

АКАДЕМИЯ НАУК СССР  
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР  
ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

*На правах рукописи*

Н. В. КУЛИКОВ

**РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ  
В МОДЕЛЬНЫХ СИСТЕМАХ НАЗЕМНЫХ  
И ПРЕСНОВОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ**  
(миграция, распределение, биологическое действие)

**03.090 — радиobiология**

А в т о р е ф е р а т  
диссертации на соискание ученой степени  
доктора биологических наук

Свердловск  
1971

АКАДЕМИЯ НАУК СССР  
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

---

Институт экологии растений и животных

На правах рукописи

Н.В.КУЛИКОВ

**РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В МОДЕЛЬНЫХ  
СИСТЕМАХ НАЗЕМНЫХ И ПРЕСНОВОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ**

(миграция, распределение, биологическое действие )  
**03.090 - радиобиология**

Автореферат  
диссертации на соискание ученой  
степени доктора биологических наук

Свердловск  
1971

Работа выполнена в лаборатории радиационной биоценологии и биофизики Института экологии растений и животных Уральского научного центра АН СССР.

Официальные оппоненты:

Член-корреспондент АН УССР, доктор биологических наук, профессор Г.Г.ПОЛИКАРПОВ

Доктор медицинских наук, профессор Ю.И.МОСКАЛЕВ,

Доктор биологических наук, профессор А.Т.МОКРОНОСОВ.

Ведущее предприятие - Филиал № 4 Института биофизики Министерства здравоохранения СССР.

Автореферат разослан "\_\_\_" \_\_\_\_ 1971 г.

Защита диссертации состоится "\_\_\_" \_\_\_\_ 1971 г.

на заседании Объединенного Ученого Совета по биологическим наукам при Институте экологии растений и животных Уральского научного центра АН СССР.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР.

Отзывы просим направлять по адресу:

г. Свердловск, Л-8, ул. 8 Марта, 202, Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Ученому секретарю Совета кандидату биологических наук М.Г.Нифонтовой.

## В В Е Д Е Н И Е

Развитие атомной промышленности и широкое использование ее продуктов в различных областях человеческой деятельности создают предпосылки для повышения радиоактивного фона биосфера Земли за счет поступления в нее искусственных радионуклидов. Превращение ионизирующей радиации в постоянно усиливающийся фактор внешней среды, действующий на все живое, способствует формированию и развитию радиоэкологии – нового раздела радиобиологии, изучающего радиобиологические явления на уровне сложных природных комплексов – биогеоценозов, подобно тому, как другие ее разделы изучают эти явления на молекулярном, клеточном и организменном уровнях. Основные задачи радиоэкологии сводятся к изучению миграции, распределения и биологического действия естественных и искусственных радионуклидов в различных биогеоценозах (Кузин, Передельский, 1958; Передельский, 1957, 1964; Odum, 1957, 1958; Кузин, 1964, 1987; Полякарпов, 1984; Алексахин и др. 1970).

Теоретический фундамент этих исследований заложен учеником В.И.Вернадского о биосфере (Вернадский, 1928); работами в области биогеохимии (Вернадский, 1938–1940; Вицаградов, 1933, 1938, 1946, 1952); учеником В.Н.Сукачева о биогеоценозах (Сукачев, 1945, 1947, 1968, 1966), а также новейшими достижениями радиобиологии и экологии. Большой вклад в развитие радиоэкологических исследований вносят работы по экспериментальной радиационной биогеоценологии (Тимофеев–Ресовский, 1957, 1962; Тимофеев–Ресовский, Тюриканов, 1987).

Первое обобщение радиоэкологических исследований, сделавшееся в основном морских биогеоценозов, сделано Полякарповым Г.Г. (1964). В этой работе впервые рассмотрены главные проблемы морской радиоэкологии, связанные в конечном итоге с прогнозированием последствий радиоактивного загрязнения морей и океанов, выработкой рекомендаций по борьбе с этими загрязнениями и ослаблением их биологического действия.

Наряду с морской радиоэкологией, можно выделить общую область континентальной радиоэкологии, которая призвана изучать радиоэкологические процессы в биогеоценозах суши и внутренних водоемов. Отличительной чертой континентальных биогеоценозов, по сравнению с морскими и океаническими, является их большее разнообразие, а условия обитания организмов на континенте подвержены значительно более резким колебаниям. Кроме того, концентрация радиоактивных веществ в континентальных биогеоценозах при радиоактивном загрязнении биосфера возрастает быстрее, чем в океане, т.к. в первом случае они подвергаются меньшему разбавлению.

Почва и вода водоемов, как компоненты соответствующих биогеоценозов, сильно отличаются друг от друга по своим физико-химическим свойствам. Вместе с тем это единственные природные среды, обуславливающие процессы биологического продуцирования (Зенкевич, 1948, 1970; Богоров, Зенкевич, 1988). Поэтому почвы и воды водоемов представляют собой наиболее насыщенные жизнью части биосферы, где с высокой интенсивностью протекают различные биоэнергетические и биогеохимические превращения. Из сказанного следует, что почвы и водоемы вместе с населяющими их биоценозами должны стать объектами первоочередного и всестороннего изучения для создания основ разумного использования биологических продуктивных сил Земли и разработки рациональных взаимоотношений между последними и развивающейся промышленностью. Эти задачи в настоящее время приобрели особо важное значение в связи с быстрыми темпами индустриализации и урбанизации нашей планеты.

Радиоактивные изотопы, попадая на земную поверхность с радиоактивными осадками или иными путями, в первую очередь загрязняют почву, ее растительный покров и водоемы, откуда затем включаются в различные пищевые цепи и мигрируют с почвенно-грунтовыми водами. Поэтому знание закономерностей поведения радиоизотопов в первичных биогеоценотических звеньях почва-раствор, почва-растения и вода-гидробионты особенно важно. Широкие возможности применения в этих исследованиях метода радиоактивных индикаторов зна-

чительно облегчают задачи изучения поведения радиоизотопов в системах различной сложности и позволяют вести работу с микроколичествами химических элементов, не превышающими их естественные концентрации в окружающей среде. Результаты таких исследований, помимо прямого вклада в радиоэкологию, дают ценный материал для успешного развития соответствующих разделов биогеоценологии, общей экологии, биогеохимии, почвоведения и агрохимии. Следовательно, радиоэкология, развиваясь на стыке смежных с ней наук, сама обогащает их как фактическим материалом, так и новыми методами исследования.

Изучению поведения радиоизотопов в наземных и пресноводных биогеоценозах посвящено большое количество работ. Наиболее полные сводки этих работ даны в ряде сборников и монографий (Гулякин и Юдинцева, 1962; Алексахин, 1963; Тимофеева-Ресовская, 1963; Петри (ред), 1962, 1965, 1968; Shultz, Clement (ред) 1963; Hungate (ред), 1965; Aberg, Hungate (ред), 1967; Nelson, Evans (ред), 1969; Мельникова (ред), 1969; Павлоцкая, Тюрюканова, Баранов, 1970; Клечковский (ред), 1971; Шварц, Мокрносов (ред), 1971; Верховская (ред), 1971). Однако, большинство такого рода исследований до сего времени проводится с долгоживущими радиоизотопами стронция и цезия, как с наиболее опасными в радиологическом отношении радиоизотопами. Менее изученными в этом плане остаются радиоактивные изотопы других химических элементов, в частности, железо-59, кобальт-60, иттрий-91 и церий-144. Между тем, железо-59 и кобальт-60, как наведенные радиоизотопы, а иттрий-91 и церий-144, как продукты деления урана, могут в значительных количествах поступать в биосферу в результате ядерных взрывов и мирного использования атомных энергетических установок. Имеющиеся в литературе данные о подвижности и характере распределения указанных радиоизотопов в первичных биогеоценотических звенях, как правило, не поддаются сравнению, поскольку работы проводились на неоднородном материале и с применением разных методов исследований.

Необходимо подчеркнуть, что биогеохимические аспекты радиоэкологических исследований тесно взаимосвязаны с радиобиологическими аспектами, охватывающими вопросы действия ионизирующих излучений на организмы и их сообщества. Эта взаимосвязь проявляется в том, что радиобиологические эффекты излучений зависят прежде всего от дозы облучения, а величина дозы определяется уровнем содержания, скоростью миграции и характером распределения радиоизотопов в загрязненном биогеоценозе. Последнее, в свою очередь, в значительной мере зависит от видового состава, структуры и биомассы облучаемого сообщества.

В диссертации обобщаются данные радиоэкологических исследований, проводимых в течение ряда лет автором с сотрудниками в Лаборатории радиационной биоценологии и биофизики Института экологии растений и животных Уральского научного центра АН СССР. Основное внимание в работе уделено сравнительному изучению миграции и распределения шести упоминавшихся выше радиоизотопов (железа-58, кобальта-60, стронция-90, иттрия-81, цезия-137 и церия-144) в биогеоценотических звеньях почва-раствор, почва-растения и вода-гидробионты. В отдельных случаях, в порядке сравнений, приводятся данные по некоторым другим излучателям. Кроме того, в работе рассмотрены вопросы действия ионизирующих излучений от внешних источников и при радиоактивном загрязнении среды обитания (почва, вода) на организмы и их сообщества.

Работа изложена на 370 страницах машинописи, включая иллюстрационный материал (80 таблиц и 70 рисунков). В списке цитируемой литературы приводится 475 источников, в т.ч. 127 иностранных.

### 1. Миграция и распределение радиоактивных изотопов в системе почва - раствор

В этой главе рассмотрены данные лабораторных опытов, раскрывающие два основных типа процессов, которые определяют миграционную способность радиоизотопов в системе почва-раствор. Первый тип - это сорбционные процессы, да-

щие представление о кинетике и полноте поглощения изучавшихся радиоизотопов почвами из водных растворов; второй – это процессы, характеризующие прочность фиксации радиоизотопов в почвах (опыты по десорбции).

Опыты проводились с несколькими почвами, существенно различающимися по своим физико-химическим свойствам: первово-луговая (Южный Урал, Ильменский заповедник), чернозем (Курская область, Центрально-чernоземный заповедник), дерново-подзолистая (Московская область) и красноzem (Грузинская ССР, Зугдиди). Навеску воздушно-сухой почвы вносили в водный раствор соответствующего радиоизотопа (при соотношении твердой и жидкой фаз 1 : 20) и перемешивали до установления равновесного распределения радиоизотопа в системе почва-раствор. После этого раствор отделяли от почвы центрифугированием, а из него отбирали пробы для измерения радиоактивности. Количество радиоизотопа, поглощенного почвой, определяли по разности радиоактивности исходного раствора и центрифугата. В опытах по десорбции радиоизотопов навеску почвы после взаимодействия с радиоактивным раствором промывали дистиллированной водой, заливали десорбирующим раствором и взвешивали до установления равновесия. Количество десорбированного из почвы радиоизотопа определяли по радиоактивности отцентрифужированного десорбента.

