs}^+$  с почвенных частиц. Однако, каков бы не был состав корневых выделений, их роль в изменении условий десорбции радионуклидов в прикорневом слое несомненна.

Влияние корневых выделений на межвидовые различия их УРЗ можно проследить также на почвах, имеющих разную степень увлажнения. В условиях недостатка влаги или умеренного ее количества корневые выделения скапливаются непосредственно в ризосфере корня, а в условиях избыточного увлажнения они будут растворяться в почвенной влаге. В последнем случае растения будут меньше различаться по их УРЗ. Сказанное подтверждается данными табл. 9.

Табл.9. Средние УРЗР древесных пород в зависимости от типа условий места произрастания (Бк/кг).

Порода	Типы условий места произрастания				
	В <sub>2</sub> -лето	В <sub>2</sub> -зима	С <sub>2</sub>	А <sub>3</sub>	С <sub>3</sub>
Сосна	235	535	406	3966	1310
Береза	352	420	433	3645	1360
Осина	603*	549	670*	4070	

Примечание: \*) - различие в УРЗ по сравнению с сосной достоверно на 5% уровне значимости.

В табл.9 каждый тип условий места произрастания представлен одним насаждением, где совместно произрастают указанные слева древесные породы. Из нее следует, что по мере роста влажности почвы разность УРЗ древесных пород сокращается ( в условиях В<sub>2</sub> в зимнее время влажность почвы можно

оценить индексом 3). Данные по В<sub>2</sub>-лето относятся к сухому и жаркому 1992 г. Различия по УРЗ сосны и осины достигли тогда примерно 3-х кратной величины, а во влажных условиях А<sub>3</sub> влажным летом 1994 г. УРЗ сосны и осины были равны.

Положение о том, что повышенная влажность почвы выравнивает уровни УРЗ совместно произрастающих различных видов растений, находит свое подтверждение и в опытах с сельскохозяйственными культурами. Так, например, в опытах Е.В. Юдинцевой и И.В. Гулякина [74] различия в уровне УРЗ <sup>137</sup>Cs пшеницы и гороха в водных культурах не превышали 2-х кратной величины. Несколько большими (но не более 3-х кратной величины) были эти различия на почвенных культурах. Последнее объясняется по-видимому тем, что почвенные культуры, выращиваемые в вегетационных сосудах, довольно обильно поливали ( в монографии, к сожалению, не освещена эта часть эксперимента). Однако, полевые опыты с этими культурами [122] дали различия по УРЗ зерна до 3.7, а по соломе до 11.7 раза. Следовательно, одним из решающих факторов, определяющих разный уровень радиоактивного загрязнения растений разных видов, является степень влажности почвы.

Помимо выделительной деятельности корневых систем на межвидовые различия УРЗ оказывают влияние и выделительные системы надземной части растений. Косвенно об этом можно судить по данным Н. Forser и W. Schimmack [129], которые установили, что приствольные участки почвы загрязнены <sup>137</sup>Cs в несколько раз больше, чем остальная почва в пределах проекции кроны.

Одной из причин межвидового различия УРЗ древесных растений является также различное расположение корневых систем разных пород относительно верхнего, наиболее загрязненного слоя почвы.

### **Влияние физиологического состояния растений на их УРЗ <sup>137</sup>Cs**

В нашей публикации [6] было указано, что УРЗ деревьев низших классов физиологического состояния, соответствующие примерно 4-5 классам Крафта, иногда в 10 раз ниже, чем у здоровых деревьев первого класса физиологического состояния. В публикации [8] указанный предел был раздвинут до 89 кратной величины. Однако, Белорусские ученые нашли, что если делить древесные насаждения на толстомерные (примерно 1 класс Крафта) и на тонкомерные ( 4-5 класс Крафта), то тонкомерные деревья примерно на 60% менее загрязнены, чем толстомерные. Примерно такую же разницу в УРЗ между деревьями I-II и IV-V классами Крафта нашли И.Ф. Моисеенко и Д.С. Голод [130]. Fidler H.J. и Nohe H. [131] нашли, что с понижением бонитета и повышением возраста удельное содержание К в деревьях снижается. Поэтому, отмеченное выше снижение уровня УРЗ отставших в росте деревьев, по всей видимости связано с параллельным снижением в них содержания К.

Наши последующие исследования показали, что деревья 4-го класса физиологического состояния имеют УРЗ равный деревьям 1-го класса. В то же время среди деревьев 4-го класса физиологического состояния встречаются экземпляры с низким уровнем УРЗ, Особо контрастный пример дан в уже цитируемой публикации [8]. Указанное противоречие объясняется, по-видимому, разным типом отмирания деревьев. Предварительные данные показывают, что деревья с интенсивно желтеющей листвой или хвоей имеют высокий УРЗ, а деревья с усыхающей вершиной, но на вид вполне здоровыми нижними листьями имеют низкий уровень УРЗ.

### **Влияние характера распределения корней в почве на УРЗ растений <sup>137</sup>Cs**

Значение данного фактора для УРЗ травянистых растений <sup>90</sup>Sr хорошо показала Н.И. Санжарова [132]. Для древесных растений этот фактор приобретает ведущее значение в период сильных засух и в период бесснежных морозных зим [133]. В первом случае снабжение деревьев водой и питательными веществами идет из более влажных нижних слоев почвы. Поскольку, как было уже ранее сказано, за сезон происходит примерно 10-ти кратное обновление минерального состава растений, то при поступлении минеральных веществ из нижних, чистых горизонтов почвы, их УРЗ резко снижается. При этом в наибольшей степени снижается УРЗ листьев и древесины, а потом уже коры, что связано с более медленным передвижением флоэмного экссудата. Так, например, во время засушливого и жаркого лета 1992 года наблюдали самые низкие УРЗ древесины, коры, хвои и листьев [6,8] за 4-х летний период наблюдений.

В морозную зиму 1995/96 года УРЗР на тех же пробных площадях был также довольно низким (средним между данными лета 1992 года и данными 1993-94 гг.). Он, видимо, сохранялся всю зиму на уровне его значений в сухую осень 1995 г., так как оборот минеральных веществ дерева в этот сезон имеет минимальную величину. Так, по данным Г.М. Голомазовой [134] средняя за 4 зимних месяца транспирация хвойных пород в условиях Красноярского края, выраженная в г на г сырого веса в сутки

оказалась следующей: сосна - 0.0031; кедр - 0.0031; пихта - 0.0048; ель - 0.0065. Расход воды у сосны за период ноябрь-февраль равнялся 37.2% ее сырого веса, что составляет примерно 70-80% общего содержания воды в стволе дерева, так как согласно [135] среднее содержание воды в хвойных породах составляет примерно от 50 до 70% от сырого веса. Поскольку концентрация минеральных веществ в пасоке примерно на порядок ниже их концентрации в клетках, то отсюда следует, что в зимнее время УРЗР меняется незначительно. Однако, этот вывод требует экспериментального подтверждения, поскольку в условиях европейской части страны зимой нередко продолжительные оттепели, во время которых транспирация и уровень жизнедеятельности древесных пород резко возрастают.

### Минимальные и максимальные УРЗ древесных растений

На основе обобщения материалов собственных исследований, а также данных других исследователей [8,15], получены минимальные и максимальные значения УРЗ древесных растений, нормированные на плотность загрязнения почвы, которые представлены в табл.10.

Таблица 10. Минимальные и максимальные УРЗ  $^{137}\text{Cs}$  отдельных частей древесных растений в (Бк/кг) нормированные на плотность загрязнения почвы (Ки/км<sup>2</sup>).

Плотность загрязнения почвы, Ки/км <sup>2</sup>	Древесина		Кора		Хвоя, листья	
	мин	макс	мин	макс	мин	макс
1.0	2.3	245	47	2086	46	3004

Из табл.10 следует, что значения нормированных УРЗР меняются в весьма широких пределах. Это обстоятельство в значительной мере обесценивает такую защитную меру, как зонирование территории по плотности радиоактивного загрязнения почвы. Если учесть, что существующие градации плотности радиоактивного загрязнения почвы по зонам равны 1÷5, 5÷15, 15÷40 и > 40 Ки/км<sup>2</sup>, то соотношение между верхним уровнем загрязнения первой и нижним уровнем четвертой зон равно 8, а согласно таблице 10 различия по уровням УРЗ древесины равно более 100. Следовательно, вариация уровней УРЗР более чем в 10 раз перекрывает изменение плотности загрязнения почвы между зонами радиоактивного загрязнения местности. Поэтому они не могут служить надежным средством контроля чистоты сельскохозяйственной и лесной продукции.

Если учесть, что уровень загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  вследствие испытаний атомного оружия и загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС в отдаленных от нее "чистых районах" равен примерно 0.2 Ки/км<sup>2</sup> [136], а в "чистых районах" Брянской, Калужской, Тульской областей и в некоторых других регионах этот показатель достигает 0.4 Ки/км<sup>2</sup> [137], то УРЗ древесных растений на этих территориях хотя и не может достигнуть предельно допустимых значений, но все же составляет заметную величину. К сожалению, данные табл. 10 не являются окончательными и существует большая вероятность того, максимальные значения УРЗР при дальнейших уточнениях будут значительно повышены.

### Заключение

На основе обобщения литературных данных и собственных исследований рассмотрены вопросы поглощения  $^{137}\text{Cs}$  почвами и миграция его в системе "почва — растение". Первой, наиболее важной причиной, обуславливающей доступность  $^{137}\text{Cs}$  растениям является Eh и pH почвы, которые в совокупности с плотностью загрязнения почвы определяют количество доступного  $^{137}\text{Cs}$ . При понижении Eh и pH концентрационное соотношение  $^{137}\text{Cs}^+/\text{K}^+$  в почвенном растворе повышается, что и является основной причиной повышения УРЗР. Второй, часто не менее важной причиной, определяющей УРЗР, является степень доступности питательных веществ из верхних, наиболее загрязненных горизонтов почвы. Сухая, жаркая погода, а также промерзание верхних горизонтов почвы в бесснежные морозные зимы во много раз сокращают поступление питательных веществ из наиболее загрязненной части почвы.

На УРЗР влияет также концентрация одновалентных катионов и в первую очередь  $\text{K}^+$ . Чем больше в почве доступных одновалентных катионов, тем ниже УРЗР. Указанная зависимость имеет гиперболический характер, так как одновалентные катионы как бы "разбавляют"  $^{137}\text{Cs}$ . Поэтому внесение в почву K с целью снижения УРЗР эффективно только на почвах бедных одновалентными катионами. Содержание последних в одной и той же почве в течение сезонов года меняется мало. Поэтому ЕКО не может быть причиной наблюдаемых сезонных и межгодовых вариаций УРЗР.

Такие агрометеорологические факторы, как влажность почвы, температура, состав почвенного воздуха, наличие или отсутствие снежного покрова имеют, в основном, косвенное влияние на УРЗР через изменение рН и Eh. Самостоятельное влияние температуры состоит в том, что в условиях ее повышенных значений в растениях образуется аммиак, который после преобразуется в амиды и аминокислоты. Для нейтрализации последних соединений растения поглощают в большем количестве одновалентные катионы. При пониженных температурах в растениях возрастает образование органических кислот и для их нейтрализации растения также повышают поглощение катионов. В обоих случаях УРЗР может возрасти вдвое.

Поскольку поглощение растениями влаги и минеральных веществ в большинстве случаев являются взаимонезависимыми процессами, то при хороших условиях транспирации (повышенная температура почвы и воздуха, хорошая освещенность, низкая влажность атмосферы и наличие ветра) концентрация пасоки в ксилеме может меняться в десятки раз. По этой причине УРЗ древесины может меняться на несколько десятков процентов в течение одних суток.