Результаты опытов показали, что полнота поглощения (сорбции) всех шести изучавшихся радиоизотопов определяется, при прочих равных условиях, в основном их химической природой и практически не зависит от физико-химических свойств почвы (табл.1). Последнее обусловлено тем, что емкость поглощения любой из исследованных нами почв была достаточно велика для фиксации микроколичества сорбционноспособных форм радиоизотопов, находившихся в исходном растворе. Установлено также, что изменение значений pH исходного раствора от 3 до 10 не влияет на поглощение кобальта-80, стронция-89, иттрия-89 и цезия-137 почвой, тогда как поглощение железа-59 и церия-144 с повышением pH заметно снижается. Это может быть объяснено тем, что в щелочной среде железо и церий переходят в коллоидные формы, плохо сорбирующиеся почвой.

Таблица 1

Сорбция радиоактивных изотопов из водного раствора (рН 6) различными почвами (% содержания радиоизотопов в исходном растворе)

Изотопы	П о ч в а					
	дерново-луговая	черно-зем	краснозем	Дерново-подзолистая, горизонты		
				A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	B <sub>1</sub>
Железо-59	40 <sup>+</sup> 15	29 <sup>+</sup> 7	29 <sup>+</sup> 10	29 <sup>+</sup> 6	35 <sup>+</sup> 8	22 <sup>+</sup> 5
Кобальт-60	93 <sup>+</sup> 5	98 <sup>+</sup> 2	88 <sup>+</sup> 5	-	92 <sup>+</sup> 3	-
Стронций-90	98 <sup>+</sup> 2	97 <sup>+</sup> 1	98 <sup>+</sup> 3	98 <sup>+</sup> 2	-	-
Иттрий-91	93 <sup>+</sup> 4	95 <sup>+</sup> 3	91 <sup>+</sup> 2	90 <sup>+</sup> 4	89 <sup>+</sup> 6	97 <sup>+</sup> 2
Цезий-137	98 <sup>+</sup> 1	98 <sup>+</sup> 3	98 <sup>+</sup> 2	98 <sup>+</sup> 1	-	-
Церий-144	94 <sup>+</sup> 3	83 <sup>+</sup> 10	92 <sup>+</sup> 4	90 <sup>+</sup> 5	92 <sup>+</sup> 5	90 <sup>+</sup> 4

При определенных щелочно-кислотных условиях среди присутствие в растворе стабильных изотопов железа и алюминия снижает поглощение почвой радиоизотопов кобальта, иттрия и церия, а наличие в растворе повышенных концентраций стабильных изотопов кальция и калия уменьшает соответственно поглощение радиоизотопов стронция и цезия. В первом случае механизм этого явления связан, по-видимому, с процессами соосаждения микроколичеств кобальта, иттрия и церия с образующимися коллоидами стабильных изотопов железа и алюминия, а во-втором – с конкурентными отношениями между элементами – химическими аналогами.

Изучена зависимость поглощения радиоизотопов почвой от наличия в растворе искусственных комплексонов, водных экстрактов из растительного опада, а также некоторых высокомолекулярных органических веществ почвы – гуминовых и фульвокислот. Установлено, что радиоизотопы, входящие в

состав прочных внутрикомплексных соединений, в значительной мере лишаются способности поглощаться почвой и становятся более миграционноспособными. К таким изотопам относятся железо-59, кобальт-60, иттрий-91 и церий-144. Эффективность комплексонов в отношении стронция-90 невелика, поскольку этот элемент образует с комплексонами менее стойкие соединения, а кроме того, в почве с ним всегда конкурирует его близкий химический аналог — кальций. На сорбцию цезия-137 все комплексы не оказывают какого-либо влияния, т.к. этот элемент практически не комплексуется. Аналогичным действием обладают растительные экстракти, а также растворимые гуминовые кислоты и фульвокислоты. Как показали специальные опыты, увеличение подвижности радиоизотопов в системе почва-раствор в присутствии водных экстрактов из растительного опада обусловлено наличием в них органических веществ, способных переводить некоторые радиоизотопы в достаточно устойчивые растворимые в воде соединения комплексной природы и, частично, повышенной концентрацией в них других катионов, способных вытеснять радиоизотопы из почвы в раствор.

Результаты опытов по десорбции радиоизотопов из почвы различны десорбентами (некоторыми катионами, искусственными комплексонами и водными экстрактами из растительного опада) позволяют утверждать, что прочность фиксации изучавшихся радиоизотопов в почве зависит как от индивидуальных свойств химических элементов, так и от физико-химических свойств почв. Во всех исследованных почвах наиболееочно фиксируются микроликическими железа-59 и цезия-137, а затем в порядке уменьшения прочности фиксации следуют иттрий-91, церий-144, кобальт-60 и стронций-90. Если же учесть, что при значениях  $\text{pH}$ , характерных для этих почв, железо-59 и церий-144 способны частично переходить в трудносорбируемые почвой коллоидные формы, то в целом миграционная способность этих радиоизотопов будет определяться не только прочностью фиксации, но и наличием в растворе таких трудносорбируемых форм. Почвы по прочности фиксации в них радиоизотопов располагаются в ряду: дерново-луговая > чернозем > краснозем > дерново-подзолистая. Поскольку эти почвы при-

мерно в той же последовательности отличаются друг от друга по содержанию гумуса и илистой фракции, предполагается, что почвенный гумус и мелкодисперсные илестые частицы способны снижать подвижность радиоизотопов в почве. Специальные опыты, проведенные с лишенными органического вещества почвами, показали, что прочность фиксации в них радиоизотопов значительно ниже, чем в нативных почвах.

Среди различных катионов, применявшихся в опытах в качестве десорбентов, для некоторых радиоизотопов можно выделить катионы - специфические вытеснители, т.е. такие катионы, которые вытесняют определенные радиоизотопы из почвы в большей степени чем другие. Для железа специфическим вытеснителем является алюминий, для иттрия - медь и железо, для церия - железо. По отношению к кобальту-60 и стронцию-90 десорбирующее действие катионов ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Cu}^{++}$ ,  $\text{Zn}^{++}$ ,  $\text{Al}^{+++}$ ,  $\text{Fe}^{+++}$ ) увеличивается с увеличением их атомного веса и валентности. Последнее свидетельствует о наличии ионно-обменных механизмов поглощения этих радиоизотопов в почве. Сильное десорбирующее действие специфических вытеснителей объясняется тем, что в почве они включаются преимущественно в такие же соединения, что и вытесняемые ими радиоизотопы. Следовательно, катионы - специфические вытеснители в почве можно рассматривать в качестве неизотопных носителей соответствующих радиоизотопов.

## 2. Миграция и распределение радиоактивных изотопов в системе почва-растение

Проведенные исследования показали, что данные вегетационных опытов в общем достаточно хорошо согласуются с основными результатами, полученными при изучении подвижности радиоизотопов в системе почва-раствор. Так, относительно высокой подвижности в системе почва-раствор железа-59 (обусловленной наличием в почве трудносорбируемых коллоидных форм железа) и стронция-90 (обусловленной относительно слабой фиксацией его в почве) соответствует

большая подвижность этих радиоизотопов в системе почва-растения. Это соответствие проявляется в большем, по сравнению с другими радиоизотопами, поступлении железа - 59 и стронция-90 в растения. Такое соответствие данных лабораторных и вегетационных опытов дает основание считать, что поступление радиоизотопов в растения в значительной мере зависит от степени их подвижности в системе почва-раствор. Последняя же, как это было показано в первой главе, определяется химическими свойствами радиоизотопов, формой, в которой они находятся в почвенном растворе, и физико-химическими свойствами почвы. Поступление радиоизотопов в растения в определенной степени зависит и от биологических особенностей растений.

Отмечено, что поскольку почвы с высоким содержанием гумуса и илистой фракции прочнее фиксируют радиоизотопы, то из тяжелых по механическому составу почв с высоким содержанием гумуса поступление радиоизотопов в растения снижается. С повышением увлажненности почвы от уровня влажности залежания до полной влагоемкости общий вынос радиоизотопов растениями увеличивается. Однако, это увеличение обусловлено лишь возрастанием биомассы растений на более увлажненной почве, а не изменением концентрации изотопов в растениях, которая остается практически одинаковой при всех режимах почвенного увлажнения.

В серии специальных опытов установлено (табл.2) значительное увеличение поступления железа-59, кобальта-60 и иттрия-91 в растения при внесении этих радиоизотопов в почву в форме внутрекомплексных соединений с искусственным комплексоном ЭДТ У (этилендиаминтетрауксусная кислота). В этом случае также проявилось хорошее соответствие между результатами лабораторных (система почва-растvor) и вегетационных (система почва-растение) опытов. В лабораторных опытах комплексон, снижая сорбцию указанных радиоизотопов в почве, увеличивает их подвижность в системе почва-раствор, а в вегетационных опытах этот механизм приводит к увеличению поступления радиоизотопов из почвы в растения. На подвижность остальных радиоизотопов ЭДТ У не оказывает заметного влияния, поскольку комплексные соединения этих элементов в почве недостаточно устойчивы к процессам химического и биологического разрушения.

Таблица 2

Накопление радиоизотопов надземной массой растений  
при внесении их в почву в форме простых солей и  
комплексов с ЭДТУ

Вариант опыта	Содержание имп/мин на 1 г сухого вещества		Коэффициент накопления	
	горох	ячмень	горох	ячмень
Почва + Fe <sup>59</sup>	2500	2580	0,90	0,90
Почва + Fe <sup>59</sup> ЭДТУ	38480	9650	6,30	1,60
Почва + Co <sup>60</sup>	510	80	0,07	0,01
Почва + Co <sup>60</sup> ЭДТУ	7950	560	1,09	0,06
Почва + Sr <sup>80</sup>	5800	-	1,80	-
Почва + Sr <sup>80</sup> ЭДТУ	5800	-	2,90	-
Почва + Y <sup>81</sup>	530	520	0,08	0,08
Почва + Y <sup>81</sup> ЭДТУ	4700	1550	0,76	0,25
Почва + Cs <sup>187</sup>	4390	-	0,06	-
Почва + Cs <sup>187</sup> ЭДТУ	3680	-	0,02	-
Почва + Ce <sup>144</sup>	220	180	0,02	0,02
Почва + Ce <sup>144</sup> ЭДТУ	470	190	0,03	0,01

В опытах с кобальтом-80 отмечено снижение поступления его в растения с увеличением избытка комплексона в среде (почва, питательный раствор). Результаты проведенных исследований позволяют утверждать, что этот процесс может быть связан с наличием в среде комплексных соединений ЭДТУ с другими катионами, которые вступают в конкурентные отношения с комплексом Со <sup>80</sup> ЭДТУ при поступлении его в растения через корневую систему. Это явление необходимо учитывать при использовании хелатов в качестве микроудобрений,

поскольку избыток комплексона приводит к снижению поступления микроэлемента в растения и, следовательно, к снижению эффективности удобрения.