Видовые различия УРЗР определяют с одной стороны их различия в калиефильности, а, с другой стороны, характер взаимодействия их выделительных систем с почвой. Подкисление последней в прикорневом слое и стимулирование ее микробиологической деятельности за счет органических и минеральных выделений создает в указанной зоне восстановительную обстановку, которая способствует более интенсивной десорбции  $^{137}\text{Cs}$ . Последнее положение подтверждается тем, что в условиях водных культур и избыточного увлажнения различия в УРЗР между отдельными растениями в несколько раз меньше, чем в условиях почвенных культур и на почвах с умеренным увлажнением.

Поступая в растения  $^{137}\text{Cs}$  неравномерно накапливается в разных органах растений. В некоторой степени это можно объяснить разной их потребностью в К, а, следовательно, и в  $^{137}\text{Cs}$ . Однако, коэффициенты корреляции между содержанием в разных органах К и  $^{137}\text{Cs}$  колеблются от 0.3 до 0.8. Откуда очевидно, что существуют другие, помимо калиефильности, причины различий УРЗ в разных органах растений. К числу таких причин можно предположительно отнести различные условия поглощения  $^{137}\text{Cs}$  в разных органах растений (неодинаковый характер поверхностей, на которых происходит сорбция и десорбция  $^{137}\text{Cs}$ , различия в составе водорастворимых солей и степени их диссоциации в растворах, а также разные величины рН и Eh, которые в разной степени влияют на прочность закрепления  $\text{K}^+$  и  $^{137}\text{Cs}^+$ ).

УРЗ растений в значительной мере зависит от их физиологического состояния. Чем оно лучше, тем выше УРЗР. С одной стороны данное явление можно объяснить тем, что у здоровых растений тургор клеток поддерживается на более высоком уровне, что в свою очередь связано с более высокой концентрацией в них К и  $^{137}\text{Cs}$ . Однако, наблюдаемые различия УРЗ растений в зависимости от их физиологического состояния говорят о том, что данное явление определяют еще какие-то пока неясные причины.

Показано, что решающее значение на различия УРЗ между разными видами древесных растений имеют корневые выделения. Они могут как подщелачивать, так и подкислять прикорневую сферу, что обуславливает разную величину Eh в зонах поглощения питательных веществ, а это, в свою очередь, обуславливает разную концентрацию доступного для растений  $^{137}\text{Cs}$ .

Система радиационного контроля лесной и сельскохозяйственной продукции должна учитывать не только уровень загрязнения территории, но и условия места произрастания, а также состояние текущей и предшествующей погоды.

На основе как теоретических выкладок, так и практических наблюдений показано, что УРЗР при одних и тех же условиях места произрастания и одинаковых погодных условиях прямо пропорционально плотности загрязнения почвы, поэтому при организации научных исследований необходимо стремиться не к охвату уровней загрязнения почвы, а к охвату различных условий места произрастания при разных комбинациях метеорологических факторов.

## Список литературы

1. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрохимия цезия-137 и его накопление сельскохозяйственными растениями. Агрохимия, 1977. N 2. с.129-142.
2. Динамика накопления  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственными культурами в полевом опыте/ Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А.// Агро химия, 1986. N 8. с.92-95.
3. Моисеев И.Т. Влияние минеральных удобрений на поступление радиоцезия в сельскохозяйственные культуры и агрохимические показатели почв// Агрохимия, 1990. N 5. с. 136-156.

4. Поведение  $^{137}\text{Cs}$  в почве и его накопление в сельскохозяйственных растениях/ Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Рерих Л.А., Сальников В.Г. Почвоведение, 1976. N 7. с. 45-52.
5. Изучение поведения  $^{137}\text{Cs}$  в почве и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов/ Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А.// Агрохимия, 1994. N 2. с.103-117.
6. Богачев А.В. и др. Закономерности радиоактивного загрязнения элементов лесных биогеоценозов. Лесохозяйственная информация, 1994. N 7. с.12-16.
7. Чилимов А.И., Мухамедшин К.Д. Эволюция радиоактивного загрязнения лесных биогеоценозов// Радиоэкологические, медицинские и социально экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения: Тез. докладов Всероссийской конф. 21-25 мая 1995 г. НМЦ Голицино. с 17.
8. Лесное хозяйство в условиях радиации/ Мухамедшин К.Д., Чилимов А.И., Мишуков Н.П., Безуглов В.К., Сныткин Г.В.. М.: ВНИИХ лесхоз, 1995. 54 с.
9. Гюрюканова Э.Б. Радиоэкология почв полесий Русской равнины. М.: Наука, 1974. - 156 с.
10. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС)/ Под ред. В.И.Парфенова и Б.И.Якушева. Минск: "Навука і тэхніка", 1995.-582 с.
11. Динамика биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва-растение после аварии на Чернобыльской АЭС/ Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М.// Доклады Академии наук, 1994. N 4, с.564-566.
12. Криволуцкий Д.А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 140 с.
13. Динамика биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва-растение после аварии на Чернобыльской АЭС/ Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М.// Общая биология, 1994. т. 4. с 564 -566.
14. Яковлева Н.А. Влияние погодных условий вегетационного периода на накопление стронция-90 и цезия-137 в растениях ячменя// Влияние средств химизации на радиоактивность почв и возделываемых растений. М.: ЦИНАО, 1984. С.42-45.
15. Лес и чернобыль/ под ред. Ипатева В.А. М.:Институт леса АН Беларуси, 1994. 252 с.
16. Тулин С.А. и др. Калий на почвах, загрязненных радиоактивным цезием. Химия в сельском хозяйстве, 1994. N 2. с.12-14.
17. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Влияние основных агроклиматических факторов на поступление радионуклидов в растения// Агрохимия, 1989. N 10. с. 96-99.
18. Почвоведение / Часть I. Почва и почвообразование. Под ред. Ковды В.А. и Розанова Г.Г. - М.: Высшая школа, 1988. - 400 с.
19. Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду. МАГАТЭ, 1994. - 104 с.
20. Sulba B. and a. Determination of radionuclides associated with colloides in natural waters// J. Radioanal. and Nucl.Chem., Art, 1987. - 115. N 31, - 113-123.
21. Dependence of the  $^{137}\text{Cs}$  soil-to-plant transfer factor on soil parameters/ Schuller P., Handl J., Irumper R.E.// Health Phys.- 1988. - 55. N 3. - 575-577.
22. Marazitis E.A. Soil-to- plant concentration factor and dependence on soil parameters// J. Radiol. Prot., - 1992. - 12.,
23. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению/ Бондарь П.В., Иванов Ю.А., Озорнов А.Г. Агрохимия, 1992. N 2. с.102-110.
24. Снакин В.В. Анализ состава водной фазы почв. М.: Наука, 1989. 119 с.
25. Блэк К.А. Растение и почва. М.: Колос, 1973. 504 с.
26. Орлов Д.С. Химия почв. М.:Из. МГУ, 1985. 376 с.
27. Барбер С.А. Биологическая доступность питательных веществ в почве. М.: Агропромиздат, 1988. 376 с.
28. Агрохимия/Учебное пособие. М.: Агропромиздат, 189. 656 с. 1989. N1. с.35-41.
29. Корнеев Н.А., Егорова В.А. К вопросу о миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвенно-растительном покрове// Сельскохозяйственная биология,
30. Жизнь зеленого растения/ Гэлстон А., Девис П., Сэттер Р.. М.: Мир, 1993. 550 с.
31. Кларксон Д. Транспорт ионов и структура растительной клетки. М.: Мир, 1978. 368 с.
32. Крамер П.Д., Козловский Т.Т. Физиология древесных растений. М.: Лесная промышленность, 1983. 464 с.
33. Лебедев С.И. Физиология растений. М.: Агропромиздат, 1988. 544 с.
34. Рубин Б.Н. Курс физиологии растений. М.: Высшая школа, 1972. 672 с.
35. Якушева Н.И. Физиология растений. М.: Просвещение, 1993. 332 с.
36. Мушенко Н. М., Тернавский А.М. Корневое питание растений. Киев:Выща школа, 1989. 204 с.
37. Гирс Г.И. Физиология ослабленного дерева. Новосибирск: Наука, 1982. 256 с.
38. Солдатенков С.В. Биохимия органических кислот растений. Ленинград: Из-во Ленинград. унив-та, 1971. 142 с.
39. Мелехов Е.И., Анев В.И. Обратимый выход  $\text{K}^+$  из клетки как защитная реакция на неблагоприятные воздействия//Журнал общей биологии, 1991. Т.52. N1. с.14-26.
40. Физиологическая устойчивость растений к факторам среды/Косулина Л.Г., Луценко Э.И., Аксенова В.А. Ростов на Дону:ИРУ,1993. 236 с.
41. Скуодене Л. Реакция деревьев по проницаемости клеточных мембран для  $\text{K}^+$  на воздействие среды// Проблемы физиологии и биологии древесных растений: тезисы докладов III Всесоюзной конференции 7-9 февраля 1989 г. Петрозаводск, 1989. с.248-250.
42. Нобел П. Физиология растительной клетки. М.:Мир,1973. 288 с.
43. Най П.Х., Тинкер П.В. Движение растворов в системе почва растение. М.:Колос, 1980. 366 с.
44. Регуляция ионного транспорта через мембраны растительных клеток/Юрин В.М., Соколик А.И., Кудряшов А.П. Минск:Навука і тэхніка,1991. 272 с.
45. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. Киев:Наукова думка, 1989. 382 с.