### 3. Миграция и распределение радиоактивных изотопов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов

Отмеченные в предыдущих разделах соответствия результатов лабораторных и вегетационных опытов еще не позволяют с достаточной уверенностью экстраполировать полученные данные на реальные природные условия. Для оценки возможности такой экстраполяции необходимы специальные исследования поведения радиоизотопов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов.

В нашей лаборатории в течение ряда лет проводятся такие исследования. При этом в одних случаях радиоактивные изотопы вносятся искусственно в поверхностные слои почвы небольших участков биогеоценозов, после чего прослеживается их миграция и распределение в почвенно-растительном покрове (Махонина и др. 1965, Абатуров и др. 1968; Куликов, Пискунов, 1989, 1970, 1971; Молчанова, Куликов — в печати). В других случаях анализируются естественные участки биогеоценозов, длительно загрязняемые радиоизотопами через атмосферные выпадения (Молчанова, Куликов, 1970, 1970a).

В табл. 3 представлены данные многолетних опытов по изучению накопления радиоизотопов растениями из верхних слоев почвы; опыты проведены в лизиметрах с почвенными монолитами при сохранении их естественной структуры. Изотопы вносили в верхний двухсантиметровый слой почвы. Первые три года в лизиметрах развивалась люцерна, а четвертый — естественное разнотравное сообщество с доминированием мяты лугового (*Poa pratensis L.*) и тысячелистника (*Achillea millefolium L.*).

Можно заметить, что в первый вегетационный сезон все радиоизотопы накапливались надземной массой люцерны в несколько большем количестве, чем в последующие. При этом концентрация стронция-90 в растениях была выше, чем кон-

Таблица 3

Накопление радионуклидов надземной массой и корнями растений  
в разные годы вегетации

Сезон вегетации растений после внесения излуче- ния	Надземная масса		Корни		Содержание изотопов коффици- ентом
	Бесչистая масса, г/м²	% биомассы	Коэффици- ент излу- чения	Масса, г/м²	
Первый (1964)	38,8	340	0,010	0,009	-
Второй (1965)	108,8	80	0,001	0,002	-
Третий (1966)	130,3	50	0,002	0,003	0,02
Первый (1964)	55,6	4170	0,200	0,160	-
Второй (1965)	121,6	1330	0,080	0,120	-
Третий (1966)	170,7	2920	0,140	0,960	-
Четвертый (1967)	196,9	5590	0,270	0,540	0,160
Первый (1964)	51,3	700	0,024	0,018	-
Второй (1965)	139,1	20	0,001	0,001	-
Третий (1966)	164,8	80	0,008	0,008	-
Четвертый (1967)	108,2	1150	0,040	0,064	0,020
Первый (1964)	49,4	150	0,005	0,003	-
Второй (1965)	108,0	110	0,004	0,007	0,012

центрация остальных изотопов. Значения коэффициента на -  
копления (характеризующихся в данном случае отношени -  
ем концентрации радиоизотопа в растениях к его концент -  
рации в верхнем, первично загрязненном слое почвы ) для  
стронция составляет от десятых до сотых долей единицы, а  
для остальных изотопов на один-два порядка величин ниже.  
В соответствии с этим и общий вынос стронция-80 надзем -  
ной массой растений за вегетационный сезон составляет де-  
сятые доли процента от внесенного в почву количества, а вы-  
нос остальных изотопов не превышает сотых и тысячных до-  
лей процента.

Снижение накопления радиоизотопов надземной массой  
растений во второй и третий сезоны вегетации обусловлено  
увеличением прочности их фиксации в почве со временем и  
смещением в последующие годы развития наиболее деятель-  
ной зоны корневой системы люцерны из верхних радиоактив-  
ных слоев почвы в более глубокие чистые слои. Некоторое  
повышение накопления стронция и цезия в последующий (чет-  
вертый) сезон объясняется тем, что в это время вместо лю-  
церны в лизиметрах развивалось сложное сообщество из не-  
скольких видов растений.

Коэффициенты накопления радиоизотопов в корнях (для  
зоны первичного загрязнения почвы) несколько выше , чем  
в надземной массе растений, но и здесь они в целом не  
превышают десятых долей единицы. Максимальная концент -  
рация излучателей отмечалась в той зоне корней, которая рас-  
положена непосредственно в первично загрязненном слое поч-  
вы. За пределами этого слоя радиоактивность корней резко  
снижается, а на расстоянии свыше 10 см от него не обнару-  
живается вовсе. Следовательно, все изучавшиеся радиоизо-  
топы из поверхностных слоев почвы не только в относитель-  
но малых количествах поступают в надземные части растений,  
но и слабо мигрируют по корневой системе, задерживаясь в  
основном в той части корней, которая находится в непосред -  
ственном контакте с радиоактивной почвой.

Установлено, что в естественном профиле почвы, поддер-  
живаемой постоянно без растительного покрова распределе -  
ние радиоизотопов по глубине удовлетворительно определяется

экспонентой, а в почве с растительным покровом – степенной функцией. При этом корневая система способствует некоторому увеличению миграции радиоизотопов в глубь почвы.

Как выше отмечалось, по данным лабораторных опытов стронций-90 характеризуется менее прочной фиксацией в почвах, чем другие изучавшиеся нами радиоизотопы. Этим объясняется более интенсивное поступление стронция из почвы в растения. Учитывая данные лабораторных и вегетационных опытов, можно было ожидать, что в описанных экспериментах, проведенных в близких к природным условиях, стронций окажется более подвижным, чем остальные радиоизотопы. Однако параметры миграции в сех радиоизотопов, особенно в почве с растительным покровом, оказались очень близкими. К аналогичному заключению привели и другие исследователи на основании анализа данных о миграции в природных почвах радиоизотопов, внесенных в нее искусственно или выпавших на земную поверхность с радиоактивными осадками (Махонина и др. 1965, Махонко, Чумичев, 1969). По-видимому, одной из причин такого снижения подвижности стронция-90 в природных почвах является переход его со временем в необменное состояние в результате изоморфного замещения кальция в почвенных минералах (Погодин, 1968). Однако, как показали наши исследования (Молчанова, Куликов, 1970), в условиях избыточного увлажнения и своеобразной растительности крайнего Севера стронций-90 характеризуется большей миграционной способностью, чем, например, цезий-137, что в конечном итоге приводит к обогащению стронцием аккумулятивных участков тундрового ландшафта. Следовательно, результаты сравнительного изучения миграции и распределения радиоактивных изотопов в почво-растительном покрове естественных биогеоценозов в целом не противоречат основным результатам, полученным в серии лабораторных и вегетационных опытов.

#### 4. Миграция и распределение радиоактивных изотопов в системе вода-пресноводные организмы

Система вода-гидробионты (подобно рассмотренной выше системе почва-растения в наземном биогеоценозе) выступает

ет в качестве одного из основных первичных звеньев миграции радиоактивных веществ в водоеме. Вместе с тем эта система является наиболее чувствительной к различного рода повреждающим действиям радиоактивных веществ и их излучений.

Исследования показали, что из водной среды все радиоизотопы накапливаются живыми организмами с более высокими коэффициентами накопления, чем из почвы, поскольку почва, являясь сильным природным сорбентом, прочно удерживает в себе микроколичества химических элементов. Так, коэффициенты накопления большинства изучавшихся радиоизотопов у пресноводных растений достигают величин порядка десятка тысяч, тогда как у наземных растений они обычно меньше единицы. На этом примере особенно четко видна мощная барьерная роль почв на пути миграции радиоактивных изотопов в биогеоценозах.

На основании анализа литературных данных и результатов экспериментальных исследований автора с сотрудниками, охватывающими в целом около 40 представителей различных видов водных растений, установлено, что среди интересующих нас радиоизотопов относительно высокими коэффициентами накопления характеризуются железо-59, кобальт-60, иттрий-91, церий-144 и торий-232; коэффициенты накопления этих радионуклидов у пресноводных растений достигают порядка  $10^4$  в расчете на сухую массу. Значительно меньшие коэффициенты накопления (порядка  $10^2 - 10^3$ ) отмечены для стронция-90, цезия-137, радия-226 и урана-238. Предполагается, что одной из возможных причин относительно слабого накопления указанных радионуклидов пресноводными растениями является повышенное содержание в использованной для проведения опытов озерной воде основных макроэлементов — кальция, магния и калия. Отдельные виды гидробионтов обладают очень высокими коэффициентами накопления, поэтому такие виды получили название видов — специфических накопителей или видов — индикаторов соответствующих радиоизотопов.

На примере стронция-90 и цезия-137 показано, что значения коэффициентов накопления, установленные для гидробионта экспериментально в лабораторных условиях, в ряде случа-

ев оказываются заниженными по сравнению с коэффициентами накопления в естественном водоеме. Это объясняется тем, что в упрощенной лабораторной модели невозможно воспроизвести весь комплекс условий, складывающийся в естественном водоеме. Кроме того, при длительном взаимодействии растений с загрязненной радиоактивными изотопами водой часть поглощенных радионуклидов со временем переходит в тканях растений в слабообменную или необменную формы, что в конечном итоге приводит к возрастанию коэффициентов накопления. Поскольку этот процесс протекает во времени медленно, в краткосрочных лабораторных экспериментах он, как правило, не улавливается.

Большинство проведенных к настоящему времени исследований дает основание утверждать, что в области микро-концентраций при равных прочих условиях концентрации радионуклидов в гидробионтах прямо пропорциональны их концентрации в воде и, следовательно, коэффициенты накопления остаются постоянными; в области макроконцентраций химических элементов в воде коэффициенты накопления снижаются. Снижение коэффициентов накопления радионуклидов происходит также при увеличении концентрации в воде их неизотопных носителей, т.е. стабильных элементов – химических аналогов. В большинстве случаев отмечается дискриминация стронция-90 относительно его химического аналога кальция, а цезия-137 относительно его аналога – калия при поступлении этих элементов из водной среды в растения (табл.4). Величина коэффициента дискриминации определяется в основном биологическими особенностями гидробионтов и, как показали специальные опыты, она в широких пределах не зависит от концентрации макроэлемента в водной среде.

Интересными оказались результаты исследований миграции стронция-90, цезия-137 и их химических аналогов из организма рыб с икрой во время нереста. Установлено, что в среднем из организма обследованных самок вместе с икрой выделяется калий у линя около 20% от общего содержания в организме, а у щуки – 24%; цезия-137, соответственно – 8 и 14%; магния около 7%, стронция-90 от 2,0 до

Таблица 4

Коэффициенты накопления ( $K_n$ ) и дискриминации ( $K_d$ )  
стронция-90 и цезия-137 в пресноводных растениях в  
условиях естественного водоема.