46. Романенко А.С., Салаяев Р.К. Эндоситоз у растений. Новосибирск:Наука, 1991. 103 с.
47. Ниловская Н.Т., Булгакова Н.Н. Влияние концентрации питательного раствора на продуктивность и химический состав яровой пшеницы в зависимости от условий выращивания. Агрохимия, 1985. N 1. с.59-67.
48. Моисеев А.А., Иванов В.С. Справочник по дозиметрии и радиологии. 2 е из. М.: Атомиздат, 1974. 334 с.
49. Алексахин Р.М., Равикович М.М. О естественной радиоактивности компонентов лесных биогеоценозов, обусловленной К-40, и некоторые вопросы искусственных радионуклидов в лесных насаждениях// Радиоактивные изотопы в почвах и растениях, 1969. 18. с.122-132.
50. Справочник по удобрениям в лесном хозяйстве. М.: Агропромиздат, 1986. 174 с.
51. Кармадонов Н.И. Ионная и метаболитная осморегуляция у растений//Регулирование минерального питания и продуктивности растений. Киев: Наукова думка, 1991. с.128-170.
52. Головатый В.Г., Худякова Х.К. Изменение соотношения и концентрации минеральных элементов в райграсе вестервальдском в зависимости от начального уровня азота, фосфора, калия и влаги в среде. Агрохимия, 1981. N 9. с.75-79.
53. Караваева Е.Н., Молчанова И.В. О поступлении химических элементов аналогов в растения в зависимости от влажности почвы// Экология, 1971. - N 5. с. 96-98.
54. Прокушин С.П. Минеральное питание сосны. Новосибирск: Наука, 1982. 191 с.
55. Либерт Э. Физиология растений. М.: Мир, 1976. 582 с.
56. Кашлев В.Ф.,Веретенников А.И. К вопросу о методах отбора образцов в древесных растениях// Доклады ТСХА, вып.144. с.259-261.
57. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 143 с.
58. Ярцева Н.А. О химическом составе кедра сибирского. Лесн.ж., 1969. N 1, с. 112-116.
59. Русанова Г.В. Биологическая продуктивность и содержание химических элементов в фитомассе ельника зеленомошника// Продуктивность и круговорот элементов в фитоценозах севера. Л.: Наука, 1975. с. 30-83.
60. Физиология древесных растений/ Лир Х., Польстер Г., Фидлер Г.И. - М.: Лесная промышленность, 1974. с. 422.
61. Раскатов Б.П. Физиология растений с основами микробиологии. М.: Советская наука, 1958. 366 с.
62. Рассел Э. Почвенные условия и рост растений. М.: Иностранная литература, 1955. 624 с.
63. Кольной П.Г. Динамика содержания элементов питания дуба черешчатого. Лесн. ж., 1971. Т.6, с. 25-28. 50.
64. Нестерова Л.А. Сравнительная характеристика изменчивости сосны обыкновенной по содержанию в хвое N, P и K в условиях Зауралья// Вопросы лесовыращивания и рационального лесопользования. М.: МЛТИ, 1965 вып. 165. с.126-128.
65. Пономарев А.В. Тонкая структура динамики Cs-137 и K-40 в растениях// Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения. 21-25 мая 1995 г. М.:НМЦ "Голицино", 1995. с.130.
66. Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы. М.:Лесн. промышленность, 1981. 264 с.
67. Жуков Ю.Л. и др. Влияние расчетных доз удобрений и их сочетаний с другими средствами химизации на урожайность и некоторые показатели ячменя. Агрохимия, 1992. N12. с.50-55.
68. Федосьев А.П., Гриненко П.А. Динамика накопления элементов питания озимой пшеницы в различные по погодным условиям годы. Агрохимия, 1985. N 1. с.52-58.
69. Макаров Н.Б., Шамаков В.И. Влияние увлажнения и удобрений на урожай и химический состав сена многолетних злаковых трав на торфяных почвах центрального района нечерноземной зоны. Агрохимия, 1992. N2. с.63-69.
70. О зависимости химического состава древесины от условий произрастания /Вараксина Т.М.,Холькин В.И., Башеенов В.А. Лесн. ж., 1967. N2. с. 137-139.
71. О влиянии абсолютной высоты местности и места взятия образца на химический состав ели тяньшаньской / Техноруков А.В., Шевченко А.Д., Вильцинг Ю.Э. Лесн.ж., 1964. N 5. с.169-170.
72. Барская Е.И. Изменение хлоропластов и вызревание побегов в связи с морозоустойчивостью древесных растений. М.: Наука, 1967. 224 с.
73. Мордась А.А. О влиянии густоты стояния на рост двухлетних сеянцев ели и содержание в них азота, фосфора, калия и углеводов// Лесной ж., 1970. N2. с. 159-161.
74. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.
75. Сельскохозяйственная радиоэкология. М.: Экология, 1991.
76. Петров Е.П. Формы нахождения и миграции радионуклидов выброса ЧАЭС на территории БССР// Радиоэкология и контрмеры. Семинар СО МСР, Киев, 27 апреля 4 мая 1991 г. Киев: СО МСР, 1991. с. 37-38.
77. Буравлев Е.П. и др. Миграция Cs-137 и Се-144 в почвенном покрове зоны отселения Чернобыльской АЭС. Агрохимия, 1991. N6. с.70-73.
78. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 216 с.
79. Поляков Ю.А. Радиоэкология и дезактивация почв. М.: Атомиздат, 1970. 304 с.
80. Суркова Л.В., Погодин Р.И. Состояние и формы нахождения цезия-137 в почвах различных зон аварийного выброса ЧАЭС. Агрохимия, 1991. N4. с.84-86.
81. Поникорова Т.М. Влияние степени увлажнения торфа на подвижность радиоцезия// Эффективность удобрений под многолетние травы при осушении торфяников. С. Петербургский Гос. аграр. унв. с. 74-77.
82. Тихомиров Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях// Экологические исследования радиоактивного загрязнения на южном Урале. 1993. с.21.
83. Горбунов Н.И. Минералогия и коллоидная химия почв. М.: Наука, 1974. 315 с.
84. Воюцкий С.С. Курс коллоидной химии. М.: Химия, 1975. 512 с.
85. Справочник по химии. Изд. 2 е пер.: Гл. ред. Никольский Б.П. М. Л.: Химия, 1963. 1071 с.
86. Рабинович В.А., Хавин З.Я. Краткий химический справочник. Л.: Химия, 1978. 392 с.

87. Кураев В.Н. Водно-воздушный и окислительно-восстановительный режимы дерново-подзолистых почв различного увлажнения на лесокультурной площади// Научные работы по лесному почвоведению. М.: ВНИИЛМ, 1973. с.73-90.
88. Звездина Н.В. и др. Влияние некоторых почвенных бактерий на форму нахождения цезия-137 в почве// Радиологический съезд/ Тезисы докладов ч.1. Пушино, 1993. с.376-377.
89. Кураев В.Н. Окислительно-восстановительные условия и плодородие оглеенных дерново-подзолистых почв. Автореферат дис. на соис.уч.ст. к.с. х.н., М., 1968. 28 с.
90. Вахмистров Д.Б. Пространственная организация ионного транспорта в корне. М.: Наука, 1991. 49 с.
91. Иванов В.Л. Растительные выделения и их значение в жизни фитоценозов. М.: Наука, 1973. 296 с.
92. Рощина В.Д., Рощина В.В. Выделительная функция растений. М.: Наука, 1989. 215 с.
93. Чиркова Т.В. Пути адаптации растений к гипоксии и аноксии. Л.: Изд. Лен.универ., 1988. 244 с.
94. Гринева Г.М. Регуляция метаболизма у растений при недостатке кислорода. М.: Наука, 1975. 280 с.
95. Вретенников А.В. Метаболизм древесных растений в условиях корневой аноксии. Воронеж: Изд. Воронежского Университета, 1985. 152 с.
96. Писаренко А.И. и др. Основные положения концепции ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. Лесное Хозяйство, 1997. N2. с. 5-8.
97. Steffens W. und a. Unterschuchnd des Transfers von  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  und  $^{54}\text{Mn}$  vom Boden in die Pflanze und derWichtigesten den Tranfer beeinflussenden Bodenparameter// Ber. Kernfors-chung-sanladeJulich. - 1988. - N 2250. - 1-120.
98. Uchida S. and a. Radiosotopes. -1991. - 40. N 9. - 347-353.
99. Kubik M. and a. Cesium-137 and potassium-40 in jelectedfru itusin Poland in 1989// FRUIT sCI. Reph. 1991. 18. N4. pp. 147-154.
100. Bilo M. Die Aufnahme von Radiocesium aus der Fschernobye -Deposition durch Wichtergefreide von Bodentipen Oberschwabens. Jahresh Ges.Naturh, Wurtemberg, - 1993. - 148. s. 97-110.
101. Поведение  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва-растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклидов в урожае/ Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Агрохимия, 1992. N8. с.127-138.
102. Гулякин Н.В. и др. Накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от применения калийных удобрений. Агрохимия, 1977. N6. с.111-116.
103. Архипов А.Н. и др. Развитие радиоэкологической ситуации на сельхозугодиях 30 км зоны Чернобыльской АЭС. Чернобыль: НПО "Припять", 1994. 44 с.
104. Te role of stable cesium on plant uptake of cesium-137/Wallace A., Romoney E.M., Wood R.A.// Soll Science, 1982. N 1. p.71-75.
105. Tatedea Yutana, Meison Jun. The Cs/K,  $^{137}\text{Cs}$ /K ratio in janan se marine food chein// Fnna. Meet.Jap. Radiat. Res. Sos.,Sendi, okt. 24-26 1990: J.Radiat. Res. 1991. 32. N1, p.44.
106. Concentrations of radiocesium in basidiomycetes collected in Japan/ Muramatsu Y., Yoshide S., Sumiya M.// Sci. Total. Environ. - 1991. - N 105, - 23-39.
107. Horyna J., Randa Z. Uptake of radiozesium and alkali memals by mush rooms// J. Radioanal. and Nukl. Chem.; Leet., 1988, 127.- N 2. - 107-120.
108. Михалев А.И. и др. Исследование динамики накопления радионуклидов в водных культурах// Радиобиологич. съезд, Киев, 20-25 июля, 1993: Тез. докладов Т. 2. Пушино, 1993. - с. 682.
109. Симонов А.С. и др. Пути использования древесины, зараженной радионуклидами// Чернобыль 10 лет спустя. Итоги и перспективы. Мат.Всерос.науч. практ. конф. Часть 2. Брянск, 1996. с.58.
110. Данилов Ю.Г., Шарапаев И.В. Особенности поведения радионуклидов в системе "почва- растение"// Чернобыль 10 лет спустя. Итоги и перспективы. Мат.Всерос.науч. практ. конф. Часть 2. Брянск, 1996. сс.18-19.
111. Маркина З.Н. Состояние почвенного плодородия и накопление цезия 137 растениями на территории с плотностью загрязнения свыше 40 Ки/км<sup>2</sup>// Чернобыль 10 лет спустя. Итоги и перспективы. Мат.Всерос.науч. практ. конф. Часть 2. Брянск, 1996. сс. 7-9.
112. Акумуляцыя радыенуклідуу у драўніне асноуных лесаутваральных парод/ Маісенко І.Ф., Савельеу В.В., Піскуноу В.С.// Весці АН Беларусі, 1993. N5. сс. 11-16.
113. Бурец Л.А., Граковский В.Г. Вынос стронция-90 и цезия-137 из различных почв ежой сборной в модельном опыте// Бюллетень почвенного института им. В.В.Докучаева, 1979. - вып.ХХІ.- с. 32-34.
114. О влиянии влажности почвы на поступление  $^{134}\text{Cs}$  в сельскохозяйственные растения/ Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А.// Агрохимия, 1974. N7. с.124-127.
115. Kubian M. Dobowewahanic wilgotnosci drewna na pniu w mlodniku// Sylwan, 1972. - N 1. - с. 23-29.
116. Распределение стронция-90 и цезия-137 в структурных элементах клеток сельскохозяйственных растений/Дергунов И.Д., Колчин В.Н., Кратенко Л.В.// Физиология растений, 1980. - N 10. - сс.84-87.
117. Гончарова Н.В. и др.Биологические последствия миграции и накопления радионуклидов в растениях// XV Менделеевский съезд по общей и прикладной химии в 4 т. Минск 24-29 мая, 1993. - т. 1. - сс. 263-264
118. Накопление радионуклидов и стабильных элементов в урожае сельскохозяйственных культур/ Бондарь П.Ф., Лощилов Н.А., Свиденюк Н.Л.// Радиобиологический съезд. Тезисы докладов. Часть I. - Пушино, 1993. - с. 131.
119. Kohno M. and a. Distribution of environmental Cesium-137 in tree rins// J. Environ. Radioact. - 1988. - 8. - N 1. - 15-19.
120. Миграция радионуклидов в древесине основных лесобразующих пород в районах подвергшихся воздействию выбросов на ЧАЭС/ Моисеев И.Ф., Пискунов В.С., Савельев В.В.// Проблемы экологического мониторинга. Часть II. - Брянск, 1991. - с. 20-21.
121. Краснов В.П. и др. Миграция радионуклидов в сосновых насаждениях// Лесное хозяйство, 1996. - N 5. - с. 28-29.