№ № п. п	Вид растения	$K_n$		$K_d$	
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$	$^{137}\text{Cs}/K$
1	<i>Cladophora fracta</i>	1042		0,90	
2	<i>Spirogyra</i> sp.	288	3840	0,45	0,50
3	<i>Chara</i> sp.	1181		0,27	
4	<i>Chara tomentosa</i>	1031	804	0,29	0,20
5	<i>Chara fragilis</i>	1880	10150	0,23	0,42
6	<i>Nitella hyalina</i>	1014	1710	0,25	1,10
7	<i>Fontinalis antiperetica</i>	578	2034	1,50	0,68
8	<i>Drepanocladus sendtneri</i>	664	7730	1,30	1,20
9	<i>Zemna minor</i>	511	2541	1,14	0,26
10	<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	1211	2100	1,90	0,11
11	<i>Stratiotes aloides</i>	589	430	0,73	0,07
12	<i>Ceratophyllum demersum</i>	301	993	0,73	0,08
13	<i>Elodea canadensis</i>	892	820	0,88	0,08
14	<i>Ranunculus circinatus</i>	345	825	0,84	0,10
15	<i>Najas flexilis</i>	288	725	0,78	0,05
16	<i>Myriophyllum spication</i>	445	655	0,82	0,30
17	<i>Potamogeton lucens</i>	308	181	0,53	0,04
18	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	410	428	0,80	0,07
19	<i>Potamogeton compressus</i>	528	1048	0,74	0,21

		К		К	
		$\text{Sr}^{80}$	$\text{Cs}^{137}$	$\text{Sr}^{87}/\text{Sr}^{86}$	$\text{Cs}^{137}/\text{Cs}^{134}$
20	<i>Potamogeton crispus</i>	585	455	1,08	0,07
21	<i>Potamogeton natans</i>	888	797	0,84	0,90
22	<i>Nymphaea candida</i>	150		0,96	
23	<i>Nuphar luteum</i>	100	841	0,11	0,16
24	<i>Nuphar pumilum</i>	98	558	0,19	0,10
25	<i>Polygonum amphibium</i>	357	930	0,49	0,24
26	<i>Scirpus lacustris</i>	94		0,35	
27	<i>Typha latifolia</i>	127	912	0,58	0,05
28	<i>Phragmites communis</i>	25	260	0,39	0,11
29	<i>Equisetum helosporis</i>	273	3000	0,48	0,21
30	<i>Menyanthes trifoliata</i>	177	675	0,70	0,10
31	<i>Calla palustris</i>	245	715	0,57	0,10

2,5%, а кальция – десятые доли процента. Такие высокие темпы выделения химических элементов из организма рыб в периоды икреста можно рассматривать как своеобразный процесс биологической миграции химических элементов в водоеме и самоочищения организма рыб от инкорпорированных излучателей. Следует отметить, что почти все изучавшиеся химические элементы накапливаются в организме щуки сильнее, чем в организме линя. Исключение составляет калий, коэффициенты накопления которого у обоих видов рыб одинаковые (таблица 5). Повышение накопления ряда химических элементов и их радиоактивных изотопов в организме хищных рыб по сравнению с бентосоядными и планктофагами отмечалось и другими исследователями Agnedal et al., 1958; Kolehmainen et al., 1968). По-видимому, эти различия объясняются свойствами поедаемого корма. В

Таблица 3

Коэффициенты накопления стронция-90, цезия-137 и их химических аналогов в организме линя и щуки (в расчете на вес сырой массы)

Элемент	Линя			Щука		
	самцы	самки	икра	самцы	самки	икра
Стронций-90	49 ± 20	89 ± 16	5 ± 0,4	77 ± 7	67 ± 12	7 ± 1
Цезий-137	280 ± 42	428 ± 90	295 ± 6	1873 ± 458	1980 ± 209	1036 ± 190
Кальций	878 ± 70	240 ± 25	2 ± 0,9	423 ± 42	330 ± 15	7 ± 2
Марганец	290 ± 21	210 ± 46	114 ± 16	431 ± 153	330 ± 179	100 ± 5
Калий	385 ± 19	415 ± 75	496 ± 45	380 ± 13	410 ± 76	493 ± 50

среднем в организме исследованных нами рыб более высокие коэффициенты накопления отмечены для щелочных элементов, чем для щелочно-земельных. Особенно низкими, по сравнению с другими элементами, оказались коэффициенты накопления стронция-90, а в икре — и стабильного изотопа кальция. Кальций и стронций являются, как известно, скелетными элементами, поэтому в икре они поступают в значительно меньших количествах, чем цезий, калий и магний.

Накопление радиоизотопов гидробионтами зависит от трофичности водоема. Показано, что коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 у растений, произрастающих в мезотрофно-дистрофном озере заметно выше, чем в озере олиго-мезотрофного типа. Одной из основных причин повышенного накопления радиоизотопов гидробионтами дистрофного озера является относительно низкое (в силу его перенаселенности) содержание в воде таких макроэлементов как калий, натрий, кальций и магний. Сезонные колебания коэффициентов накопления в мезотрофно-дистрофном водоеме выражены более резко, чем в олиго-мезотрофном.

Будучи химическим аналогом кальция, стронций-90 включается в те же звенья биогеохимической миграции, что и кальций. В частности, вместе с кальцием он включается в процессы карбонатообразования, переходя таким образом из растворенного в воде состояния в трудно растворимый осадок, откладывающийся на дне водоемов. Нами установлено, что стронций-90 соединяется с карбонатами кальция на поверхности водных растений с коэффициентом дискриминации около 0,3. Величина этого коэффициента не зависит ни от биологических особенностей растений-карбонатообразователей, ни от концентрации кальция в воде. Анализ всего полученного материала дает основание утверждать, что процесс карбонатообразования, являясь в конечном итоге результатом жизнедеятельности растений, протекает вне растительного организма, а именно, в зоне непосредственного контакта поверхности растений с водным раствором. Повидимому, образование карбонатного осадка в воде идет за счет поглощения  $\text{CO}_2$  фотосинтезирующими растениями из бикарбонатов.

Наряду с живыми растениями большую роль в судьбе радиоизотопов в водоеме играют отмирающие растения и детрит. В работе показано, что коэффициенты накопления стронция-90

и цезия-137 у мертвых растительных остатков одного порядка величин с живыми растениями, а рутения-106 и церия-144 даже в несколько раз выше, чем у живых растений. Прочность фиксации рутения и церия органическим веществом мертвых растений также оказалась значительно более высокой, чем у живых растений. Из всех изучавшихся радиоизотопов только цезий-137 прочнее фиксируется в живых тканях, чем в мертвых органических остатках. Благодаря прочной фиксации в отмирающей массе растений рутений и церий вместе с детритом должны на более или менее длительное время выводиться из воды в донные отложения водоема, а стронций и цезий, связывающиеся менееочно, наоборот, могут сравнительно легко переходить обратно в раствор и вновь включаться в биологические звенья миграции.

##### 5. Действие ионизирующих излучений на организмы и их сообщества

Попадая на земную поверхность, радиоактивные вещества загрязняют почвы и природные воды, в результате чего повышается фон ионизирующей радиации в среде обитания живых организмов, и создаются источники внешнего и внутреннего облучения. При внешнем облучении, возникающем за счет радиоактивного загрязнения внешней по отношению к организмам среды, основной вклад в лучевое поражение вносит гамма- и жесткие бета-лучи, а при внутреннем (возникающем за счет инкорпорированных излучателей) - альфа-частицы и бетаизлучения. Биологическое действие внешнего облучения в первую очередь определяется уровнями радиоактивного загрязнения среды, характером распределения излучателей по компонентам биогеоценоза и радиочувствительностью организмов. Биологическая эффективность внутреннего облучения зависит, кроме того, от накопления радиоактивных изотопов в организме, распределения их в нем и скорости выведения.

По имеющимся в литературе данным общий характер действия ионизирующей радиации на растения можно свести к следующему. Очень слабые дозы, мало отличающиеся от естественного фона ионизирующих излучений, вызванного кос-

мическими лучами и радиоактивностью планеты, не оказывают заметных или установимых действий. Более высокие, но относительно все еще слабые дозы, обычно вызывают некоторую стимуляцию роста, развития и общей биомассы растений; при дальнейшем повышении доз отмечается все усиливающееся угнетение растений сопровождающееся подъемом смертности. Наконец, при достаточно высоких дозах наступает летальный эффект. Концентрированные дозы, особенно на ранних стадиях развития, обычно эффективнее противотрагированных. Помимо общебиологического эффекта, выраженного в стимуляции, угнетении и убивании растений, ионизирующие излучения на ранних стадиях развития легко вызывает различные уродства, а в стадии размножения — нарушения гаметогенеза, часто ведущие к повышению стерильности; в созревающих гаметах повышается процент возникающих мутаций. Радиочувствительность разных видов растений может отличаться в сотни раз при общей тенденции возрастания от низших к высшим формам.

Причины столь больших различий в радиочувствительности разных видов растений все еще недостаточно изучены. Сложность проблемы заключается в том, что радиочувствительность в пределах вида довольно сильно варьирует у разных сортов и экологических групп растений, а на организменном уровне она зависит от многих сопутствующих факторов (стадии развития, физиологического состояния, условий выращивания растений до и после облучения, условий хранения семенного материала и ряда других). При внешнем облучении радиочувствительность зависит также от вида излучения и мощности дозы, а при радиоактивном загрязнении внешней среды — от характера распределения радионуклидов в биогеоценозе.

Проведенные в нашей лаборатории опыты подтвердили данные о высокой радиочувствительности хвойных растений. Установлено, что ЛД<sub>50</sub> по лабораторной всхожести семян составляет для сосны (*Pinus silvestris L.*) 2,5 кр.для ели (*Picea excelsa Link.*) — 3-3,5 кр., для лиственницы (*Larix Sukaczewii Dyl.*) — 5 - 7 кр. Энергия же прорастания семян всех трех видов растений подавляется при еще более низких дозах облучения (табл.6). Хроническое облучение сеянцев сосны в дозе 50 р/сутки уже в течение первого месяца после начала облучения приводит к прекращению роста корней, стебля и первичной хвои. При этом снижается интенсивность поглощения углекислоты, происходит задержка оттока продуктов фотосинтеза из хвои и изменяется характер распределения ассимилятов в растении. Облучение сеянцев в дозах 0,5 и 8 р/сутки в течение 140 дней со дня появления всходов не вызывает заметных отклонений от контроля.