122. Видовые и сортовые различия растений в накоплении радиостронция и радиоцезия из почвы/ Максимов В.Г., Перепелятников Л.В., Жуков Г.И. - *Агрехимия*, 1981. - N 8. - с. 94-98.
123. Heirich G. Uptake and transfers of <sup>137</sup>Cs by ushroos/ *Radict and Environ Biophys.*, 1992. - 31. - N 1. - s. 39-49.
124. Ушаков Б.А., Панфилов А.В. Поступление цезия в древесную растительность Брянской области// Проблемы экологического мониторинга. Часть II. - Брянск, 1991. - с. 14-15.
125. Цезий-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС/ Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И.// Проблемы экологического мониторинга. Часть II. - Брянск, 1991. - с. 34-35.
126. Иракленко С.П. и др. Накопление <sup>137</sup>Cs основными лесообразующими породами Полесья Украины// Чернобыль-94. Тезисы док. на международной науч. конф.. - Зеленый мыс, 1994. - с. 168.
127. Buchel H.B., Crosse W. Localication of the porous partition reponsible for pressurized gas transport in *Alnus glutinosa* (L) Gaerth// *Tree Physiol.*, 1990. Vol. 6. N 3. - p. 247-256.
128. Вартапетян Б.Б. Анаэробноз и структурно-функциональные перестройки растительной клетки// Новые направления в физиологии растений. М.: Наука, 1985. - с. 175-199.
129. Forster H., Schimmack W. Influence of the stemfljw on the under a booch stand// *Naturwissenschaften*, 1992. - 79. N 1, -s. 23-24.
130. Моисеенко И.Ф., Голод Д.С. Распределение цезия-137 в древесных растениях в зависимости от типа роста и развития и от режима увлажнения// Радиобиологич. съезд, Киев, 20-25 июля, 1993; Тез. докл. Т. 2. Пушино, 1993. - с. 684-685.
131. Fidler H.J., Hohe H. Relationen der Kernnahstoffe in Fichtennadeln und ihre Abhangigkaeitvon biologischen Faktoren// *Beitrage fur Forstwirtschaft*, 1987. N1. - s. 17-21.
132. Санжарова Н.И. Влияние почвенных условий и распределения корневых систем на поступление <sup>90</sup>Sr в дикорастущие травянистые растения./ Автореферат канд.дис.. - М., 1978. - 23 с.
133. Спур С.Г., Бертон В.Б. Лесная экология. -М.: Лесная промышленность, 1984. - 480 с.
134. Голомазова Г.М. Водный режим хвойных пород в период зимовки// Физиологическая характеристика древесных пород средней Сибири. - Красноярск, Красноярское книж.изд., 1965. - с. 86-93.
135. Пахомова Г.И., Безуглов В.К. Водный режим растений.// Изд.Казанского Унив., 1980. - 252 с.
136. Израэль Ю.А. и др. Радионуклидное загрязнение территории России в результате аварии на Чернобыльской АЭС// Чернобыль-94, IV Международная научно-техническая конференция "Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС": Сб. тез. - Зеленый мыс, 1994. - с. 40-41.
137. Воробьев Г.Т., Курганов А.А. Радиологическое состояние почв сельхозугодий Брянской области// Чернобыль 10 лет спустя. Итоги и перспективы. Материалы Всерос. науч. - практ. конф. Часть 2.- Брянск, 1996. - с. 4-6.
138. Машкович В.П., А.В.Кудрявцева. Защита от ионизирующих излучений. Справочник. М.: Энергоатомиздат., 1995, с.16

## Краткий словарь терминов

<b>АВТОМОРФНЫЕ почвы</b>	формируются на ровных поверхностях и склонах в условиях свободного стока поверхностных вод, при глубоком залегании грунтовых вод (более 6 м).
<b>АНАЭРОБНЫЕ ОРГАНИЗМЫ</b>	(от греч. an—отрицаю, aér—воздух и bios—жизнь), организмы, способные жить и развиваться при отсутствии в среде свободного кислорода
<b>АПОПЛАСТ</b>	(от греч. арб—из, от, без и plastós—образованный), свободное пространство, приуроченное к внецитоплазматическим компонентам ткани растений, по которым осуществляется свободная диффузия
<b>АССИМИЛЯТЫ</b>	фотосинтаты, стабильные органические соединения, конечные продукты фотосинтетической фиксации и восстановления углекислоты в растении. Наиболее распространенные А.: углеводы (глюкоза, фруктоза, сахароза, крахмал), а также шестиатомные спирты (сорбит, маннит) и некоторые органические кислоты и аминокислоты.
<b>АЭРОБНЫЕ ОРГАНИЗМЫ</b>	(от греч. aér—воздух и bios—жизнь), организмы, способные жить и развиваться только при наличии в среде свободного кислорода.
<b>ВАКУОЛЬ</b>	(фр. vacoule от лат. vacuus—пустой), полости в цитоплазме клеток, ограниченные мембраной и заполненные жидкостью. Вся система вакуолей растительной клетки называется вакуоном, который в молодой клетке представлен системой канальце и пузырьков; по мере роста и дифференцировки клетки они увеличиваются и сливаются в одну большую центральную вакуоль, занимающую 70-95% объема зрелой клетки. Клеточный сок вакуоли — водянистая жидкость с рН 2÷5, содержит растворенные в воде органические и неорганические соли (фосфаты, оксалаты и т.п.), сахара, аминокислоты, белки, конечные и токсичные продукты обмена веществ (таннины, гликозиды, алкалоиды), некоторые пигменты. Функции вакуоли:

	регуляция водно-солевого обмена, поддержание тургорного давления в клетке, накопление низкомолекулярных водорастворимых метаболитов, запасных веществ и выведение из обмена токсичных веществ.
<b>КЛАСС КРАФТА</b>	оценка социального положения деревьев в насаждении: I — господствующее; II — согосподствующее; III — угнетенное; IV — отставание в росте, расположены в нижней части полога; V — усыхающие деревья нижней части полога.
<b>КЛАСС ФИЗИОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ</b>	1 — здоровые деревья верхней части полога; 2 — здоровые деревья верхней части полога с ослабленной кроной; 3 — ослабленные деревья средней части полога; 4 — деревья с признаками усыхания; 5 — свежий сухостой; 6 — старый сухостой.
<b>КСИЛЕМА</b>	(от греч. <i>ξύλον</i> —срубленное дерево), водопроводящая ткань сосудистых растений. Вместе с флоэмой образует проводящую систему, объединяющую все органы растения.
<b>ОСМОТИЧЕСКОЕ ДАВЛЕНИЕ в организме</b>	давление, производимое растворенным веществом в растворе; является одним из важных факторов, влияющих на распределение в тканях воды и растворенных веществ. Этому способствует наличие в организме многочисленных полупроницаемых перегородок (оболочки клеток и т.п.). У растений разность осмотического давления клеточного сока и тургорного напряжения растянутой оболочки, препятствующего вхождению воды в клетку, определяет т.н. сосущую силу клетки. Величина осмотического давления у различных растений разная и зависит от условий их существования: так осмотическое давление клеточного сока эпидермиса листьев у пресноводных растений составляет 1÷3 атм., у луговых и полевых растений 5÷10 атм., у солончаковых и пустынных растений 60÷80 атм. Сосущая сила семян при влажности 35% составляет около 35 атм., 130 атм. при влажности 12%, 400 атм. при влажности 6%. Величина осмотического давления в тканях растений регулируется изменением содержания в клеточном соке низкомолекулярных растворенных веществ (простых сахаров, органических кислот, хлористого натрия и др.) причем концентрация клеточного сока приспособительно изменяется в зависимости от влажности почвы и воздуха, условий освещения и температуры, физиологического состояния растения, времени года, суток и т.п.
<b>ПАСОКА</b>	жидкость, выделяющаяся из среза в основании стеблей или корней растений под действием корневого давления.
<b>ПИНОЦЕТОЗ</b>	(от греч. <i>πίψ</i> -пью, впитывая и <i>κύτος</i> -клетка), захват клеточной поверхностью и поглощение клеткой жидкости. При пиноцетозе поглощаемая капля жидкости окружается плазматической мембраной, которая смыкается над образовавшимся пузырьком (диаметром от 0.07 до 2 мкм), погруженным в клетку.
<b>ПЛАЗМАЛЕММА</b>	мембрана клетки, отделяющая протопласт от клеточной стенки; регулирует вход веществ в клетку и выход из нее.
<b>ПОТЕНЦИАЛ ДЕЙСТВИЯ</b>	разность электрических зарядов противоположных сторон плазмалеммы после возбуждения клетки температурой, химическим или иным воздействием, неблагоприятными условиями роста.
<b>ПОТЕНЦИАЛ ПОКОЯ</b>	мембранный потенциал покоя, разность потенциалов, существующая у живых клеток в состоянии физиологического покоя между их цитоплазмой и внешней жидкостью
<b>ПОЯСКИ КАСПАРИ</b>	слой клеток с утолщенными водонепроницаемыми стенками на границе коры корня и его цилиндра, являющийся барьером для ионов
<b>ПРОТОПЛАСТ</b>	(от греч. <i>πρώτος</i> —первый и <i>πλαστός</i> —образованный) у растений — клетка, полностью лишенная клеточной стенки и имеющая только клеточную мембрану, которая ограничивает цитоплазму с различными органоидами и другими включениями.
<b>РИЗОДЕРМА</b>	(от <i>rhiza</i> - корень, <i>derma</i> - кожа), внешняя оболочка корня.
<b>СИМПЛАСТ</b>	(от греч. <i>σύν</i> —вместе и <i>πλαστός</i> —образованный), у растений многоядерный протопласт организма, не имеющий клеточного строения
<b>СТЕЛА</b>	(от греч. <i>στήλη</i> — столб, колонна), центральный цилиндр, центральная часть стебля и корня высших растений, которую окружает первичная кора. Состоит или только из проводящих тканей (напр., протостела), или включает также паренхимную сердцевину и перицикл, сложенный паренхимными и механическими элементами. Понятие стелы и разработку первой классификации ввели Ф. ван Тигем и А. Дулио (1886).

<b>ТИП ЛЕСА</b>	классификация насаждений с учетом рельефа, ТУМ, и состава напочвенного покрова
<b>ТУРГОР</b>	(от позднелат. <i>turgor</i> - вздутие, наполнение), напряженное состояние клеточной оболочки, создаваемое гидростатическим давлением внутриклеточной жидкости. В растительных клетках внутреннее давление на клеточную стенку всегда превышает давление на нее наружного раствора. У большинства растений тургорное давление лежит в пределах 5-10 атм., у галофитов, грибов - 50-100 атм. При значительном иссушении почвы или сильной транспирации тургор может снизиться до 0 (увядание).
<b>ЭНДОДЕРМА</b>	(от <i>endon</i> — внутри и <i>derma</i> — кожа), внутренний одноклеточный слой клеток первичной коры, прилегающий к центральному цилиндру осевых органов растений. В корнях Э. имеет утолщения на радиальных стенках оболочек - пояски Каспари, содержащие суберин и лигнин, что делает их малопроницаемыми для воды и ионов. Тонкостенными остаются лишь немногочисленные пропускные клетки. Т.о. Э. - физиологический барьер, регулирующий ток веществ из первичной коры в проводящий цилиндр и обратно.
<b>ГИДРОМОРФНЫЕ почвы</b>	формируются в условиях длительного поверхностного застоя или при залегании грунтовых вод на глубине менее 3 м (капиллярная кайма может достигать поверхности почвы).

## Список сокращений

**F** — критерий согласия Фишера

**m** — стандартная ошибка

**r** — коэффициент корреляции

**АТФ** — аденозинмонофосфат, соединение фосфорной кислоты с рибозой по типу сложных эфиров

**ЕКО** — емкость катионного обмена. Количество катионов, удерживаемое почвой в обменном состоянии и способных к замещению другими катионами, мг/100 г почвы.

**КН** — коэффициент накопления равен отношению УРЗР к УРЗ почвы

**ПВ** — полная влагоемкость почвы (содержание воды в почве при условии, когда она занимает все ее поры)

**Пз** — плотность загрязнения, Ки/км<sup>2</sup>

**ТУМ** — тип условий местопроизрастания; участки земель с равными лесорастительными условиями (почва, режим ее увлажнения, рельеф) Производительность почвы характеризуют буквами: А,В,С,Д,Е. Наиболее богатые почвы — Е, наиболее бедные — А. Условия увлажнения обозначены цифрами: 0,1,2,3,4,5. Очень сухие почвы —0; мокрые—5.

**УРЗР** — удельное радиоактивное загрязнение растений

**ФАР** — энергия, поглощаемая листом растения в спектральной области от 320 до 800 нм