В опытах с экспериментальным загрязнением почвы стронцием-90 показано, что лучевое поражение сеянцев сосны зависит от вертикального распределения радиоизотопа в почве, что в свою очередь определяется его миграционной способностью в ней. При одинаковых уровнях радиоактивного загрязнения в расчете на единицу площади лучевое повреждение растений тем вероятнее, чем большая часть радиоизотопа будет длительное время удерживаться в самых поверхностных слоях почвы и подстилки. Особенно это касается семенного возобновления растений.

На многих растительных объектах при относительно слабых дозах лучевого воздействия (предпосевное намачивание семян в растворах радиоактивных веществ соответствующих концентраций, внесение излучателей в почву, облучение семян извне, хроническое облучение растений в процессе вегетации) отмечается радиостимуляция, проявляющаяся в ускорении роста, развития, повышении биомассы растений, изменении качества и структуры урожая. Как показали наши опыты с семенами гороха и сосны, радиостимуляция сопровождается повышением радиорезистентности растений к последующему облучению в сублетальных дозах. Аналогичное радиозащитное действие предварительного облучения в слабых дозах к последующему лучевому воздействию отмечено нами также в развивающихся эмбрионах линя. Повидимому, радиозащитное действие малых доз излучений имеет общебиологическое значение, тесно связанное с механизмом радиостимуляции.

В опытах с развивающейся икрой щуки и линя подтверждены имеющиеся в литературе данные о резком изменении радиочувствительности рыб в ходе оплодотворения и раннего дробления зиготы (Беляева, Покровский, 1959; Нейфах, 1959). При этом первый пик радиочувствительности соответствует стадии сближения мужского и женского пронуклеусов, а последующие - предшествуют интеркинетическому состоянию ядра между делениями дробления. На более поздних стадиях разви-тия радиочувствительность эмбрионов снижается. Предполагается, что периоды повышенной радиочувствительности в ходе эмбриогенеза обусловлены явлениями трансформации ДНК, т.е. процессами изменения качества и объема генетической

Таблица 8

Энергия прорастания и всхожесть семян сосны и лиственницы в зависимости от дозы облучения гамма-лучами кобальта-60:

Растение	Показатель	Процент прорастания семян при дозе облучения, Р								50000 7500
		0	50	100	250	500	750	1000	1500	
Сосна	Энергия прорастания	41 $\pm$ 1	48 $\pm$ 3	48 $\pm$ 4	44 $\pm$ 3	37 $\pm$ 3	30 $\pm$ 2	28 $\pm$ 2	-	5 $\pm$ 1
	Всхожесть	87 $\pm$ 4	72 $\pm$ 5	91 $\pm$ 3	82 $\pm$ 2	80 $\pm$ 2	71 $\pm$ 3	80 $\pm$ 2	-	50 $\pm$ 8
Ель	Энергия прорастания	39 $\pm$ 3	37 $\pm$ 1	32 $\pm$ 2	28 $\pm$ 2	34 $\pm$ 2	30 $\pm$ 2	28 $\pm$ 3	15 $\pm$ 1	0
	Всхожесть	75 $\pm$ 3	84 $\pm$ 2	71 $\pm$ 2	76 $\pm$ 2	81 $\pm$ 3	78 $\pm$ 2	89 $\pm$ 3	80 $\pm$ 2	76 $\pm$ 1
Лиственница	Энергия прорастания	12 $\pm$ 1	24 $\pm$ 1	12 $\pm$ 1	11 $\pm$ 1	8 $\pm$ 1	6 $\pm$ 0,5	8 $\pm$ 1	5 $\pm$ 0,4	0
	Всхожесть	84 $\pm$ 3	88 $\pm$ 3	91 $\pm$ 2	83 $\pm$ 3	84 $\pm$ 3	88 $\pm$ 2	86 $\pm$ 2	91 $\pm$ 3	65 $\pm$ 3

информации, необходимой для прохождения каждого следующего этапа развития эмбриона (Кузин, 1970). Аналогичные данные получены в опытах с яйцами пресноводного моллюска большого прудовика (*Lymnaea stagnalis* L.).

Анализ лучевых морфологических уродств развивающихся эмбрионов моллюска показал, что при общем повышении радио - резистентности эмбрионов на поздних стадиях развития происходит резкое снижение числа аномалий в формировании производных эктодермальной зародышевой закладки. Последнее объясняется более быстрой специализацией клеток эктодермы (по сравнению с клетками энтодермы), что сопровождается повышением их радиорезистентности.

Изучено накопление радиоизотопов ряда химических элементов ( $\text{Sr}^{90}$ ,  $\text{Y}^{90}$ ,  $\text{Zr}^{95}$  -  $\text{Nb}^{95}$ ,  $\text{Ru}^{106}$  -  $\text{Rh}^{106}$ ,  $\text{Cs}^{137}$  и  $\text{Ce}^{144}$  -  $\text{Pr}^{144}$ ) икрой пресноводных рыб (карась, линь, окунь, щука); выполнены расчеты по количественной оценке доз облучения икры за время развития в загрязненной этими радиоизотопами воде; определены уровни загрязнения водной среды стронцием-90, оказывающие повреждающее действие на эмбриональные стадии развития большого прудовика и рыб.

Проведенные опыты показали (табл.7,8,9), что эмбриональное развитие моллюска и пресноводных рыб идет без заметных отклонений от нормы при довольно высоких концентрациях  $\text{Sr}^{90}$  -  $\text{Y}^{90}$  в воде (порядка  $10^{-5}$  -  $10^{-4}$  кюри / л) Установлено, что при одинаковых дозах лучевого воздействия внешнее однократное гамма-облучение яиц моллюска и икры рыб на ранних стадиях эмбриогенеза биологически более эффективно, чем длительное облучение эмбрионов процессе развития их в загрязненной радиоактивными изотопами воде. Это объясняется тем, что в последнем случае максимальные дозовые нагрузки приходятся на более поздние стадии развития эмбрионов, отличающиеся повышенной радиоустойчивостью.

В естественных условиях обитания живые организмы, как правило, представлены в виде более или менее сложных со обществ (биоценозов), в которых все виды тесно связаны разнообразными экологическими связями как друг с другом, так и с компонентами внешней среды. В такой системе любое

нарушение развития или условий существования отдельного вида, особенно среди доминирующих в данном биоценозе, обычно влечет за собой ряд вторичных явлений, ведущих к нарушению предшествующего динамического равновесия и перестройке всего сообщества. Поэтому в радиоэкологические исследования, наряду с изучением радиочувствительности отдельных видов организмов, должны включаться работы по изучению общего действия ионизирующих излучений на различные биоценозы.

Проведенный нами анализ литературных данных и результатов собственных экспериментов показал, что в сложном комплексе реакций биоценоза на лучевое воздействие следует различать как первичные реакции связанные с непосредственным действием излучений на отдельные организмы, так и вторичные явления, обусловленные нарушениями биоценотических связей между отдельными компонентами облучаемого сообщества. При этом основные реакции разных типов сообществ (наземный фитоценоз, почвенные бактерии, пресноводный перифитон) на лучевое воздействие оказались сходными. Под влиянием слабых доз облучения, как правило, несколько возрастает общая биомасса сообществ без существенного нарушения их структуры. При достаточно высоких дозах лучевого воздействия проявляются значительные сдвиги в составе и структуре сообществ, сопровождающиеся резкими изменениями биомассы составляющих эти сообщества видов. В некоторых случаях отдельные виды при слабых дозах лучевого воздействия неожиданно оказываются подавленными, а в вариантах с высокими дозами облучения, наоборот, проявляют заметную стимуляцию. Анализ этих явлений на примере экспериментальных фитоценозов показал, что такие случаи связаны с процессами перестройки сообществ. При слабых дозах облучения радиостимуляция наиболее мощных и быстро растущих видов первого яруса влечет за собой в перенаселенном сообществе некоторое угнетение медленно растущих видов третьего яруса, а заметное радиоугнетение и разрежение видов первого яруса при сильных дозах ведет, благодаря увеличению эдафического пространства, к своего рода стимуляции развития тех видов третьего яруса, которые были угнетены в сообществах со слабыми дозами лучевого воздействия.

Таблица 7  
 Влияние разных уровней содержания  $\text{Sr}^{90}-\text{Y}^{90}$   
 в озерной воде на развитие эмбрионов большого  
 прудовика

Радиоактивность воды, кюри/л.	Доза облучения за сутки, рад	Общее число яиц	Число вылупившихся личинок	% от общего числа яиц	P	Число уродливых эмбрионов
Контроль	-	553	544	98,0	-	1
$1,10^{-9}$	0,0035	530	527	98,0	-	0
$1,10^{-7}$	0,35	487	481	97,2	-	2
$1,10^{-6}$	3,5	286	262	98,5	-	1
$1,10^{-5}$	35,0	653	625	96,0	-	5
$1,10^{-4}$	350,0	602	584	97,0	>0,05	3
$5,10^{-4}$	1700,0	386	335	81,5	<0,001	4
$1,10^{-3}$	3500,0	501	308	61,5	<0,001	19
$1,10^{-2}$	35000,0	550	0	0	-	-

Таблица 8  
 Влияние разных уровней содержания  $\text{Sr}^{90}-\text{Y}^{90}$   
 в озерной воде на развитие эмбрионов щуки

Концентрация изотопа в воде, кюри/л	Доза облучения, рад	Общее число яиц	Выклунувшиеся личинки				
			% от общего числа яиц	нормальные	уродливые	%	
Контроль	-	445	72±2	289	80,8	33	10,2±2
$10^{-9}$	0,00269	400	74±2	258	66,5	40	13,5±2
$10^{-8}$	0,0259	318	72±3	204	64,3	24	10,5±2
$10^{-7}$	0,259	369	66±3	208	55,0	37	15,0±2
$10^{-5}$	25,93	318	80±2	223	69,0	31	12,0±2
$10^{-4}$	259,3	378	75±2	224	78,0	60	21±4

Таблица 9

Влияние разных уровней содержания Sr<sup>90</sup> - Y<sup>90</sup>  
в озерной воде на развитие эмбрионов лягушки

Концентрация изотопа в воде, кюри/л.	Доза облучения, рад	Общее число икринок -	Выклонувшиеся личинки			
			% от общего числа икринок	нормальные число	%	уродливые число
Контроль	-	2810	75,0+4,1	1963	83,2	143
10 <sup>-10</sup>	0,0000157	2931	72,3+5,1	1968	83,0	150
10 <sup>-9</sup>	0,000157	3045	70,2+8,1	2009	84,0	127
10 <sup>-8</sup>	0,00157	2772	74,0+5,1	1900	82,5	154
10 <sup>-7</sup>	0,0157	2951	71,0+7,2	1965	83,9	127
10 <sup>-5</sup>	1,57	1597	77,0+2,4	1148	83,1	85

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящей работе рассмотрены два основных аспекта исследований в области континентальной радиоэкологии. Первый аспект - биогеохимический, охватывающий вопросы миграции и распределения радиоизотопов в наземных и пресноводных биогеоценозах. Второй - радиобиологический, включающий вопросы, связанные с изучением действия ионизирующих излучений на организмы и их сообщества.

Принятый нами подход сравнительного изучения миграционной способности радиоизотопов в важнейших биогеоценотических звеньях почва - растения и вода-гидробионты путем экспериментального расчленения этих звеньев на более простые системы оказался вполне оправданным. Такой подход позволил не только дать общую сравнительно-феноменологическую характеристику поведения интересующих нас радиоизотопов в системах различной сложности, но и вскрыть в отдельных случаях конкретные физико-химические механизмы регулирующих подвижность радио-

изотопов в этих системах. Проведенные исследования также подтвердили, что вопросы миграции и распределения радиоизотопов по компонентам биогеоценозов тесно взаимосвязаны с очень важной проблемой биологического действия радиоактивных веществ и их излучений.

Следует признать, что изложенные нами данные о сравнительной радиочувствительности разных видов живых организмов в зависимости от ряда сопутствующих факторов хотя и дают некоторое представление о наиболее уязвимых звеньях естественных биогеоценозов в случае их облучения, тем не менее, для составления научно-обоснованных прогнозов возможных последствий радиоактивного загрязнения конкретных биогеоценозов имеющихся данных далеко недостаточно. В связи с этим необходимо постоянно вовлекать в сферу радиоэкологических исследований все новые биологические объекты, изучая их радиочувствительность с учетом стадий развития, физиологического состояния, изменений факторов внешней среды и режима облучения. Поскольку основными формами существования организмов в естественной среде обитания являются популяции и биоценозы, наряду с изучением радиочувствительности на организменном уровне, необходимо всемерно развивать работы по изучению радиочувствительности отдельных видов на популяционном и биоценотическом уровнях. Критериями радиочувствительности в таких исследованиях могут служить численность популяции, воспроизводительная способность и смертность, биомасса, перестройки в составе и структуре сообществ и другие параметры используемые при описании биологических систем на уровне популяций и биоценозов.

Конечной задачей радиоэкологии является создание общей теории миграции и биологического действия радиоактивных веществ в различных биогеоценозах. В основе этой теории должны лежать современные представления о структуре и функционировании биологических макросистем, характеризующиеся большим числом взаимодействующих факторов. На пути решения этой сложной задачи стоят значительные трудности, успешно-му преодолению которых в дальнейшем будет способствовать использование в такого рода исследованиях счетно-решающих устройств, моделирующих радиоэкологические процессы в биогеоценозах.

## ВЫВОДЫ

1. Скорость и полнота поглощения (сорбции) железа-59, кобальта-60, стронция-90, иттрия- 91, цезия-137 и церия-144 в почвах из водного раствора определяются, при прочих равных условиях, химической природой элементов и не зависят от свойств почв, поскольку емкость поглощения последних достаточно велика для полной фиксации сорбционноспособных форм микроличеств радиоизотопов, находящихся в растворе. Изменение pH раствора в широких пределах (от 3 до 10) не влияет на полноту поглощения радиоизотопов кобальта, стронция, иттрия и цезия в почвах, тогда как поглощение железа-59 и церия-144 с повышением pH заметно снижается. Это обусловлено тем, что в щелочной среде железо и церий переходят в коллоидные формы, плохо сорбируемые почвой. Поглощение железа и церия зависит также от концентрации этих элементов в растворе.

2. Сорбция кобальта-60, иттрия-91 и церия-144 почвой находится в обратной зависимости от концентрации в растворе стабильных изотопов железа и алюминия, что, по-видимому, связано с процессами сосаждения и адсорбции радиоизотопов с коллоидной гидроокисью указанных макроэлементов. Радиоизотопы, находящиеся в растворе в форме внутрикомплексных соединений с искусственными комплексонами, очень слабо поглощаются почвой, а эффективность изучавшихся комплексонов по отношению к разным радиоизотопам находится в прямой зависимости от значения констант устойчивости этих соединений. Водные экстракти из растительного опада, а также растворимые высокомолекулярные органические вещества почвы (гуминовые и фульвокислоты) снижают сорбцию в почве всех изучавшихся радиоизотопов, за исключением цезия-137. Десорбирующее действие растительных экстрактов обусловлено, с одной стороны наличием в них органических веществ, способных переводить некоторые химические элементы в растворимые в воде комплексные соединения, а с другой - повышенной концентрацией в них других катионов, способных частично вытеснить радиоизотопы из почвы в раствор.

3. Наиболее прочно в исследованных почвах фиксируется железо-59 и цезий-137, остальные радиоизотопы по прочности закрепления их в почвах располагаются в ряду: иттрий-91 > церий -144 > кобальт-80 > стронций-90. В почвах с повышенным содержанием гумуса и влажных частиц все изотопы фиксируются прочнее, чем в почвах более легких по механического составу и с малым содержанием гумуса.

4. В опытах по десорбции радиоизотопов из почвы среди различных катионов, применяющихся в качестве десорбентов, для отдельных радиоизотопов выделены специфические вытеснители. Для железа-59 таким вытеснителем является алюминий, для иттрия-91 — медь и железо, для церия-144 — железо. По отношению к кобальту-80 и стронцию-90 десорбирующее действие катионов возрастает в соответствии с увеличением их атомного веса и валентности, что свидетельствует о различии ионо-обменного механизма поглощения этих радиоизотопов в почве. Сильное десорбирующее действие специфических вытеснителей обусловлено тем, что в почве эти элементы вступают преимущественно в такие же реакции и соединения, что и вытесняемые ими радиоактивные изотопы.

5. Радиоизотопы, обладающие повышенной подвижностью в системе почва-раствор (лабораторные опыты), в большем количестве, по сравнению с другими радиоизотопами, накапливаются растениями (вегетационные опыты). Такое соответствие лабораторных и вегетационных опытов позволяет считать, что поступление радиоизотопов в растения в значительной мере определяется их подвижностью в системе почва-раствор. Последнее особенно четко подтверждается результатами опытов с искусственными комплексонами. В лабораторных опытах комплексоны снижают сорбцию радиоизотопов в почве и увеличивают тем самым их подвижность в системе почва-раствор. В вегетационных опытах этот механизм приводит к увеличению поступления соответствующих радиоизотопов в растения.

6. Из почв с высоким содержанием гумуса в влажной фракции, прочнее фиксирующих радиоизотопы, поступление изотопов в растения снижено. Повышение увлажненности почвы от уровня влажности завядания до полной благоемкости увеличивает

вынос радиоизотопов растениями, однако это увеличение обусловлено лишь возрастанием биомассы растений на более увлажненной почве, тогда как концентрация изотопов в растениях при всех режимах увлажнения практически не изменяется.

7. Роль травянистой растительности в вертикальной миграции радиоизотопов в почве весьма незначительна. За один вегетационный сезон вынос их надземной массой растений (в зависимости от химической природы элемента, биомассы и видового состава фитоценоза) составил от тысячных до десятых долей процента от внесенного в почву количества. Корневая система растений также очень слабо влияет на смещение темпов миграции и распределения радиоизотопов в почве.

8. Результаты исследования миграции радиоизотопов в почвах естественных биогеоценозов в целом достаточно хорошо согласуются с результатами лабораторных и вегетационных опытов. Исключение составляют данные по стронцию-<sup>90</sup>. Этот радиоизотоп в природных условиях оказался менее подвижным в почве, чем следовало ожидать на основании данных лабораторных и вегетационных опытов. Одной из возможных причин такого снижения подвижности стронция-<sup>90</sup> может быть переход его со временем в необменное состояние в результате изоморфного замещения кальция в почвенных минералах, что не улавливается в краткосрочных лабораторных и вегетационных экспериментах. Однако в условиях избыточного увлажнения и своеобразной растительности Крайнего Севера стронций-<sup>90</sup> характеризуется повышенной миграционной способностью, что приводит к обогащению этим излучателем акумулятивных участков тундрового ландшафта.

9. Из водной среды радиоактивные изотопы накапливаются растениями с большими на несколько порядков величин коэффициентами накопления, чем из почвы т.к. почва, являясь сильным природным сорбентом, прочно удерживает в себе микролючества химических элементов. В этом проявляется мощная барьерная функция почвы на пути миграции радиоактивных изотопов в биогеоценозах. На примере стронция-<sup>90</sup> и цезия-<sup>137</sup> показано, что значения коэффициентов накопления радиоизотопов (химических элементов), установленные для гид-

робионтов экспериментально в лабораторных условиях в большинстве случаев оказываются заниженными по сравнению с коэффициентами накопления в естественном водоеме. Это объясняется тем, что в упрощенной лабораторной модели невозможно воспроизвести весь комплекс условий, складывающийся в естественном водоеме; кроме того, при длительном взаимодействии растений с загрязненной радиоактивными изотопами водой часть поглощенных радиоизотопов со временем переходит в тканях растений в необмененную и слабообменную формы, что приводит к постепенному возрастанию коэффициентов накопления.

10. Подтверждено, что в области микроконцентраций, при равных прочих условиях, концентрация химических элементов (радиоизотопов) в гидробионтах прямопропорциональна их концентрации в воде и следовательно, коэффициенты накопления остаются постоянными. В области макроконцентраций элементов в воде коэффициенты накопления снижаются. Они снижаются также при увеличении концентрации в воде неизотопных носителей соответствующих радиоизотопов. Отмечена дискриминация стронция-80 относительно его химического аналога - кальция, а цезия-137 относительно калия в процессе накопления этих элементов растениями. Величина коэффициента дискриминации зависит от биологических особенностей водных растений и широких пределах не зависит от концентрации макрокомпонента в воде.

11. Коэффициенты накопления стронция-80 и цезия-137 у растений, произрастающих в водоеме дистрофного типа, несколько выше, чем в олигогематротрофном водоеме. Одной из причин увеличения коэффициентов накопления радиоизотопов в дистрофном озере является понижение (в силу его перенаселенности гидробионтами) содержание в воде основных макроэлементов - кальция, магния, калия и натрия. Установлено, что стронций-80 вместе с его химическим аналогом -кальцием включается в процессы карбонатообразования и переходит таким образом из растворенного в воде состояния в трудно растворимый осадок, откладываемый на дне водоемов. Анализ полученных данных показывает, что карбонатообразование, являясь результатом жизнедеятельности растений, протекает вне растительного организма, а именно, в зоне контакта поверхности растения с водным раствором.

12. Наряду с живыми растениями большую роль в судьбе радиоизотонов в водоеме играют отмирающая растительность и детрит. Коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 у мертвых остатков оказались одного порядка величин с живыми растениями, а рутения-108 и церия-144 в несколько раз выше, чем у живых растений. Благодаря чрезвычайно прочной фиксации рутения-108 и церия-144 в отмирающей массе растений эти радиоизотопы вместе с детритом должны переходить из воды в донные отложения водоема. Стронций-90 и цезий-137, связывающийся в мертвой биомассе менееочно, могут выделяться обратно в воду и вновь включаться в биологические звенья миграции.

13. Данная количественная оценка выделения стронция-90, цезия-137, а также стабильных изотопов кальция, магния и калия из организма рыб с икрой во время нереста. Цезий и калий выделяются с икрой в большем количестве, чем стронций, кальций и магний. Переход радиоизотопов из организма рыб с икрой во внешнюю среду рассматривается как один из путей биологической миграции химических элементов в водоеме и способ биологического самоочищения организма рыб от икокорпорированных излучателей.

14. На примере опытов с сеянцами сосны показано, что лучевое поражение растений при радиоактивном загрязнении почвы зависит не только от уровня радиоактивности на единице площади земной поверхности, но и от характера вертикального распределения радиоизотопов в почве, что в свою очередь определяется миграционной способностью радиоизотопов в этой среде. При одинаковых уровнях радиоактивного загрязнения в расчете на единицу площади лучевое поражение растений тем вероятнее, чем большая часть радиоизотопов будет длительное время задерживаться в поверхностных слоях почвы и в подстилке. Особенно радиочувствительными в таких ситуациях должны быть ранние стадии семенного возобновления растительности.

15. При относительно слабых дозах облучения растений наблюдается эффект радиостимуляции, проявляющийся в ус-

корении роста, развития, повышении биомассы и изменении качества урожая. Как показали наши опыты, радиостимуляция сопровождается повышением радиорезистентности растений к последующему облучению в сублетальных дозах. Повышение радиорезистентности в результате предварительного гамма-облучения в слабых дозах отмечено также на развивающихся эмбрионах линя. Предполагается, что радиобиологические эффекты радиостимуляции и радиозащитного действия в результате предварительного облучения регулируются единым механизмом.

16. На других биологических объектах (икра щуки, линя и яйца пресноводного моллюска – большого прудовика) подтверждены имеющиеся в литературе данные о резком изменении радиочувствительности в ходе оплодотворения и раннего дробления зиготы. При этом первый пик радиочувствительности, по времени соответствует стадии сближения, мужского и женского пронуклеусов, а последующие – предшествуют интеркинетическому состоянию ядра между делениями дробления. На более поздних стадиях развития радиочувствительность эмбрионов снижается. Опыты с яйцами пресноводного моллюска показали, что снижение радиочувствительности в ходе эмбриогенеза сопровождается изменением типа лучевых морфологических уродств эмбрионов, обусловленным разной скоростью специализации зародышевых клеток.

17. Изучена кинетика накопления радиоизотопов ряда химических элементов развивающейся икрой пресноводных рыб, выполнены расчеты по количественной оценке доз облучения икры за время ее развития в радиоактивной воде, определены уровни радиоактивного загрязнения водной среды, оказывающие повреждающее действие на эмбриональные стадии развития линя, окуня, щуки и пресноводного моллюска. Опыты показали, что эмбриональное развитие этих гидробионтов идет без заметных отклонений от нормы при довольно высоких концентрациях  $Sr^{90}$  –  $Y^{90}$  в воде (порядка  $10^{-5}$  –  $10^{-4}$  кюри / л). При одинаковых дозах лучевого воздействия внешнее однократное гамма-облучение икры рыб и яиц моллюска на ранних стадиях эмбриогенеза биологически более эффективно, чем длительное облучение.

чение эмбрионов в процессе их развития в загрязненной радиоактивными изотопами воде. Это объясняется тем, что в последнем случае значительная доля общей дозы облучения (создаваемой за счет радиоактивности воды и аккумуляции радионизотопов эмбрионами) приходится на более поздние стадии эмбриогенеза, отличающиеся относительно высокой радиорезистентностью.

18. Анализ данных по действию ионизирующей радиации на сообщества организмов подтверждают, что в общем виде реакции разных типов сообществ (наземный фитоценоз, почвенные бактерии, пресноводный перифитон) на лучевое воздействие оказываются сходными. При относительно слабых дозах облучения, как правило, несильно возрастает общая биомасса сообществ, при этом видовой состав и структура сообществ существенно не изменяется. При достаточно высоких дозах лучевого воздействия проявляются значительные сдвиги в составе и структуре сообществ, сопровождающиеся резкими изменениями биомассы составляющих эти сообщества видов. Наблюдаемые изменения в составе, структуре и биомассе биоценозов обусловлены как первичными реакциями, связанными с непосредственным действием излучений на отдельные организмы в составе сообществ, так и вторичными реакциями, вызванными нарушениями биоценотических связей между отдельными компонентами облучаемого биоценоза.

Материалы диссертации обсуждались на ряде научных совещаний, в частности, на совещании по предпосевному облучению семян (Москва, 1981), на IV Все-союзном совещании "Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине" (Киев, 1982), на симпозиуме по проблемам радиочувствительности на молекулярном, клеточном и организменном уровнях (Новосибирск, 1988), на Международном симпозиуме по радиоэкологическим процессам концентрирования (Стокгольм, 1988), на симпозиуме по методам радиоэкологических исследований

(Сыктывкар, 1967), на симпозиуме по радиоэкологии водных организмов и их сообществ (биостанция "Миассово", УФАН СССР, 1968), на симпозиуме по миграции радиоактивных элементов в наземных биогеоценозах (Москва, 1968), на Международном симпозиуме по радиоэкологии (Кадараш Франция, 1969), на II республиканской научной конференции "Механизмы биологического действия ионизирующих излучений" (Львов, 1969), на симпозиуме "Продуктивность биогеоценозов Субарктики" (Свердловск, 1970), на I Всесоюзном симпозиуме по радиобиологии растительного организма (Киев, 1970), на симпозиуме "Исследование форм соединений радионуклидов и механизмы их миграции в почвах и растениях" (Тбилиси, 1970) и др.

#### Список работ, опубликованных по материалам диссертации

1. Работы по экспериментальной биогеоценологии. II Влияние замачивания семян в смеси  $\beta$ -излучателей на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Тр. Института биологии УФАН СССР, вып. 9, 1957.
2. Действие осколков урана на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Бот. журнал. 42, 3 1957.
3. Повышение урожайности некоторых овощных культур с помощью слабых доз ионизирующих излучений. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 1, 1958.
4. Действие предпосевного облучения семян гаммой лучами  $\text{Co}^{60}$  на развитие и урожай томатов. Бюлл. Урал, отд. МОИП, вып. 1, 1958.
5. Действие  $\text{Na} - \text{ЭДТУ}$  на поведение радиокобальта в системе почва - растение. Докл. АН СССР, 183, 3, 1960.
6. Опыты по радиостимуляции культурных растений. Тр. Ин-та биологии УФАН СССР, вып. 13, 1960. (в соавт. с Н.А. Порядковой и Н.М. Макаровым)
7. О влиянии этанлендимететрацетата на поведение кобальта в почве и растениях. Почвоведение, 12, 1960.

8. О поглощении кобальта растениями в зависимости от содержания гумуса в почве. Почвоведение, 4, 1981.
9. О действии ионизирующих излучений на урожай томатов, белокочанной капусты и редиса. Тезисы докладов на совещании по предпосевному облучению семян. Москва, 1981.
10. О действии излучателей на фитоценозы и влияние фитоценозов на перераспределение радиоизотопов в почве. Автореферат канд. дисс., Свердловск, 1981.
11. Влияние ЭДТУ на поглощение растениями кобальта из почвы. Тр. 2-й межвузовской конференции по проблеме микроэлементов и природной радиоактивности почв СССР. Москва, 1981.
12. О действии излучателей на фитоценозы и влияние последних на миграцию и перераспределение радиоизотопов в почве. Тр. Ин-та биологии УФАН СССР, вып. 22, 1982 (в соавт. с Н.А. Порядковой, С.В. Агафоновой и Н.В. Тимофеевым - Ресовским).
13. Применение комплексонов для повышения мобильности микроэлементов в системе почва-растение. Материалы 1У Всесоюзного совещания по вопросам применения микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине. Издво с/х литературы УССР, Киев, 1983.
14. О влиянии этилендиаминтетраацетата на подвижность радиоактивных изотопов стронция, цезия и некоторых других элементов в почве. Почвоведение, 6, 1985.
15. Накопление кобальта растениями в зависимости от содержания и формы его соединений в почве. Почвоведение 4, 1985 (в соавт. с Н.А. Тимофеевой).
16. Влияние растительного покрова на вертикальную миграцию кобальта в почве. Тр. Ин-та биологии УФАН СССР, вып. 45, 1985.
17. Влияние понизирующих излучений на ранние стадии развития *Limnaea stagnalis* L. Радиобиология, 6 вып. 6, 1986 (в соавт. с Н.А. Тимофеевой и С.А. Любимовой).

18. Радиочувствительность молодых сеянцев сосны обыкновенной в условиях хронического облучения на гамма-поле. Тезисы докладов симпозиума по проблемам радиочувствительности на молекулярном, клеточном и организменном уровнях. Новосибирск, 1966 (в соавт. с П.И.Юшковым).
19. Накопление некоторых радиоизотопов живыми и мертвыми тканями пресноводных растений. Радиобиология, 7, вып. 2, 1967 (в соавт. с С.А. Любимовой и Н.А. Тимофеевой).
20. Радиочувствительность *Limnaea stagnalis* L. на ранних стадиях развития. Информ. бюллетень "Радиобиология", 10, 1967 (в соавт. с Н.А.Тимофеевой).
21. Действие хронического гамма-облучения на молодые сеянцы *Pinus silvestris* L. Информ. бюллетень "Радиобиология", 10, 1967 (в соавт.с П.И. Юшковым).
22. The role of freshwater plants in accumulation of Sr<sup>90</sup> and its distribution over the components of reservoir. In: Radioecological concentration processes. Pergamon Press, Id., 1967  
(в соавт. с Н.А. Тимофеевой).
23. Влияние некоторых комплексонов на сорбцию радиоизотопов почвой. Тр.Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР, вып. 81, 1968.
24. Влияние растительного покрова на вертикальную миграцию церия-144 в почве. Там же (в соавт. с Н.М.Корбицким).
25. Роль пресноводных растений в накоплении стронция-89 и в распределении его по компонентам водоема. Там же (в соавт. с Н.А. Тимофеевой).
26. О накоплении радиоизотопов мертвыми тканями пресноводных растений. Там же ( в соавт. с С.А. Любимовой и Н.А. Тимофеевой).
27. О накоплении цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в природных водоемах.

Докл. АН СССР, 178, 6, 1968) в соавт. с С.А. Любимовой и Д.Г. Флейшманом).

28. О радиочувствительности развивающихся эмбрионов линя (*Tinca tinca* L.) Радиобиология, 8, вып.3, 1968 (в соавт. с Н.А. Тимофеевой и Л.К. Шишениковой).

28. О прочности фиксации строция-90 и пезия-137 живыми и мертвыми тканями пресноводных растений. Радиобиология, 8, вып.6, 1968 (в соавт. с С.А. Любимовой и Н.А. Тимофеевой).

30. Изучение влияния люцерны на вертикальную миграцию кобальта и церия в почве. Агрохимия, 2, 1969 (в соавт. с Л.И. Пискуновым).

31. Снижение радиочувствительности эмбрионов линя (*Tinca tinca* L.) в результате предварительно го облучения. Радиобиология 8, вып.4, 1969 (в соавт. с Н.А. Тимофеевой и Л.К. Альшиц).

32. О поведении естественных радиоактивных элементов в непроточном водоеме. (Сообщение 1). Атомная энергия, 27, вып.2, 1969 (в соавт. с А.А. Искрой и В.Г. Бахуровым).

33. The role of fresh-water vegetation in the migration and translocation of natural radioactive elements in a body of water. Symposium international de radioecologie. CEA DPSR DPS, Cadarache. vol.I, 1969 (в соавт. с А.А. Искрой и В.Г. Бахуровым).

34. Some aspects of radioactive fission products migration in the forest biogeocenoses and the effects of ionizing radiations on the woody plants. Symposium international de radioecologie. CEA DPSR DPS, Cadarache, vol.II,

1969 (в соавт. с Р.М. Алексакиным, Р.Т. Карабакем, А.А. Молчановым, М.А. Нарышкиным, С.В. Тарчевской, Ф.А. Тихонировым, Э.Б. Тюрюкановой и П.И. Юшковым).

35. Изменение радиочувствительности эмбрионов линя за разных стадиях развития. Тезисы докладов 2-ой республиканской научной конференции "Механизмы биологического действия ионизирующих излучений", Львов, 1969.

36. О радиозащитном действии предварительного облучения на семена сосны обыкновенной. Там же ( в соавт. с С.В. Тарчевской).

37. Действие хронического гамма-облучения на фотосинтетическую ассимиляцию и последующее распределение углерода в сеянцах сосны. Там же ( в соавт. с П. И. Юшковым).

38. Действие хронического гамма-облучения на молодые сеянцы сосны обыкновенной. Тр. Ин-та экологии растений и животных УфАН СССР, вып. 67, 1970 ( в соавт. с П.И.Юшковым).

39. О действии радионуклидов на гидробионты. Тр. Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР, вып.74, 1970.

40. Влияние гамма-лучей кобальта-60 на эмбриональное развитие щуки( *Esox lucius* L. ). Там же ( в соавт. с Л.К. Альшиц и Н.А. Тимофеевой).

41. Действие предварительного облучения на последнюю радиочувствительность предлаичинок линя ( *Tinca tinca* L. ). Там же ( в соавт. с Н.А. Тимофеевой и Л.К. Альшиц).

42. Изменение радиочувствительности *Limnaea stagnalis* L. на разных стадиях эмбрионального развития. Там же ( в соавт. с С.А. Фамелисом).

43 О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве. Агробиология, 7, 1970 ( в соавт. с Л.И. Пискуновым).

44. О распределении стронция- 90 и цезия-137 в почво-растительном покрове тундры. Докл. АН СССР, 196, 4, 1970 ( в соавт. с И.В. Молчановой).

45. Радиочувствительность эмбрионов линя ( *Tinca tinca* ). ) на разных стадиях развития. Радиобиология, 10, вып 1, 1970;

46. Радиочувствительность икры щуки (*Esox lucius* L.) в ходе оплодотворения и раннего дробления. Радиобиология, 10, вып. 5, 1970.

47. Накопление урана-238, тория-232 и радия-226 пресноводными растениями в зависимости от биомассы растений в водной среде. Радиобиология, 10, вып. 3, 1970, № 1508-70 Деп. (в соавт. с А.А. Искрой и В.Г. Бахуровым).

48. Накопление стронция-90, цезия-137 и церия-144 растениями в зависимости от влажности почвы. Радиобиология, 10, вып. 3, 1970, № 1511-70 Деп. (в соавт. с Е.Н. Караваевой и И.В. Молчановой).

49. Облучение эмбрионов пресноводных рыб при инкубации икры в растворе  $\text{Sr}^{90}-\text{Y}^{90}$ . Радиобиология, 10, вып. 5, 1970, № 1879-70 Деп. (в соавт. с В.С. Безелем и Л.Н. Ожеговым).

50. Состояние и задачи лесной радиоэкологии. Экология, 1, 1970 (в соавт. с Р.М. Алексахиным и Ф.А. Тихомировым).

51. Роль пресноводной растительности в процессах миграции и распределения естественных радиоактивных элементов в водоеме. Экология, 2, 1970 (в соавт. с А.А. Искрой и В.Г. Бахуровым).

52. Роль пресноводных растений в процессах соосаждения стронция-90 с карбонатами кальция. Экология, 4, 1970 (в соавт. с С.А. Любимовой и Н.А. Тимофеевой).

53. Накопление радионуклидов развивающейся икрой линя (*Tinca tinca* L.) и окуня (*Percsa fluviatilis* L.). Экология, 5, 1970 (в соавт. с В.С. Безелем и Л.Н. Ожеговым).

54. Распределение радионуклидов стронция и цезия на сопряженных участках тундрового ландшафта. Материалы симпозиума по изучению радиационному использованию и охране воспроизводимых природных ресурсов Крайнего Севера СССР. Свердловск, 1970 (в соавт. с И.В. Молчановой).

55. Влияние гамма-облучения на сеянцы сосны и лиственницы. Материалы I Всесоюзного симпозиума по радиобиологии растительного организма. Изд-во "Наукова думка" Киев, 1970 (в соавт. с П.И. Юшковым).

58. Подвижность ионных, коллоидных и комплексных форм радионуклидов железа, кобальта, иттрия и церия в системе почва-раствор. Материалы симпозиума "Исследование форм соединений радионуклидов и механизмы их миграции в почвах и растениях, Тбилиси, 1970 (в соавт. с И.В. Молчановой).

57. О механизме десорбирующего действия экстрактов из древесного растительного опада на  $\text{Fe}^{59}$ ,  $\text{Co}^{60}$  и  $\text{Sr}^{90}$  в почве. Там же (в соавт. с М.Я. Чеботиной).

58. Биологическое действие радиоактивных загрязнений в водоеме. В сб. "Биол. процессы в мор. и континент. водоемах." Кишинев, АН Молд. ССР, 1970.

59. Влияние влажности почвы на подвижность радиоизотопов стронция, цезия и церия в системах почва-раствор и почва-растение. Тезисы докладов. 1У Всесоюзный деле-гатский съезд почвоведов. Книга вторая, часть 1, № 299, 1970 (в соавт. с Е.Н. Караваевой и И.В. Молчановой).

60. Распределение  $\text{Sr}^{90}$  в почвах разных географических зон Урала. Там же, № 300 (в соавт. с Г.И. Махониной, И.В. Молчановой и Л.И. Пискуновым).

61. Мобилизация  $\text{Fe}^{59}$ ,  $\text{Co}^{60}$  и  $\text{Sr}^{90}$  растительными экстрактами в почве в условиях динамических лабораторных опытов. Там же, № 311 (в соавт. с М.Я. Чеботиной).

62. Поведение  $\text{Fe}^{59}$ ,  $\text{Co}^{60}$ ,  $\text{U}^{91}$  и  $\text{Ce}^{144}$  в почве и растениях. Там же. Часть II, № 617 (в соавт. с И.В. Молчановой).

63. Радиоэкология пресноводных растений и животных. В кн: "Современные проблемы радиобиологии т. II. Радиоэкология". М.Атомиздат, 1971.

64. К методике изучения накопления цезия-137 пресноводными растениями. Сб.статей. Методы радиоэкологических исследований, М., Атомиздат, 1971 (в соавт. с С.А. Любимовой и Д.Г. Флейшманом).

65. Методика и основные результаты экспериментального изучения накопления урана-238, тория-232 и радия-226 пресноводными растениями. Там же (в соавт. с А.А.Искрай, В.Г. Бахуровым и Э.А. Гилевой).

66. О методике экспериментального изучения миграции стронция-90 в почве лесных биогеоценозов. Там же (в соавт. с И.В. Молчановой и Б.А. Мироновым).

67. Метод количественной оценки влияния растений на вертикальную миграцию некоторых радионуклидов в почве. Там же (в соавт. с Л.И. Пискуновым).

68. Современное состояние пресноводной радиоэкологии и основные направления исследований по этой проблеме Сб. статей. Проблемы радиоэкологии водных организмов. Тр. Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР, вып. 78, 1971.

69. Накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в естественном водоеме. Там же (в соавт. с С.А. Любимовой и Д.Г. Флейшманом).

70. О поведении естественных радиоактивных элементов в модельных системах пресноводного водоема. Там же (в соавт. с А.А. Искрой и В.Г. Бахуровым).

71. Накопление  $Sr^{90}$  -  $Y^{90}$  икрой пресноводных рыб и расчет поглощенных доз облучения. Там же (в соавт. с В.С. Безелем и Л.Н. Ожеговым).

72. Действие  $Sr^{90}$  -  $Y^{90}$  на эмбриональное развитие некоторых представителей пресноводных рыб и моллюсков. Там же (в соавт. с Н.А. Тимофеевой и Л.К. Альшиц).

73. Влияние гамма-лучей.  $Co^{60}$  на эмбриональное развитие пресноводных рыб (на примере щуки *Esox lucius* L. и линя *Tinca tinca* L.). Там же (в соавт. с Л.К. Альшиц и Н.А. Тимофеевой).

74. О некоторых закономерностях накопления стронция-90 в пресноводных растениях. Там же (в соавт. с Л.И. Пикуловым, С.И. Трейгером и С.А. Любимовой).

75. О математической модели накопления осколочных радионуклидов пресноводными растениями. Там же (в соавт. с Л.И. Пискуновым и А.И. Левиной).

76. Изменение радиочувствительности растений в результате предварительного лучевого воздействия. Радиобиология, 11, вып. 4, 1971 (в соавт. с Л.К. Альшиц, А.А. Позолотиным и С.В. Тарчевской).

77. Миграция стронция-90 и цезия -137 из организма рыб с икрой во время переста. Экология, 4, 1971 (в соавт. с В.Г. Кулниковой и С.А. Любимовой).

78. Радиоактивные изотопы в системе почва-растение. Атомиздат. В печати (в соавт. с И.В. Молчановой)

НС 18334 8/У1-1971 г.

Объем 2,87 печ. л.

Формат 60x84 1/16

Тираж 250 Заказ 1140

Цех №4 объединения "Полиграфист",  
Свердловск, Университетская пл., 8